

Artenhilfsprogramm

Amphibien und Reptilien

Rote Liste

Natürlich Hamburg!



Freie und Hansestadt Hamburg
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt

Freie und Hansestadt Hamburg
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt
Naturschutzamt

Artenhilfsprogramm und Rote Liste

Amphibien und Reptilien in Hamburg

Verbreitung, Bestand und Schutz der Herpetofauna im Ballungsraum Hamburg

Verfasser:

Ingo Brandt

Karsten Feuerriegel

Redaktion und Internetauftritt:

Susanne Voß, Karin Gaedicke, Karin Blasius

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt

Bearbeitungsstand: April 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
2	Material und Methode	7
2.1	Das Artenkataster Hamburg	7
2.2	Methodik der Bestandserfassungen	7
3	Rote Liste der in Hamburg heimischen Amphibien und Reptilien	8
3.1	Rote Liste	8
3.2	Erläuterung der Kategorien der Roten Liste	9
3.3	Statistik und Anmerkungen	10
4	Artenhilfsprogramme	13
4.1	Feuersalamander - <i>Salamandra salamandra</i>	14
4.2	Kammolch - <i>Triturus cristatus</i>	17
4.3	Fadenmolch - <i>Triturus helveticus</i>	21
4.4	Teichmolch - <i>Triturus vulgaris</i>	23
4.5	Bergmolch - <i>Triturus alpestris</i>	26
4.6	Rotbauchunke - <i>Bombina bombina</i>	28
4.7	Knoblauchkröte - <i>Pelobates fuscus</i>	31
4.8	Kreuzkröte - <i>Bufo calamita</i>	34
4.9	Erdkröte - <i>Bufo bufo</i>	37
4.10	Wechselkröte - <i>Bufo viridis</i>	41
4.11	Laubfrosch - <i>Hyla arborea</i>	43
4.12	Der Grünfrosch-Komplex: Seefrosch - <i>Rana ridibunda</i> , Kleiner Wasserfrosch - <i>R. lessonae</i> , Teichfrosch - <i>R. kl. esculenta</i>	46
4.13	Seefrosch - <i>Rana ridibunda</i>	47
4.14	Kleiner Wasserfrosch - <i>Rana lessonae</i>	50
4.15	Teichfrosch - <i>Rana kl. esculenta</i>	52
4.16	Springfrosch - <i>Rana dalmatina</i>	54
4.17	Grasfrosch - <i>Rana temporaria</i>	57
4.18	Moorfrosch - <i>Rana arvalis</i>	60
4.19	Europäische Sumpfschildkröte - <i>Emys orbicularis</i>	63
4.20	Blindschleiche - <i>Anguis fragilis</i>	82
4.21	Zauneidechse - <i>Lacerta agilis</i>	84
4.22	Waldeidechse - <i>Lacerta vivipara</i>	87
4.23	Ringelnatter - <i>Natrix natrix</i>	90
4.24	Schlingnatter - <i>Coronella austriaca</i>	93
4.25	Kreuzotter - <i>Vipera berus</i>	96
5	Gefährdungssituation der Amphibien und Reptilien in Hamburg	99
5.1	Naturräumliche Differenzierung der Vorkommen	99
5.2	Natürliche Bestandsentwicklung	99
5.3	Gefährdungsursachen	100

6	Schutz- und Förderungsmaßnahmen	112
6.1	Gesetzlicher Schutz	112
6.2	Ökologische Grundlagen des Amphibien- und Reptilienschutzes	114
6.3	Amphibienlebensräume: Schaffung von und Umgang mit Kleingewässern	117
6.4	Schaffung von Reptilienlebensräumen	122
6.5	Entschärfung von Straßen	122
6.6	Neuansiedlung ausgestorbener Arten	127
7	Ausblick	128
7.1	Kenntnisdefizite und Untersuchungsbedarf	128
8	Glossar	130
9	Literatur	134
10	Bildnachweis	142

Danksagung

Die Erstellung dieses Artenhilfsprogramms wurde nur durch die Mitwirkung zahlreicher Amphibien- und Reptilienfreunde möglich. Folgende Personen haben Informationen zur Verfügung gestellt:

Stefanie Bauche, Stephan Beilke, Vilmut Brock, Friedrich Buck, BUND (verschieden Ortsgruppen), Falko Czekanowsky, Silke Dawartz, Thomas Delker, Michael Dembinski, Sven Denkwitz, Walter Döring, Karla Dorsch, Irmgard Dudas, Durnberg, Andreas Eggers, Friederike Eggers, Hartmut Engel, Barbara Engelschall, Günter Entlinger, Dietmar Glitz, Götz Goldammer, Wolfgang Graf, Heiko Grell, Joachim Grosser, Stephan Gürlich, Andreas Haack, Herr Hagemann, Wolfram Hammer, Wolfram Hanoldt, Bernd Heitmann, Katharina Henne, Hartmut Hennings, Christoph Herden, Günter Hess, Herr Hollmichel, Anne Ipsen, Axel Jahn, Michael Kasch, Herr Kaub, Andreas Klinge, Wolf Kloebe, Harald Köpke, Nils Koschke, Kerstin Kreft, Walter Krohn, Margret Lewerthoff, Heide Lock, Herbert Lotzmann, Wolfgang Lucht, Sabine Ludwig, Karsten Lutz, Heike Markus-Michalczyk, Johannes Martens, Inga Mau, Gerald Meißner, Nils Meyer, Christian Michalczyk, Ulrich Mierwald, Claudia Milthaler, Bernd Mlody, Jörn Mohrdieck, NABU (verschieden Ortsgruppen), Horst Nagel, Bernd-Ulrich Netz, Robert Niederheide, Michael Obladen, Gerwin Obst, Thomas Olthoff, Rolf Peschel, Torben Piel, Werner Piper, Hans-Helmut Poppendieck, Volker Prella, Holger Reimers, Jan Richter, Jörgen Ringenberg, Frank Röbbelen, H Schilling, Herbert Schlüter, Harald Schneider, Horst Schröder, H.-Uwe Schulz, K. Schulz, Herr Schulze, Susanne Söhl, Heinz-W. Steckhahn, Dörte Thurich, Hans-Dieter Totzke, Hinrich Viehbrock, Fred Voß, Lorenz Wehrmann, Iris Weishaar, L. Wiczorek, Annegret Wiermann.

Wir möchten allen, auch den hier nicht namentlich erwähnten, für die Unterstützung danken.

Ganz besonders möchten wir den folgenden Naturschützern und Gruppen für ihr vielfaches und praktisches Engagement im Amphibien- und Reptilienschutz danken:

Günter Entlinger, Dietmar Glitz, Wolfram Hammer, Thomas Jaschke, Wolf Kloebe, Harald Köpke, Walter Krohn, Margret Lewerthoff, Jörn Mohrdieck, Holger Reimers, Horst Schröder, Hinrich Viehbrock, Annegret Wiermann sowie den BUND- und NABU- Ortsgruppen aus den verschiedenen Stadtgebieten.

Günther Entlinger ist seit Jahren im Hamburger Westen aktiv. Seinem unermüdlichen Schaffen ist die Entstehung zahlreicher neuer Gewässer an der Wedeler Au zu verdanken. Von ihm stammt ein großer Teil der Daten aus diesem Gebiet.

Dietmar Glitz hat zahlreiche Neuanlagen von Kleingewässer-Verbundsystemen initiiert und

fachlich begleitet. Vor allem im Naturschutzgebiet Duvenstedter Brook haben sich, aufgrund dieser Aktivitäten, die Amphibienpopulationen sehr positiv entwickelt. Darüber hinaus hat er, durch behördlich genehmigte Maßnahmen, maßgeblich dazu beigetragen, den ehemals heimischen Laubfrosch in Hamburg wieder anzusiedeln.

Thomas Jaschke hat sich im Laufe der vergangenen Jahre v.a. im Bezirk Bergedorf und in Zusammenarbeit mit der NABU-Gruppe Bergedorf um den Schutz der Amphibien verdient gemacht. Die heute herausragende Bedeutung des NSG Die Reit als Lebensraum zahlreicher Arten ist u. a. ihm zu verdanken.

Harald Köpke hat mit seinem Wirken im Raum Wilhelmsburg und Harburg erheblich zur Kenntnis und zur Förderung der Herpetofauna in diesem Gebiet beigetragen.

Jörn Mohrdieck ist seit Jahren im Raum Wedel aktiv und bemüht sich erfolgreich um den Schutz der dort ansässigen Amphibienbestände.

Horst Schröder hat über Jahre hinweg wertvolle Beiträge zum Schutz von Amphibien speziell im Norden von Hamburg geleistet. Neben der Betreuung von Schutzzäunen am Wittmoor und von Maßnahmen in den Naturschutzgebieten im Norden Hamburgs hat er sich v.a. mit der Hamburg weiten und verbandsübergreifenden Betreuung der Amphibiengruppe (BUND/NABU) verdient gemacht.

Annegret Wiermanns und Holger Reimers Engagement ist es unter anderem zu verdanken, dass zahlreiche Moorfrösche und Erdkröten am Klövensteenweg eine beispielhaft konzeptionierte Kleintiertunnelanlage erhalten haben, die ihnen nun das schadlose Querens der Fahrbahn erlaubt. Sie haben damit wesentlich zum Erhalt großer Populationen beigetragen.

Eine erste Fassung dieses Artenhilfsprogrammes wurde von Jörn Mohrdieck, Frank Röbbelen, Horst Schröder und Lorenz Wehrmann durchgesehen. Ihnen möchten wir für ihre kritischen Kommentare und fachlichen Vorschläge ganz besonders danken.

1 Einleitung

In der Bundesrepublik Deutschland sind alle heimischen Amphibien und Reptilien besonders geschützt (§42 Bundesnaturschutzgesetz) und werden in sogenannten „Roten Listen“ geführt. Diese Listen stufen die Arten nach ihrem Gefährdungsgrad ein und dienen als Grundlage für die Beurteilung naturschutzfachlicher Fragestellungen. Da nur noch wenige Arten in gesicherten Beständen existieren, reichen Verbote nicht aus, um die bedrohten Lurche und Kriechtiere zu schützen. Das hier vorliegende Artenhilfsprogramm informiert über Verbreitung, Bestand und Gefährdung der Arten in Hamburg, um möglichst konkrete, auf die regionale Situation abgestimmte Schutzprogramme und -maßnahmen zu ermöglichen.

Amphibien (auch Lurche genannt) und Reptilien werden wissenschaftlich unter dem Begriff „Herpetofauna“ (herp-, gr.: kriechen und Fauna, lat.: Tierwelt eines Gebietes) zusammengefasst. Je mehr man sich mit ihnen beschäftigt, desto faszinierender erscheinen sie. Urtümliche Amphibien gingen vor rund 360 Millionen Jahren vom Wasser- zum Landleben über und wurden die Urahnen aller landlebenden Wirbeltiere - auch der Menschen. Der Lebensraum Wasser ist für Amphibien noch immer entscheidend. Nur in Gewässern können sich der Laich und die Larven zu Fröschen, Kröten, Unken, Molchen und Salamandern entwickeln. Diese Bindung an ihre Laichgewässer bringt die Amphibien jährlich wiederkehrend in das Bewusstsein der Öffentlichkeit, weil sie auf ihren Wanderungen in großer Zahl dem Straßenverkehr zum Opfer fallen oder Straßensperrungen und andere Schutzmaßnahmen auf sie aufmerksam werden lassen.

Lurche und Kriechtiere spielen im Naturschutz eine Schlüsselrolle als Indikatoren für den Zustand der Landschaft. Sie sind in hohem Maß von der Zerschneidung der Landschaft und der Isolierung von Biotopen betroffen. Intakte Amphibienpopulationen zeigen naturnahe Landschaftsräume an, in denen Gewässer eine Schlüsselrolle spielen. Reptilien repräsentieren mit ihrer Vorliebe für trocken-warme, offene Magerstandorte einen ganz anderen ebenfalls stark gefährdeten Biotop-typenkomplex.

Hamburg liegt in einer Übergangszone vom atlantischen und kontinentalen Klima und zeichnet sich durch naturräumliche Vielfalt aus, wodurch der Artenreichtum nicht nur aus herpetologischer Sicht in besonderer Weise begünstigt wird (siehe Kapitel 5.1). Der Hamburger Raum ist für viele Tier- und Pflanzenarten mit kontinentalem, östlichem Verbreitungsschwerpunkt die westliche Verbreitungsgrenze. So reichten die Vorkommen der Rotbauchunke bis in die Vier- und Marschlande (vgl. Kapitel 5). Für einige Arten mit Vorkom-

men im Niedersächsischen Hügelland bildet die Elbe die nördliche Verbreitungsgrenze; so ist bei Springfrosch, Fadenmolch und Feuersalamander davon auszugehen, dass die Tiere den Bereich der Harburger Berge ursprünglich vollständig besiedelten.

Die Vielfalt der Lebensbedingungen bewirkt, dass ein erstaunlich großer Teil der in Deutschland heimischen Herpetofauna in Hamburg vorkommt: 7 von 14 der in Deutschland auftretenden Reptilienarten und 17 von 21 Amphibienarten. Heute sind alle vorkommenden Reptilienarten (100 %) und 16 der 17 Amphibienarten (94,1 %) in der Hamburger Roten Liste aufgeführt. Es besteht akuter Handlungsbedarf, das Überleben der verbliebenen Bestände zu sichern.

Intakte Vorkommen von Amphibien und Reptilien sind auch in Großstädten möglich. Dies zeigen die Reptilienvorkommen auf Sekundärstandorten im Hafengebiet, auf Gewerbeflächen und entlang von Bahntrassen sowie die Ansiedlungserfolge, die mitunter durch die Anlage von Kleingewässern für Amphibien erzielt werden.

Dass die Verbreitung einiger Arten in Hamburg gegenüber dem ländlich geprägten Umland einen Schwerpunkt aufweist, lässt sich einerseits auf Erkenntnis- und Bearbeitungsdefizite im Umland zurückzuführen; andererseits bieten städtische Gebiete speziell in Hamburg günstige Lebensbedingungen:

- Locker besiedelte Gebiete am Stadtrand sind ungleich strukturreicher als die offene, oft rein agrarisch genutzte Landschaft.
- Häufig sind Gärten reich an bedeutenden Habitaten für Reptilien und Amphibien (z.B. Kleingewässer und Komposthaufen).
- Die Landwirtschaft im Spannungsfeld städtischen Siedlungsdruckes ist weniger intensiv.
- Das Stromspaltungsgebiet der Elbe ist reicher an Gewässern als Abschnitte der Elbeniederung auf Niedersächsischem und Schleswig-Holsteiner Gebiet.
- Im Verhältnis zum Umland sind auf Hamburger Gebiet große Anteile der Landschaft unter Schutz gestellt. So bilden insbesondere die Schutzgebiete am Stadtrand, zwischen Hamburg und den Nachbarländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein, eine wesentliche Grundlage für den Artenschutz in Hamburg.

Eine positive Stadtentwicklung mit Erhalt und Steigerung der Lebensqualität für den Menschen

und die Naturschutzziele des Amphibien- und Reptilienschutzes sind gut vereinbar. Das Schaffen und Erhalten unzerschnittener Landschaftsräume, durchgängiger Grünverbindungen, sowie ein Reichtum von Gewässern und abwechslungsreichen Vegetationsstrukturen nützen in hohem Maß beiden. In diesem Sinn ist mit Amphibien- und Reptilienschutz in der Stadt eine Verbesserung der Lebensqualität des Menschen verbunden.

Amphibien und Reptilien waren für viele Menschen in ihrer Kindheit ein bedeutender Teil ihres Erlebnisumfeldes. An ihnen entwickelten sich Verständnis und Faszination für Natur. In gleichem Maß, wie die Tiere aus unserem Blick- und Erfahrungshorizont verschwinden, schreitet gegenwärtig die Entfremdung unserer Kinder von der Natur voran.

Das hier vorliegende Artenhilfsprogramm Amphibien und Reptilien in Hamburg will den beschriebenen Entwicklungen wirksam entgegenreten:

- Es will die aktuelle Situation erfassen und darstellen.

- Es will Ursachen des Rückganges der Populationsgrößen und Verbreitungsareale ergründen und beschreiben.
- Es will praktikable und langfristig wirksame Möglichkeiten zur Umkehr der Negativtendenzen aufzeigen.
- Es will Planer und Nutzer von Natur und Landschaft dazu anhalten, Belange des Amphibien- und Reptilienschutzes zu beachten und einzubeziehen.
- Es will Entscheidungsträger und Planer in den Kenntnisstand versetzen, die richtigen Artenschutzmaßnahmen zu ergreifen.
- Es will breite Teile der Bevölkerung für Amphibien und Reptilien interessieren und begeistern.

Mit diesem Artenschutzprogramm liegt erstmals seit 1981 wieder eine Gesamtdarstellung des Bestandes der Amphibien und Reptilien vor.



Abb. 1: Extensiv genutzte Flächen sind Schwerpunktlebensräume für Amphibien

2 Material und Methode

2.1 Das Artenkataster Hamburg

Das aktuell vorliegende Artenhilfsprogramm ist nach 23 Jahren eine Neuauflage des ersten Programms von K. Hamann, welches 1981 als Heft 1 dieser Schriftenreihe von der damaligen Behörde für Bezirksangelegenheiten, Naturschutz und Umweltgestaltung herausgegeben wurde. 1990 wurde von Johannes Martens eine Neuauflage begonnen, die nach einer längeren Bearbeitungsunterbrechung nun aktualisiert und in gänzlich neuer Form vorgelegt wird.

Grundlage des hier vorliegenden Artenhilfsprogramms ist erstmals ein digitales Artenkataster. Alle Daten, auch die bisher analog erfassten und die für das erste Artenhilfsprogramm von 1981 zusammengetragenen, werden in der jeweils vorliegenden Genauigkeit von „punktgenau“ bis „Raster der Deutschen Grundkarte“ (2 km Raster) in einer MS-Access-Datenbank erfasst und können jeweils direkt abgefragt bzw. durch ein integriertes graphisches Modul in Verbreitungskarten dargestellt werden. Zu jedem beliebigen Teilraum von Hamburg lassen sich entsprechend einfach und direkt die vorhandenen Verbreitungsdaten von Amphibien und Reptilien abfragen und darstellen. Das Programm verwendet beliebige Arc-View-Shapedaten als Hintergrund für die graphische Eingabe und Darstellung.

Neben der Digitalisierung der Altdaten von vor 1980 wurden die von Johannes Martens zum ersten Entwurf des vorliegenden Artenhilfsprogramms bis 1990 zusammengetragenen Daten und zahlreiche Daten aus jüngerer Zeit eingefügt. Letztere wurden entweder selbst erhoben, mündlich oder über Meldebögen mitgeteilt, oder nachrichtlich aus biologischen Gutachten übernommen. Die aus Hamburg vorliegenden Daten wurden über den Import von Datenbankauszügen aus Schleswig-Holstein und Niedersachsen mit Daten aus dem Umland ergänzt.

Die digitale Form der Datenhaltung bietet erhebliche Vorteile.

- Die Dateneingabe kann dezentral auf zahlreichen Rechnern erfolgen. Über Im- und Exportfunktionen werden die Daten anschließend in einem gemeinsamen Kataster zusammengeführt.
- Die Phase der Datenerhebung ist nicht mit dem Erscheinen der Buchveröffentlichung abgeschlossen, sondern beginnt mit ihr von Neuem, weil die Möglichkeit der zeitnahen Auswertung der Daten zum Aktualisieren und Vervollständigen animiert.

- Es entsteht ein „lebendiges“, wachsendes, sich änderndes, dauerhaft aktuelles Auskunfts-kataster, welches besser als ein Buch aktuelle Auskünfte über das Vorkommen der Arten und die Bedeutung von Räumen für den Amphibien- und Reptilienschutz liefern kann.
- Zeitliche Abläufe und Entwicklungstendenzen sind leicht abfrag- und darstellbar.
- Die schnelle Kartendarstellung und Veränderbarkeit animiert zur Mitarbeit und motiviert die ehrenamtlichen Mitarbeiter.



Abb. 2: Ehrenamtliche Betreuung eines Amphibien-Schutzzaunes

2.2 Methodik der Bestandserfassungen

Aufgrund der unterschiedlichen Methodik zur Bestandserfassung ist der Stand der aktuellen Erfassung inhomogen. Die Erfassungsmodi reichen von Gelegenheitsbeobachtungen bis zu hochqualifizierten feldherpetologischen Bearbeitungsstandards. Die uneinheitliche Datengrundlage erlaubt keine quantitative Analyse, insbesondere nicht zu aktuellen Lebensraumpräferenzen. Wir müssen deshalb bis auf weiteres, auf die Angabe von statistischen Größen wie Abundanz, Artendichte, Rasterfrequenz (Stetigkeit) und Präferenzwerte verzichten. Dies ist bedauerlich, da diese Größen dem heutigen Artenschutz in einem stärkeren Maße als bisher quantifizierte Argumente zur Verfügung stellen können. Weiterhin sind, zumindest für einige Hamburger Gebiete, Kartierungsdefizite zu berücksichtigen. Eine geringe Nachweisdichte ist vom nicht ausreichenden

den Erfassungsstand mitbestimmt (Vergleiche hierzu Kap. 7).

3 Rote Liste der in Hamburg heimischen Amphibien und Reptilien

3.1 Rote Liste

Tabelle 1: Gesamtliste der in Hamburg heimischen Reptilien- und Amphibienarten - Rote Liste

Rote Liste Status: HH = Hamburg 2004 und 1981, SH = Schleswig-Holstein (Dierking-Westphal 1990), NS = Niedersachsen (Podloucky u. Fischer 1994), BRD = Bundesrepublik Deutschland (Binot et al. 1998)

deutscher Name	wissenschaftlicher Name	HH (2004)	HH (1981)	SH	NS	BRD
<u>Reptilien</u>						
Sumpfschildkröte	<i>Emys orbicularis</i>	0	2	-	0	1
Blindschleiche	<i>Anguis fragilis</i>	D	-	2	-	-
Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>	2	1	2	3	3
Waldeidechse	<i>Lacerta vivipara</i>	3	-	-	-	-
Ringelnatter	<i>Natrix natrix</i>	2	2	2	3	3
Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>	0	1	1	2	2
Kreuzotter	<i>Vipera berus</i>	1	1	2	3	2
<u>Amphibien</u>						
Feuersalamander	<i>Salamandra salamandra</i>	0	1	1	3	V
Teichmolch	<i>Triturus vulgaris</i>	3	-	-	-	-
Fadenmolch	<i>Triturus helveticus</i>	R	0	-	3	-
Bergmolch	<i>Triturus alpestris</i>	R	1	1	3	-
Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>	2	1	3	3	3
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>	-	-	-	-	-
Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>	1	1	3	3	3
Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>	0	0	2	1	2
Rotbauchunke	<i>Bombina bombina</i>	0	0	2	1	1
Knoblauchkröte	<i>Pelobates fuscus</i>	1	2	3	3	2
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	1	1	2	2	2
Teichfrosch	<i>Rana kl. esculenta</i>	2	-	-	-	-
Seefrosch	<i>Rana ridibunda</i>	2	2	2	3	3
Kleiner Wasserfrosch	<i>Rana lessonae</i>	D	-	-	2	G
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>	V	-	-	V	V
Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>	3	3	-	3	2
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>	G	-	1	2	3

Die jeweiligen Kapitel (4.1 bis 4.25) des Artenhilfsprogramms erläutern die aktuelle Einordnung der einzelnen Arten in die verschiedenen Kategorien der Roten Liste für Hamburg.

3.2 Erläuterung der Kategorien der Roten Liste

Rote Listen sind seit den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts ein gebräuchliches Mittel der Darstellung der Gefährdungssituation von Tieren und Pflanzen. Sie listen Arten auf, für deren Populationen innerhalb eines Bezugsraumes (meist Bundesland oder Bundesrepublik) gegenüber einem „früheren“ Zeitpunkt deutliche Bestandsrückgänge feststellbar sind. Mit „früher“ ist in der Regel der Zustand von vor rund 100 Jahren gemeint also die Kulturlandschaft vor der intensiven Verstädterung und vor der technisch-chemischen Intensivierung der Landwirtschaft. Je nach Artengruppe und Beobachtungsintensität fehlt teilweise die Datengrundlage, um frühere

Populationsgrößen beurteilen zu können. Seit den 90er Jahren wurden länderspezifisch unterschiedliche Auffassungen und Handhabungen der Gefährdungskategorien zunehmend vereinheitlicht und standardisiert. Länder- und Bundesliste haben die Definitionen der neueren Listen weitgehend an die internationalen Kriterien der IUCN (Internationale Union für Naturschutz) angelehnt. Bestrebungen aus jüngerer Zeit, die Kriterien noch stärker quantitativ zu definieren, scheitern häufig an der mangelnden Datenlage.

Die hier vorliegende Rote Liste übernimmt die Kategorien der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (Binot et al. 1998):

0	<p>Ausgestorben oder verschollen</p> <p>In Hamburg ausgestorbene, ausgerottete oder verschollene Arten. Ihnen muss bei Wiederauftreten in der Regel besonderer Schutz gewährt werden. Noch vor etwa 100 Jahren in Hamburg lebende, in der Zwischenzeit mit Sicherheit oder großer Wahrscheinlichkeit erloschene Arten.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten, deren Populationen nachweisbar ausgestorben sind bzw. ausgerottet wurden. – Verschollene Arten, deren früheres Vorkommen belegt ist, die jedoch seit längerer Zeit (seit mindestens 10 Jahren) verschwunden sind und trotz Suche nicht mehr nachgewiesen wurden und bei denen daher der begründete Verdacht besteht, dass ihre Populationen erloschen sind.
1	<p>Vom Aussterben bedroht</p> <p>In Hamburg von der Ausrottung oder vom Aussterben bedrohte Arten. Für sie sind Schutzmaßnahmen in der Regel dringend notwendig. Das Überleben dieser Arten in Hamburg ist unwahrscheinlich, wenn die Gefährdungsfaktoren und -ursachen weiterhin einwirken oder bestandserhaltende Schutz- und Hilfsmaßnahmen nicht unternommen werden beziehungsweise wegfallen.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten, die in Hamburg nur in Einzelvorkommen oder wenigen, isolierten und kleinen bis sehr kleinen Populationen auftreten (sogenannte seltene Arten), deren Bestände aufgrund gegebener oder absehbarer Eingriffe aktuell bedroht sind und weiteren Risikofaktoren unterliegen. – Arten, deren Bestände in Hamburg durch lang anhaltenden starken Rückgang auf eine bedrohte bis kritische Größe zusammengeschmolzen sind. – Arten, deren Rückgangsgeschwindigkeit im größten Teil ihres Areals in Hamburg extrem hoch ist und die in vielen Stadtteilen selten geworden oder verschwunden sind. Die Erfüllung eines der Kriterien reicht zur Anwendung der Kategorie aus.
2	<p>Stark gefährdet</p> <p>Im nahezu gesamten Verbreitungsgebiet in Hamburg gefährdete Arten. Wenn die Gefährdungsfaktoren und -ursachen weiterhin einwirken oder bestandserhaltende Schutz- und Hilfsmaßnahmen nicht unternommen werden beziehungsweise wegfallen, ist damit zu rechnen, dass die Arten innerhalb der nächsten zehn Jahre vom Aussterben bedroht sein werden.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten mit kleinen Beständen, die aufgrund gegebener oder absehbarer Eingriffe aktuell bedroht sind und weiteren Risikofaktoren unterliegen. – Arten, deren Bestände im nahezu gesamten Verbreitungsgebiet in Hamburg signifikant zurückgehen und die in vielen Stadtteilen selten geworden oder verschwunden sind. Die Erfüllung eines der Kriterien reicht aus.

3	<p>Gefährdet</p> <p>In großen Teilen des Verbreitungsgebietes in Hamburg gefährdete Arten. Wenn die Gefährdungsfaktoren und -ursachen weiterhin einwirken oder bestandserhaltende Schutz- und Hilfsmaßnahmen nicht unternommen werden beziehungsweise wegfallen, ist damit zu rechnen, dass die Arten innerhalb der nächsten zehn Jahre stark gefährdet sein werden.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten mit regional kleinen oder sehr kleinen Beständen, die aufgrund gegebener oder absehbarer Eingriffe aktuell bedroht sind oder die weiteren Risikofaktoren unterliegen. – Arten, deren Bestände regional beziehungsweise vielerorts lokal zurückgehen und die selten geworden oder lokal verschwunden sind. Die Erfüllung eines der Kriterien reicht aus.
R	<p>Extrem seltene Arten und Arten mit geographischer Restriktion</p> <p>Seit jeher seltene oder sehr lokal vorkommende Arten, für die kein merklicher Rückgang und keine aktuelle Gefährdung erkennbar sind. Die wenigen und kleinen Vorkommen in Hamburg können aber durch derzeit nicht absehbare menschliche Einwirkungen oder durch zufällige Ereignisse schlagartig ausgerottet oder erheblich dezimiert werden.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten mit sehr wenigen, aber stabilen Populationen in Hamburg. Die Vorkommen sind geographisch eng begrenzt, können aber hohe Individuenzahlen aufweisen.
V	<p>Arten der Vorwarnliste</p> <p>Arten, die aktuell noch nicht gefährdet sind, von denen aber zu befürchten ist, dass sie innerhalb der nächsten zehn Jahre gefährdet sein werden, wenn bestimmte Faktoren weiterhin einwirken.</p> <p>Bestandssituation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Arten, die in ihrem Verbreitungsgebiet in Hamburg noch befriedigende Bestände haben, die aber allgemein oder regional merklich zurückgehen oder die an seltener werdende Lebensraumtypen gebunden sind.
G	<p>Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt</p> <p>Arten, deren taxonomischer Status allgemein akzeptiert ist und für die einzelne Untersuchungen eine Gefährdung vermuten lassen, bei denen die vorliegenden Informationen aber für eine Einstufung in die Gefährdungskategorien 1 bis 3 nicht ausreichen.</p>
D	<p>Daten defizitär</p> <p>Arten, deren Verbreitung, Biologie und Gefährdung für eine Einstufung in die anderen Kategorien nicht ausreichend bekannt ist, weil sie:</p> <ul style="list-style-type: none"> – bisher oft übersehen bzw. im Gelände nicht unterschieden wurden oder – erst in jüngster Zeit taxonomisch untersucht wurden (es liegen noch zu wenige Angaben über Verbreitung, Biologie und Gefährdung vor) oder – taxonomisch kritisch sind (die taxonomische Abgrenzung der Art ist ungeklärt).
-	<p>Nicht gefährdet</p> <p>Arten, die sich regelmäßig vermehren, für deren Bestände kein merklicher Rückgang erkennbar ist und aktuell keine Gefährdungsfaktoren festzustellen sind. Arten, die mit großer Wahrscheinlichkeit auch in naher Zukunft ohne bestandserhaltende Schutz- und Hilfsmaßnahmen in großen stabilen Populationen auftreten.</p>

3.3 Statistik und Anmerkungen

3.3.1 Amphibien

Von den bundesweit 21 bekannten Amphibienarten kamen in Hamburg zumindest ursprünglich mit 17 Arten sehr viele vor. Diese verteilen sich wie folgt auf die Gefährdungskategorien:

Tabelle 2: Anzahl der Amphibienarten je Gefährdungskategorie

RL-Kategorie	0	1	2	3	R	V	G	D	-
2004	3	3	3	2	2	1	1	1	1
1981	3	5	2	1	0	0	0	0	4

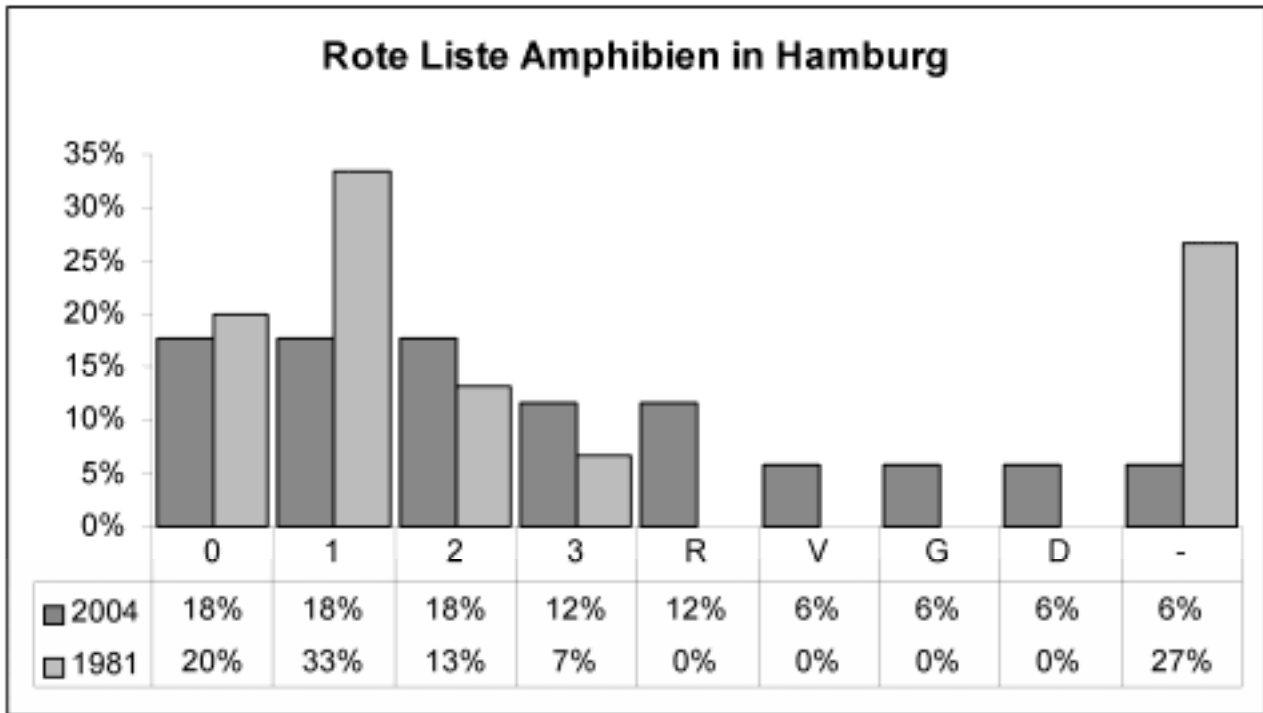


Diagramm 1: Prozentuale Verteilung der in Hamburg heimischen Amphibienarten auf die Gefährdungskategorien 1981 und 2004 (Die Kategorien „V“, „G“ und „D“ finden 2004 das erste Mal Verwendung)

Damit sind im Jahr 2004 von 17 Arten in Hamburg 15 in eine Gefährdungskategorie eingestuft (88 %). Für den Kleinen Wasserfrosch ist eine Zuordnung aufgrund der unklaren Datenlage nicht möglich (RL D). Nicht gefährdet ist nur eine Art: die Erdkröte. Sie ist in der Stadt noch häufig und regelmäßig anzutreffen. Gefährdet (RL 3) sind 2 Arten: Teichmolch und Moorfrosch. 9 Arten (54 %) fallen in die Kategorien „stark gefährdet“ bis „verschollen“. Für die Arten, denen die Kategorien RL 1, RL 2, R und D zugeordnet wurden, bedarf es dringender Schutzmaßnahmen, um die vorhandenen Bestände nicht weiterhin zu gefährden.

Ein Vergleich der Roten Listen von 1981 und 2004 erlaubt keine Ableitungen von Tendenzen. So wurde 1981, anders als heute, die Geburtshelferkröte als Bestandteil der Hamburger Fauna angesehen, Springfrosch, Kleiner Wasserfrosch und Sumpfschildkröte dagegen nicht. Die Kategorien „V“, „G“ und „D“ finden in der RL Amphibien und Reptilien Hamburgs 2004 zum ersten Mal Verwendung. Für den Kammmolch, aufgeführt im Anhang II der EU Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), ergibt sich aufgrund intensiverer Kartierungen in den vergangenen Jahren ein

günstigeres Verbreitungsbild als 1981, das jedoch keiner realen Zunahme entsprechen muss. Eine Zunahme der Gefährdung seit der ersten Untersuchung (1981) ist für einige Arten, wie Teichmolch, Grasfrosch und Knoblauchkröte anzunehmen.

Die Unterscheidung der drei Grünfroscharten (See-, Teich- und Kleiner Wasserfrosch) bereitet in der Praxis - heute wie 1981 - häufig Probleme, so dass oft nur vom „Grünfroschkomplex“ (*Rana spp.*) gesprochen wird. Die Aussagen über die reale Verbreitung der drei Arten im Hamburger Raum sind noch sehr unbefriedigend. Im Bereich der Elbeniederung scheint der Seefrosch (*R. ridibunda*) die dominierende Grünfroschart zu sein. In der Alsterniederung und im Duvenstedter Brook ist es eher der Teichfrosch (*R. kl. esculenta*). Definitive Hinweise auf den Kleinen Wasserfrosch (*R. lessonae*) sind sehr selten und oft zweifelhaft.

Für die Nachweise von Feuersalamander und Wechselkröten sei bereits hier angemerkt, dass das Hamburger Gebiet am nördlichen bzw. nordwestlichen Rand ihrer Verbreitungsgrenzen liegt (Kap. 4.1.4 bzw. Kap. 4.10.3). Für keine der

beiden Arten liegen Fundmeldehäufungen vor. Zudem sind Aussetzungen von Feuersalamandern (u.a. Terrarientiere aus dem Harz), bereits aus dem 19. und frühen 20. Jahrhundert belegt.

Bei gelegentlichen Nachweisen von Feuersalamandern und Wechselkröten handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um sich nicht fortpflanzende Einzeltiere.

3.3.2 Reptilien

Von den bundesweit 14 Reptilienarten werden für Hamburg 7 als autochthon (heimisch) eingestuft. Die Gegenüberstellung der Gefährdungsstufen aus den Roten Listen von 1981 und 2004 finden sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Anzahl der Reptilienarten je Gefährdungskategorie

	0	1	2	3	R	V	G	D	-
2004	2	1	2	1	0	0	0	1	0
1981	0	3	2	0	0	0	0	0	2

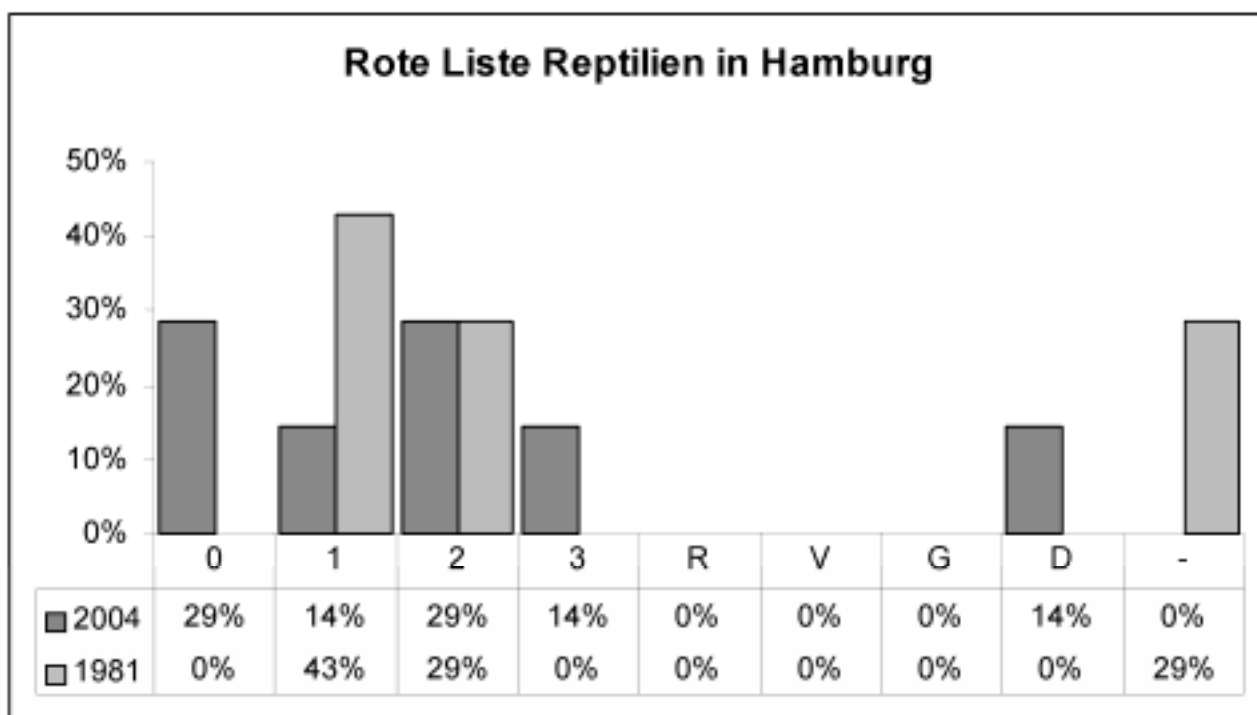


Diagramm 2: Prozentuale Verteilung der in Hamburg heimischen Reptilienarten auf die Gefährdungskategorien in 1981 und 2004 (Die Kategorien „V“, „G“ und „D“ finden 2004 das erste Mal Verwendung)

Demnach sind in Hamburg 6 von 7 vorkommenden Arten (86 %) zumindest gefährdet (**RL 3**). Für 5 Arten (71,5 %) der Kategorien „stark gefährdet“ (RL 2) bis „Verschollen“ (**RL 0**) besteht akuter Handlungsbedarf, d.h. Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen für die verbliebenen Bestände sind notwendig.

Ein direkter Vergleich zwischen den Jahren 1981 und 2004 ist auch bei den Reptilien nicht zulässig, so dass Entwicklungs- und Gefährdungstendenzen nur eingeschränkt diskutiert werden können. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass für alle Reptilien im Stadtgebiet große Kartierungsdefizite bestehen (vergl. Kap. 7). Diese sind, wie z.B. bei der Blindschleiche, auf die versteckte Lebenswei-

se zurückzuführen. Außerdem ist ein Rückgang des allgemeinen Kenntnisstandes im ehrenamtlichen Naturschutz zu verzeichnen.

Großen Lücken in der Verbreitungskarte der Blindschleiche stehen örtlich „häufige“ Beobachtungen von Einzelpersonen im Garten oder hausnahen Bereich gegenüber, so dass ihr Gefährdungsgrad nicht sicher festgestellt werden kann. Da die grundsätzlich als Lebensraum in Frage kommenden Biotope zurückgehen oder in ihrer strukturellen Ausstattung verarmen, und weil die Zahl der Zufallsbeobachtungen relativ gering ist, ist eine latente Gefährdung wahrscheinlich.

Im Gegensatz zu Hamann (1981) stufen wir die Europäische Sumpfschildkröte *E. o. orbicularis*, aufgrund ihrer ursprünglichen Verbreitung als autochthon ein. Wir berücksichtigen dabei, dass es bei den Nachweisen der letzten 100 Jahre nicht zweifelsfrei zu einer Differenzierung zwischen den südeuropäischen Unterarten (z.B. *E. o. hellinica*) und bodenständigen Reliktvorkommen von *E. o. orbicularis* gekommen ist. Es besteht der begründete Verdacht, dass bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts die Elbniederung und gewässerreiche Jungmoränen-Gebiete des Hamburger Nordostens von kleineren Beständen der Sumpfschildkröte besiedelt wurden (siehe Kap. 4.19.4 und 4.19.7). Diese Art wurde deshalb als ausgestorben bzw. verschollen klassifiziert (**RL 0**). Seit längerem und immer häufiger werden dagegen freilebende subtropische Schmuckschildkröten (z.B. *Trachemys scripta elegans*) im Hamburger Raum nachgewiesen (siehe Kap. 5.3.10). Diese Tiere können aber nicht als eingebürgert betrachtet werden, weil seit fast zwei Jahrzehnten Vermehrungsnachweise ausstehen.

Der Status „vom Aussterben bedroht“ ist für die Zauneidechse (Hamann 1981) aufgrund aktuellerer Nachweise von uns in „stark gefährdet“ (**RL 2**) abgeändert worden. Ihre Vorkommen sind so stark isoliert, dass ohne bestandserhaltende Schutzmaßnahmen damit zu rechnen ist, dass die Art in Hamburg innerhalb der nächsten zehn Jahre wieder als „vom Aussterben bedroht“ (**RL 1**) eingestuft werden muss.

4 Artenhilfsprogramme

In diesem Kapitel werden alle in Hamburg auftretenden Amphibien und Reptilien mit einer ausführlichen Beschreibung vorgestellt. Nach einer kurzen Erläuterung der Namensherkunft und der systematischen Einordnung der Art werden Besonderheiten des Erscheinungsbildes (äußere Merkmale) dargestellt. Es folgt eine Beschreibung der weltweiten Verbreitung. Ausführlich werden Habitatpräferenzen (Lebensraumpräferenzen) und Jahresrhythmus dargestellt, um den interessierten Lesern das nötige Hintergrundwissen für Schutzmaßnahmen zur Verfügung zu stellen. Dazu gehören Angaben zum Laichgeschehen, zu den bevorzugten Gewässertypen, den Sommerlebensräumen und den Überwinterungsstätten. Anschließend folgen Angaben zur Vergesellschaftung, d.h. zu den Arten, mit denen die beschriebene bevorzugt gemeinsam anzutreffen ist. Dies

erlaubt die Bildung von Gruppen mit ähnlichen Lebensraumsansprüchen, die bei Planungen berücksichtigt werden können.

Ein Abschnitt zur Populationsbiologie versucht Fragen zur Populationsdynamik und -größe über längere Zeiträume und größere Lebensraumkomplexe zu klären. Hierbei, wie in anderen Erläuterungen, wird häufig der Begriff der Population verwendet. Im Allgemeinen, wird unter Population die Fortpflanzungsgemeinschaft eines räumlich abgrenzbaren Gebietes verstanden. Die klare Abgrenzung zwischen verschiedenen Amphibienpopulationen bereitet in der Praxis häufig Schwierigkeiten. Wir verstehen unter einer Population eine Laichgesellschaft eines Gewässers bzw. eines räumlich abgrenzbaren Gewässerkomplexes, da die saisonale Bindung an ein Laichgewässer noch am ehesten eine Abgrenzung zwischen verschiedenen Populationen möglich macht. Sobald mehrere Laichgewässer im Aktionsradius einer Amphibienart liegen, ist die klare Abgrenzung verschiedener Populationen mit einfachen Kartierungsmöglichkeiten meist nicht leistbar. Dies ist in unserem Gebiet z.B. in den Grabensystemen der Elbmarschen und im Duvenstedter Brook der Fall. Diese Abgrenzungproblematik trifft auch für einige Reptilienarten mit flächendeckender Verbreitung, wie z.B. die Waldeidechse, zu.

Die Unschärfe in der Definition des Begriffes Population überträgt sich auch auf den Begriff Metapopulation. Unter Metapopulation wird die Gemeinschaft benachbarter Populationen angesehen, zwischen denen ein Austausch durch Wandertätigkeit von Einzelindividuen stattfinden kann und vermutlich stattfindet. Eine befriedigende Lösung dieses Problems können wir leider nicht anbieten. Die Populationsdynamik von Amphibien und Reptilien ist in der Regel sehr schwer zu untersuchen und detaillierte Aussagen sind nur anhand von Langzeitstudien zu treffen. Diese sind für viele Arten nicht verfügbar.

Abschließend wird anhand der vorliegenden Daten und einer Verbreitungskarte die Bestandsituation in Hamburg dargestellt, eine Zuordnung zur Gefährdungskategorie gemäß der Roten Liste vorgenommen sowie Schutzmaßnahmen erörtert. Es wird dafür plädiert, dass spezifische lokale Schutzmaßnahmen und deren Durchführung unter Mitwirkung von orts- und fachkundigen Naturschützer bzw. Naturschutzverbänden erfolgen sollten. Durch jahrelanges Engagement können diese, oft ehrenamtlich Tätigen, wertvolle Informationen für geeignete lokale Maßnahmen zur Verfügung stellen.

4.1 Feuersalamander - *Salamandra salamandra*

4.1.1 Name

Die Herkunft des wissenschaftlichen Namens *Salamandra* ist unklar. Möglicherweise ist es ein arabisch-persisches Lehnwort „samand“ (persisch.: feuerrot). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden die Begriffe Salamander und Molch selten voneinander getrennt. Als volkstümliche Bezeichnungen sind in Norddeutschland auch Erd- oder Regenmolch (bzw. -salamander) üblich.

4.1.2 Systematik

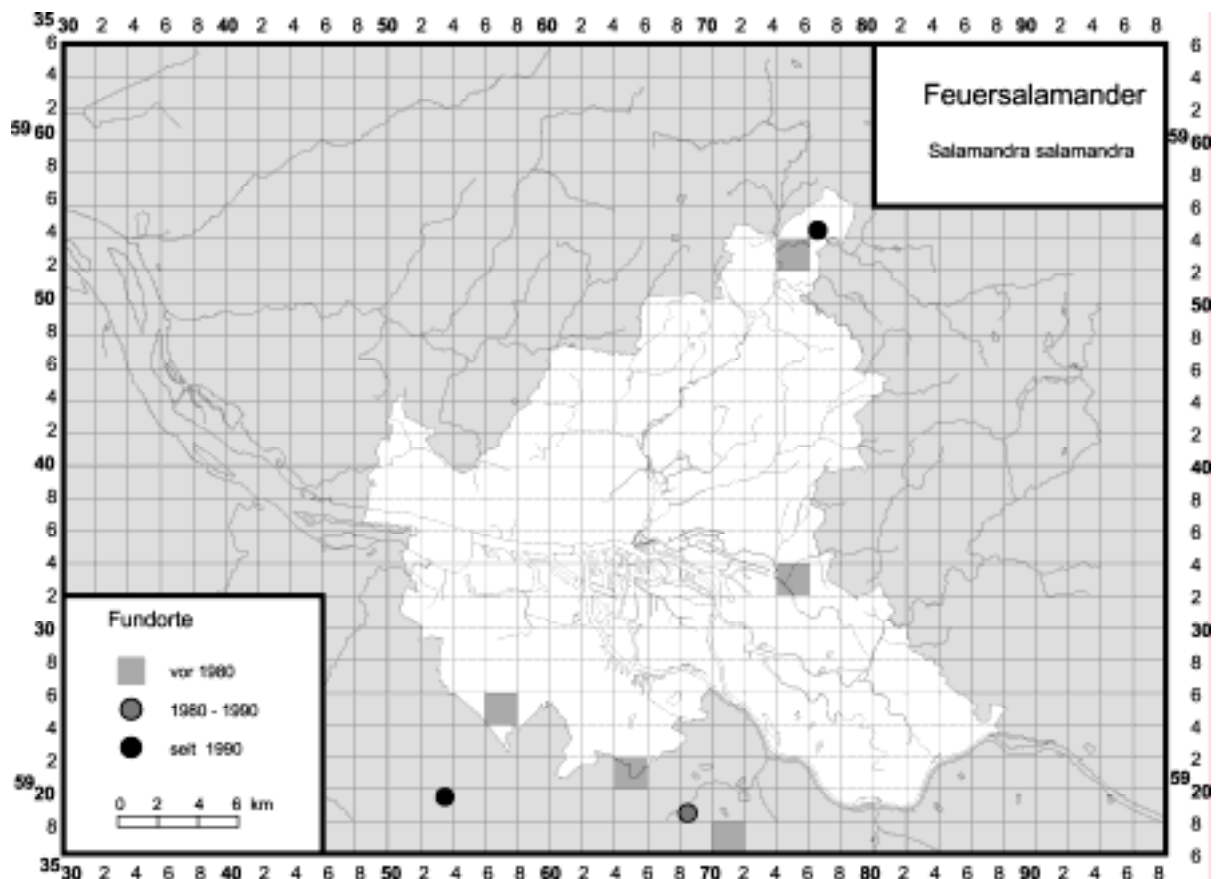
Im südlichen Bayern tritt der Alpensalamander (*S. atra*) auf, der sich deutlich vom Feuersalamander abgrenzen lässt. Ansonsten sind die Verwandtschaftsverhältnisse in der Gattung Salamander nicht abschließend geklärt. Dies betrifft sowohl die Anzahl der Arten, als auch der Unterarten (Thiesmeier & Günther 1996). In Deutschland sind zwei Unterarten des Feuersalamanders verbreitet, die in ihrer Kontaktzone Mischpopulationen ausbilden. In der Vergangenheit wurde das Zeichnungsmuster als Kriterium herangezogen. Die Nominatform (*S. s. salamandra*) ist gefleckt, die Unterart *S. s. terrestris* kann gestreift oder streifenfleckig bzw. fleckstreifig auftreten. Nur mit Hilfe von molekularbiologischen und genetischen Nachweismethoden kann eine kleinräumige Differenzierung vorgenommen werden, da das Zeichnungsmuster hierfür nicht taugt (Veith 1992).

4.1.3 Äußere Merkmale

Feuersalamander sind auffällig schwarzgelb gezeichnet. Sie besitzen Hautdrüsen, die ein giftiges Sekret absondern können. Adulte (erwachsene) Tiere werden durchschnittlich bis zu 15 cm lang und 20 g schwer.

4.1.4 Verbreitung

Der Feuersalamander ist in Mittel- und Südeuropa weit verbreitet. In Deutschland sind Feuersalamander-Bestände flächendeckend nur in feuchten Laubmischwäldern der Mittelgebirge anzutreffen. Hier bevorzugen sie kleinere, kühle, nährstoffarme (oligotrophe) Fließgewässer. Die nördliche Verbreitungsgrenze der Art verläuft entlang der Elbe (Thiesmeier & Günther 1996). Im nördlichen Niedersachsen sind aus dem Gebiet Harburger Berge, Lüneburg und Soltau kleinere Populationen bekannt (Podloucky & Fischer 1991). Für den Landkreis Harburg werden Einzelfunde in Maschen, südlich und westlich von Buchholz und größere Populationen für den Raum Garlstorf sowie Bahlburg/Vierhöfen an der Luhe angegeben (Westphal 1985, Giesenberg 1991). Auch wenn nachweislich in der Vergangenheit im Großraum Hamburg adulte Tiere ausgesetzt wurden (Mohr 1926, Dierking-Westphal 1981), erscheint aufgrund des Verbreitungsbildes zumindest für den Raum der Harburger Berge eine Zugehörigkeit zum natürlichen Verbreitungsgebiet der Art



möglich. In diesem Gebiet kann der Feuersalamander durchaus zur autochthonen Fauna gezählt werden. Wir interpretieren die Bachtalauen im Altmoränengebiet der Lüneburger Heide und Harburger Berge, inklusive des südlichen Hamburger Stadtgebiets, als Teil der nördlichen Verbreitungsgrenze. Einzelnachweise im Hamburger Stadtgebiet nördlich der Elbe fassen wir als allochthone Vorkommen auf.

Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Zwar ist der Feuersalamander in den Wäldern der Mittelgebirge weit verbreitet, dennoch ist er, ähnlich dem Bergmolch, häufig auch im bewaldeten Tiefland anzutreffen. Er ist deshalb eher als waldbewohnende (silvicole) Art, denn als klassische Berg- und Mittelgebirgsart zu charakterisieren. Gelegentlich wird er aber auch in ganz anderen Lebensräumen angetroffen. Vereinzelt werden Feuersalamander sogar in Gärten und Parkanlagen gefunden. Dies ist aus dem Ruhrgebiet (Kordges et.al. 1989), aber auch aus dem Großraum Hamburg bekannt. Feuersalamander können deshalb auch in Garagen, Kellern oder Kasematten gefunden werden, die die Tiere sowohl als Sommer- wie auch als Winterquartiere benutzen.

Frühjahrsaktivität und Fortpflanzung

Die nicht am Absetzen der Larven beteiligten Tiere, Männchen wie Weibchen, erscheinen bereits vereinzelt im Februar und März, die Hauptaktivitätsspitzen liegen jedoch im April und Mai. Die terrestrischen Paarungen finden nachts von März bis September, mit Höhepunkt im Juli statt. Das Weibchen lagert den Samen des Männchens in einer speziellen Struktur (Receptaculum seminis). Dort können die Samenzellen zwischen 1 bis 2,5 Jahre befruchtungsfähig gelagert werden (Thiesmeier & Günther 1996).

Alpen- und Feuersalamander sind die einzigen lebendgebärenden einheimischen Amphibien. Die Larven verlassen die Eier bereits im Mutterleib und wachsen dort weiter heran. Diese Fortpflanzungsweise wird in der Biologie als ovovivipar mit intrauteriner Embryonalentwicklung bezeichnet. Um ihre entwickelten Larven zu gebären, suchen Feuersalamander-Weibchen nach Verlassen der Winterquartiere im Februar-März bevorzugt kühle Quellbäche und Qualmgewässer auf. Salamanderlarven können jedoch auch in Stillgewässern, wie kleinen Teichen, Tümpeln und Gräben, nachgewiesen werden. Häufig haben diese Gewässer allerdings noch einen Anschluss an einen Bachlauf. Der Aspekt der „Fortpflanzungsgewässertreue“ wird in der Literatur kontrovers diskutiert (Seifert 1991, Blab 1986).

Auslösende äußere Faktoren für das Absetzen der Larven sind Nachttemperaturen von über 5°C in Bodennähe, verbunden mit Niederschlägen bzw. Luftfeuchtigkeitswerten über 85 %. Bei

entsprechend günstigen Klimabedingungen können sich die Wanderungsaktivitäten auf etwa vier Wochen reduzieren. Die Weibchen verweilen meist nur wenige Tage an den Larvengewässern, bevor sie in Richtung der Sommerlebensräume abwandern. Es gibt aber auch Indizien für eine weitere Ruhephase im Anschluss an das Absetzen der Larven.

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Die Larven befreien sich unmittelbar vor oder nach ihrer Geburt aus ihren Eihüllen und können sofort aktiv schwimmen. Je nach Situation werden dabei bis zu 30 % der Larven verdriftet (Thiesmeier 1992), denn sie besitzen keine typischen Anpassungen, um sich bei starker Strömung an Strukturen anzuheften. Sie besiedeln daher bevorzugt Fließgewässerbereiche mit schwacher Strömung. In Abhängigkeit von der Wassertemperatur und dem Nahrungsangebot (Bachflohkrebse, Muschelkrebse, Fliegen- und Käferlarven sowie Erbsenmuscheln) dauert die Larvalphase 40 bis 120 Tage. Junge (juvenile) Salamander verlassen ihre Larvengewässer daher zumeist im Juni, Juli und August. Sinkt die Luftfeuchte unter 80 %, kann es zu einer Unterbrechung der Abwanderung kommen.

Männliche Tiere treten nur vereinzelt im Frühjahr an den Larvalgewässern auf. Der Großteil der Männchen erscheint im Frühsommer und dominiert in klimatisch günstigen Nächten zahlenmäßig das Paarungsgeschehen. Als Tagesquartiere suchen Feuersalamander feuchte, dunkle und kühle Verstecke auf. Einige Tiere sind dabei erstaunlich ortstreu und kehren nach ihrer nächtlichen Nahrungssuche regelmäßig in ihre Schlupfwinkel zurück. Feuersalamander sind Nahrungsgeneralisten und fressen fast alle Gliedertiere, Schnecken und Muscheln, die sie verschlingen können (Thiesmeier & Günther 1996).

Winterquartiere

In Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen suchen Feuersalamander im Herbst (meist im Oktober) ihre Winterquartiere auf. Diese können mit ihren Sommertagesverstecken identisch sein. Häufig nutzen Salamander jedoch spezielle Überwinterungsplätze. Dabei erweisen sich einzelne Individuen als erstaunlich ortstreu. Einzelne Tiere können noch zwischen November und Februar aktiv sein, wenn es keinen Frost gibt.

4.1.5 Vergesellschaftungen

Im Bereich der Mittelgebirge treten meist Grasfrosch, Erdkröte, Berg- und Fadenmolch als Begleitarten auf. In den Alpen sind syntope (gemeinsame) Populationen von Feuer- und Alpensalamander an waldbestandenen Bachläufen bekannt.

4.1.6 Populationsbiologie

Über die Größe von Feuersalamander-Populationen liegen Schätzungen aus Thüringen mit 196 Tieren/ha (Seifert 1991) und Nordrhein Westfalen mit 80 bzw. 49 Tieren/ha (Klewen 1985, Thiesmeier 1990) vor. Feuersalamander beteiligen sich in der Regel erst im Alter von 5 bis 6 Jahren an der Reproduktion. Mit bis zu 20 Jahren im Freiland (Feldmann 1987) und bis zu 50 Jahren im Terrarium (Böhme 1979) können sie ein erstaunlich hohes Alter erreichen.

4.1.7 Gefährdungssituation

In seinen Verbreitungszentren ist der Feuersalamander durch Zerstörungen (Waldrodungen) oder intensive Bewirtschaftung und Freizeitnutzung seiner Landlebensräume bedroht. Ungleich bedeutender erscheinen jedoch die mannigfaltigen menschlichen Einflüsse auf die kleinen quellnahen fließ- und grundwassergespeisten Stillgewässer im Wald oder in Waldnähe, die im Hinblick auf die Fortpflanzung absolut unverzichtbar sind. Verrohrt, ausgebaut oder mit Schadstoffen befrachtet werden sie, nicht nur für Feuersalamander-Larven, unbewohnbar (Thiesmeier & Günther 1996).

Hamann hat 1981 die Art für den Hamburger Raum als allochthon (nicht bodenständig) eingestuft. Auch die Autoren haben aufgrund des Verbreitungsbildes Zweifel, dass der Feuersalamander nördlich der Elbe, d.h. im weitaus größeren Teil der Hamburger Stadtgebietsfläche, zu den autochthonen (bodenständigen) Faunenelementen gezählt werden kann. Die relative Anspruchslosigkeit an den terrestrischen Lebensraum und die Langlebigkeit der Adulten kann eine natürliche Besiedlung durch ausgesetzte Tiere vortäuschen. Dies ist mit großer Wahrscheinlichkeit für die Funde vor 1990 in Boberg, Duvenstedt, Hausbruch und Wohldorf der Fall. Für diese Interpretation spricht auch der in Hamburg fehlende Nachweis von Larven oder metamorphosierten Tieren nördlich der Elbe.

Unzweifelhaft besitzt das Hamburger Stadtgebiet potentiell nur wenige optimale Lebensräume für den Feuersalamander. Bekannt sind kleinere, sich fortpflanzende Populationen, mit Funden von Larven und metamorphosierten Tieren aus dem Landkreis Harburg (Giesenberg 1991). Diese Populationen im Gebiet der Bachtalauen der Lüneburger Heide und der Harburger Berge müssen dem natürlichen Verbreitungsgebiet der Art zugeordnet werden (Podlucky & Fischer 1991). Da aus der Zeit nach 1990 keine Nachweise aus diesem Raum bekannt wurden, besteht der begründete Verdacht, dass diese **Populationen verschollen** sind (Einstufung **RL 0**).

4.1.8 Schutzmaßnahmen

Insbesondere die Zerstörung und Beeinträchtigung seiner aquatischen Lebensräume stellen für den Feuersalamander eine wesentliche Gefährdung dar. Verfüllen und Trockenlegen von Laichgewässern, Gewässerverschmutzung und -belastungen führten im Harburger Raum dazu, dass die dort ehemals heimischen Populationen verschollen sind.

Um für den Feuersalamander spezifisch ausgerichtete Schutzmaßnahmen einzuleiten, bedarf es im Bereich der ehemaligen und potentiell günstigen Standorte in den Harburger Bergen dringend einer aktualisierten Bestandserfassung (vergl. Kap. 3.3.1 und 7). Unter Umständen können dort Restpopulationen, die besonderen Schutz erfordern, nachgewiesen werden. In diesem Fall können Schutzmaßnahmen, wie das Offenhalten und die Neuanlage von Laichgewässern, vorgeschlagen werden.

4.2 Kammolch - *Triturus cristatus*

4.2.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Triturus cristatus* leitet sich von Triton (gr.: Sohn des Meeresgottes Poseidon), he ura (gr.: Schwanz) und dem Wort crista (lat.: Kamm, Hautsaum entlang des Rückens) ab.

4.2.2 Systematik

Es werden mehrere Kammolchformen unterschieden, die heute als vier eigene Arten betrachtet und in der *Triturus cristatus*-Superspezies zusammengefasst werden: Italienischer Kammolch (*T. carnifex*), Nördlicher Kammolch (*T. cristatus*), Donau-Kammolch (*T. dobrogicus*) und Südlicher Kammolch (*T. karelinii*) (Arntzen 1995). Mitglieder einer Superspezies können sich noch genetisch miteinander austauschen und es kann zu Hybridisierungen kommen. Kammolche befinden sich also noch im Artbildungsprozess, ein Phänomen, das von vielen anderen Tierarten, z.B. bei verschiedenen Fischen, bekannt ist und evolutionsbiologisch ein größeres Interesse auf sich zieht.



Abb.: 3 Kammolch auf einer Straße

4.2.3 Äußere Merkmale

Größe, Gewicht und Färbung

Kammolche sind mit etwa 10-18 cm Länge und 5-10 g Gewicht (Grosse & Günther 1996) die größten einheimischen Molche. Weibchen sind im Mittel etwas größer und schwerer als Männchen. Außerhalb der Fortpflanzungsperiode lassen sich die Geschlechter nur schwer anhand von sekundären Geschlechtsmerkmalen unterscheiden. Die hellere Schwanzunterseite der Weibchen und die unterschiedliche Färbung und Größe der Kloake

können zur Unterscheidung herangezogen werden. Dorsal (am Rücken) sind Kammolche dunkelbraun bis schwarz. Die warzige Haut hat an Kopf, Extremitäten und Rumpf häufig weißliche Punkte. Die Unterseite hat eine hellgelbe, gelbe oder orange Grundfarbe, die bei jedem Individuum charakteristisch dunkel gefleckt ist.

Wassertracht

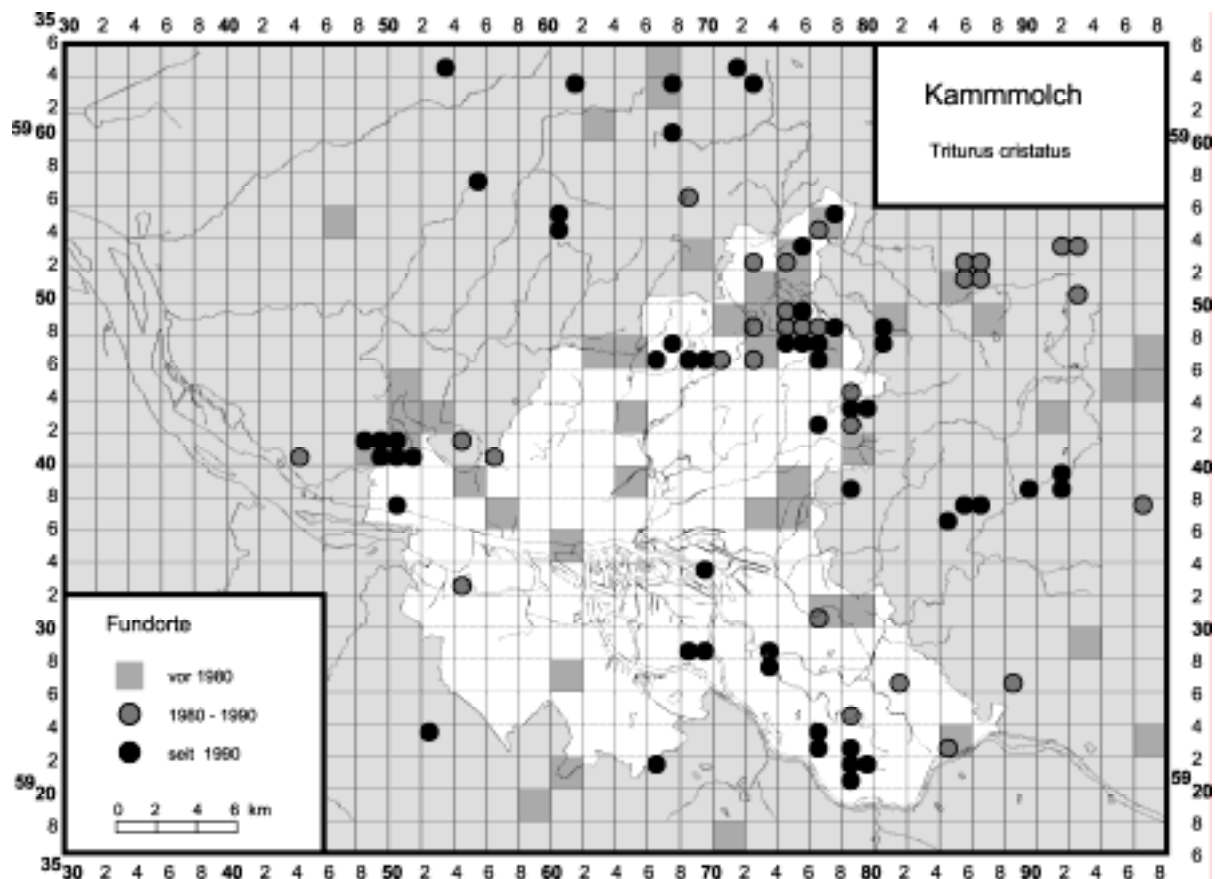
Wie bei den anderen einheimischen Molchen weichen beide Geschlechter des Kammolches in ihrer Wassertracht erheblich von einander ab. Besonders ausgeprägt sind die sekundären Geschlechtsmerkmale (Färbung und Rückenkamm) bei fortpflanzungsbereiten Männchen. Der hohe gezackte Rückenkamm ist über dem Schwanzansatz unterbrochen, läuft dann aber weiter über den gesamten Schwanz. Kopf und Hals sind häufig marmoriert. Seitlich (lateral) ist der Rumpf der Tiere dunkel gefleckt und ein Perlmutt schimmernder Streifen am Schwanz, der nach hinten immer deutlicher wird, hebt sich auffällig von der dunklen Grundfärbung ab. Die Kloake ist stark herausgebildet und, wie die Schwanzunterseite, schwarz gefärbt.

Die Weibchen sind weniger auffallend gefärbt. Ein Rückenkamm wird nicht ausgebildet. Die Schwanzunterseite und die Kloake sind wie die Bauchseite orange gefärbt.

4.2.4 Verbreitung

Der in Deutschland heimische Nördliche Kammolch (*T. cristatus*) ist ein typischer Tief- und Hügellandbewohner, der fast ganz Mittel- und Westeuropa besiedelt. Im Bergland ist er seltener anzutreffen und seine Bestände sind kleiner. Trotz seiner weiten Verbreitung können dem Nördlichen Kammolch Habitatpräferenzen zugeordnet werden, da die größten Verbreitungs- und Populationsdichten in den Gewässern der Auwald- und Seengebiete des extensiv bewirtschafteten Tieflandes zu finden sind (Feldmann 1981, Grosse & Günther 1996, Thiesmeier & Kupfer 2000).

In Schleswig-Holstein liegt sein Verbreitungsschwerpunkt in der östlichen Jungmoränenlandschaft und in der hohen Geest (FÖAG 2001, Klinge & Winkler 2002). Im nördlichen Niedersachsen gibt es große zusammenhängende Gebiete in der Region der Lüneburger Heide und im Wendland (Podloucky & Fischer 1991).



Wenn auch nicht so häufig wie der Teichmolch, war der Kammolch im Großraum Hamburg ursprünglich weit verbreitet. Aktuell wird er nur noch in zumeist kleinen Beständen in der Elbniederung, im Westen und Nordosten des Stadtgebietes sowie im östlichen Umland nachgewiesen. Für die letzten 10 Jahren sind Vorkommen aus verschiedenen NSG, wie Die Reit, Duvenstedter Brook, Höltigbaum, Kirchwerder Wiesen, Schnaakenmoor, Stellmoorer Tunneltal, Volksdorfer Teichwiesen und Wohldorfer Wald belegt. Einzelvorkommen wurden aus verschiedenen Gewässern im Bereich des Klövensteen, aus den Walddörfern, in Volksdorf, aus Wilhelmsburg, aus dem Wasserwerk Kaltehofe und vom Wittenberger Ufer gemeldet. Die lückenhafte Verbreitung im Hamburger Raum lässt sich einerseits auf Nachweisdefizite zurückführen, andererseits sind nur noch Restvorkommen vorhanden, die durch anthropogene (menschliche) Einflüsse isoliert wurden. Vereinzelt wurden Kammmolche in der Vergangenheit durch Privatleute im Hamburger Stadtgebiet ausgesetzt.

4.2.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Im Tief- und Hügelland besiedelt der Kammolch fast alle Feuchtbiopte und zeigt eine enge nahezu ganzjährige Gewässerbindung. Im extensiv bewirtschafteten Grünland oder in Laubwäldern sind besonnte mittelgroße bis größere Gewässer (> 500 m²), wie tiefere Teiche,

Weiherr und Tümpel mit einer gut entwickelten Unterwasservegetation als optimale Lebensräume anzusehen. Es sei hier betont, dass aufgrund ihrer Lebensweise Aussagen über die Verhaltens- und Populationsbiologie von Molchen im Freiland nur begrenzt verfügbar sind. Der Kammolch gilt als die am schwierigsten nachzuweisende *Triturus*-Art (Thiesmeier & Kupfer 2000).

Frühjahrsaktivität

Entsprechend der Witterung können die an Land überwinternden fortpflanzungsbereiten Kammolche im Februar/März/April auf ihrer Frühjahrswanderung angetroffen werden. Dabei werden, ähnlich wie beim Teichmolch, entlang der aufgestellten Fangzäune häufig mehr anwandernde Weibchen als Männchen nachgewiesen. Vermutlich wandern die Männchen eher oder überwintern näher als die Weibchen am oder im Laichgewässer

Balz, Paarung und Fortpflanzung

Das Paarungs- und Laichgeschehen findet im Wasser statt. Im Freiland ist das Paarungsverhalten nur unzureichend untersucht, belegt sind eine ausgeprägte Aktivität in der ersten Nachthälfte, die Ansammlung von Männchen und kleine individuelle Balzplätze (Zuiderwijk & Sparreboom 1986, Hedlund & Robertson 1989).

Die Kammolchbalz ist nicht nur durch die auffälligen sekundären Geschlechtsmerkmale

charakterisiert sondern auch durch ausgeprägte Paarungssequenzen, die in der Verhaltensbiologie als ein klassisches Beispiel einer Handlungskette gelten. Wie komplex dieses Verhalten ist, belegen die über Jahrzehnte hinweg durchgeführten Forschungen, die erst von späteren Autoren zu dem bekannten Gesamtbild zusammengefügt werden konnten. Nach Halliday (1977) können dabei drei Phasen 1. Orientierung, 2. Zurschaustellen und 3. Spermatophoren (Spermapaket)-Übergabe unterschieden werden.

Eiablage und Larvenstadium

Etwa zwei bis drei Wochen nach der Paarung beginnt das Weibchen mit der Eiablage, die sich über mehrere Wochen hinziehen kann. Die Eier werden, wie bei den anderen *Triturus*-Arten, einzeln an submerse (untergetauchte) Wasserpflanzen geklebt bzw. eingewickelt. Die Eier des Kammmolches sind einheitlich gelblich bis weißlich-grün und etwas größer als die der anderen einheimischen Molche. Je nach Fitness, legen die Weibchen zwischen 200-400 Eier, aus denen, abhängig von verschiedenen Faktoren, wie Wassertemperatur, pH-Wert (Säuregrad) und UV-Strahlung, nach 12-18 Tagen 8-12 mm große Junglarven schlüpfen.

Entsprechend den jeweiligen Umweltbedingungen metamorphosieren die Larven nach 2-4 Monaten. In der Endphase ihrer Entwicklung halten sich die etwa 3-5 cm großen Larven in Ufernähe auf und beginnen unter geeigneten Bedingungen im August/September mit der Abwanderung.

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Nach der Fortpflanzungsperiode wandern die adulten Molche ab und gehen zu einer terrestrisch Lebensphase über. Bevorzugte Landlebensräume sind Laubwaldareale, Hecken, extensiv bewirtschaftete Obstbaumwiesen und Grasland in Gewässernähe. Als Tagesquartiere werden alle möglichen Formen von natürlichen und anthropogen geschaffenen Unterschlupfplätzen genutzt. Die meisten Versteckplätze liegen unter einer Laub- bzw. Vegetationsschicht. Aber auch Kleinsäugergänge, Lehmspalten, Höhlungen unter Wurzeln etc., die über 1000 m vom nächsten Gewässer entfernt liegen können, werden bewohnt. An Land sind Kammmolche hauptsächlich in der Dämmerung und in der ersten Nachthälfte aktiv. Generell kann davon ausgegangen werden, dass Molche es vorziehen, auf ihren Wanderungen offenen Strukturen (wie Wegen, Kantsteinen etc.) zu folgen, da dort der Raumwiderstand geringer ist (Blab 1986).

Ein wenig aufgeklärtes Phänomen ist die Herbstwanderung der Molche. Trotz einiger klassischer und neuerer Untersuchungen, deren Ergebnisse zunehmend telemetrisch gewonnen werden, kann die Mobilitätsbereitschaft des Kammmolches außerhalb der Hauptwanderzeiten noch nicht

befriedigend geklärt werden. Neben ausgesprochener Ortstreue zum Larvengewässer kann auch eine große Bereitschaft beobachtet werden, entfernte neue Gewässer zu besiedeln (Grosse & Günther 1996, Thiesmeier & Kupfer 2000).

Winterquartiere

Analog zu ihren Tagesquartieren werden die verschiedensten Standorte als terrestrische Unterschlupfplätze für die Überwinterung aufgesucht. Dabei nutzen Kammmolche auch anthropogen geschaffene Strukturen wie Keller, altes Mauerwerk, Straßentunnel und Drainagerohre. Nicht selten werden mehrere Exemplare am selben Ort gefunden.

Larvenüberwinterung mit stark verzögerter Entwicklung (Neotonie) ist beim Kammmolch bekannt, anscheinend jedoch nicht so häufig wie bei anderen heimischen *Triturus*-Arten. Vereinzelt suchen auch adulte Tiere die Laichgewässer zur Überwinterung auf.

4.2.6 Vergesellschaftungen

Fast alle vom Kammmolch besiedelten Habitate weisen einen hohen Vergesellschaftungsgrad mit anderen Amphibienarten auf. Am besten sind syntope (gemeinsame) Vorkommen mit Laub-, Teich-, Wasser- und Seefrosch sowie mit den anderen *Triturus*-Arten belegt. (Feldmann 1981, Blab 1986). Dieses Phänomen ist unter anderem unter dem Aspekt der Naturbeschaffung zu betrachten. Kammmolche als räuberische Nahrungsgeneralisten ernähren sich zu einem großen Anteil von den Kaulquappen der verschiedenen Froschlurche. Bezüglich der Molchvergesellschaftungen kann zwischen der typischen Mittelgebirgsformation mit Berg- und Fadenmolch auf der einen Seite und der Tieflandformation mit dem Teichmolch auf der anderen Seite unterschieden werden (Thiesmeier & Kupfer 2000). Letztere ist auch für den Großraum Hamburg zutreffend. Regional sind viele weitere Kombinationen, z.B. mit der Rotbauchunke, bekannt (Grosse & Günther 1996).

4.2.7 Populationsbiologie

Thiesmeier & Kupfer (2000) geben eine Übersicht über verschiedene Populationsgrößen adulter Kammmolche aus unterschiedlichen Untersuchungen. Unter Berücksichtigung der methodischen Schwierigkeiten (Erfassungsmethoden) und der Besonderheiten der verschiedenen Standorte werden dort Bestandsgrößen von 100-150 Tieren mit Populationsschwankungen von $\pm 15-65$ Tieren diskutiert.

In einigen Populationen konnte ein leichter Weibchenüberhang beobachtet werden (Jahn 1995, Kupfer 1996), in anderen wurde ein Verhältnis zugunsten der Männchen registriert (Blab & Blab 1991). Kupfer (1996) zeigt, dass Jungtiere (Juvenile und Subadulte) ganz offensichtlich die

Zusammensetzung einer Population bestimmen können. Im Tiefland erreichen die meisten Kammolche mit ca. drei Jahren die Geschlechtsreife. Im Terrarium erreichen Kammolche ein Alter von 28 Jahren. Im Freiland wurde ein Höchstalter von 17 Jahren ermittelt (Thiesmeier & Kupfer 2000).

4.2.8 Gefährdungssituation

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Kammolch als „gefährdet“ (RL 3) eingestuft. Für Hamburg hat Hamann (1981) die Art als „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) bewertet. In den NSG Kirchwerder Wiesen, Die Reit und im Duvenstedter Brook erscheinen die Vorkommen relativ stabil und geschützt. Insgesamt gesehen erfolgte trotzdem ein signifikanter Rückgang und eine fortschreitende Isolierung der Bestände. Vorkommen außerhalb von Schutzgebieten sind in jüngerer Zeit aufgrund anthropogener Eingriffe selten geworden und akut gefährdet. Dies betrifft insbesondere den Bereich der Walddörfer. Aus diesem Grunde stufen wir die Art als „**stark gefährdet**“ (RL 2) ein.

4.2.9 Schutzmaßnahmen

Der Kammolch ist nach Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) der EU geschützt. Der Schutz dieser Art ist von gemeinschaftlichem Interesse, und die einzelnen Mitgliedsländer der EU sind angehalten, gesonderte Schutzgebiete für den Erhalt dieser Amphibienart auszuweisen. In Hamburg müssen nach der aktuellen Datenlage v.a. die Bestände in den NSG Höltingbaum, Die Reit und Kirchwerder Wiesen als repräsentativ angesehen werden und eine spezielle Förderung erfahren. Insbesondere das NSG Die Reit, zusammen mit den Laichgewässern im Gebiet Die Hohe, erfüllt die Auswahlkriterien nach Anhang III der FFH-RL zur Ausweisung als FFH-Gebiet in besonderem Maße.

Darüber hinaus erscheint wegen der noch verbreiteten, jedoch gefährdeten, teils isolierten Vorkommen in den Walddörfern und im äußersten Westen Hamburgs eine besondere Schutz- und Entwicklungskonzeption erforderlich. Hauptfördermaßnahmen sind dabei Neuanlage und Pflege einer ausreichenden Zahl und Dichte geeigneter Gewässer (Kleingewässer-Verbundsysteme) mit unterschiedlichem Durchkrautungsgrad, Belichtung und Alter sowie ohne Fischbesatz, wie sie erfolgreich im NSG Duvenstedter Brook (Glitz 1995a, 1995b, 1996, 1998) oder in Rotenburg (Berninghausen 1995) angelegt worden sind.

Aufgrund der besonderen Bedeutung des Kammolches erscheint in diesem Zusammenhang die Neuausweisung eines großflächigen Schutzgebietes im Bereich der Hamburger Elbmarschen sinnvoll. Ein Management, dass auf einer größeren Fläche von ca. 200-300 ha eine natürliche Fluss-Auendynamik nachahmt, und sowohl die hohen Anforderungen an die aquatischen Fortpflanzungslebensräume als auch an die Landhabitate im Umkreis von 1-2 km berücksichtigt, erscheint dabei als ein wesentlicher Faktor (siehe auch Laubfrosch- und Rotbauchunken-Schutzkonzept, sowie Kap. 5.2.5 und 5.2.6). Auf diese Weise könnten durch wechselweise Überstauungen von größeren Flächen in den Außendeichsbereichen an Dove- und Gose-Elbe sowie in geeigneten Grünlandbereichen der Elbmarsch, z.B. in Kirchwerder, Altengamme, Wilhelmsburg, Neuland und Gutmoor, großflächige und potentiell leistungsfähige Amphibiengewässer geschaffen werden. Von solchen Maßnahmen könnten auch viele andere Arten profitieren, da Kammolche entsprechend ihrer Habitatpräferenzen z.B. mit vielen anderen Amphibienarten einen hohen Vergesellschaftungsgrad aufweisen.

4.3 Fadenmolch - *Triturus helveticus*

4.3.1 Name

Der wissenschaftliche Name des Fadenmolches leitet sich von Triton (gr.: Sohn des Meeresgottes Poseidon), he ura (gr.: Schwanz) ab. Der Artnamen *helveticus* (lat.: aus der Schweiz stammend) nimmt Bezug auf die Herkunft der erstbeschriebenen Exemplare. Neben dem deutschen Namen Fadenmolch ist auch der Name Leistenmolch gebräuchlich. Dieser bezieht sich auf die zwei dorsalen (rückenseitigen) Hautleisten der Männchen.

4.3.2 Systematik

Neben der Nominatform *T. helveticus* werden zwei weitere Unterarten beschrieben, *T. h. sequeirai* aus Nordportugal und *T. h. punctillatus* aus Nordspanien. Der Fadenmolch ist sehr nah mit dem Teichmolch verwandt. Obwohl davon ausgegangen werden kann, dass der Artbildungsprozess (vergl. Kammolch) abgeschlossen ist (Arntzen 1986), können sich beide Arten noch erfolgreich paaren. Hybride (Mischformen) sind in Gefangenschaft mehrfach erzeugt worden, wobei eine Unterart des Teichmolches, *T. v. meridionalis*, sich besonders erfolgreich mit *T. h. helveticus* kreuzen ließ (Schlupmann, Günther & Geiger 1996).

Auch im Freiland sind Hybride der beiden Nominatformen bekannt (Griffiths et.al. 1987). Solche Freilandbastarde zeigen klassischerweise deutliche Merkmalskombinationen. In sympatrischen (gemeinsamen) Vorkommen sind die Männchen

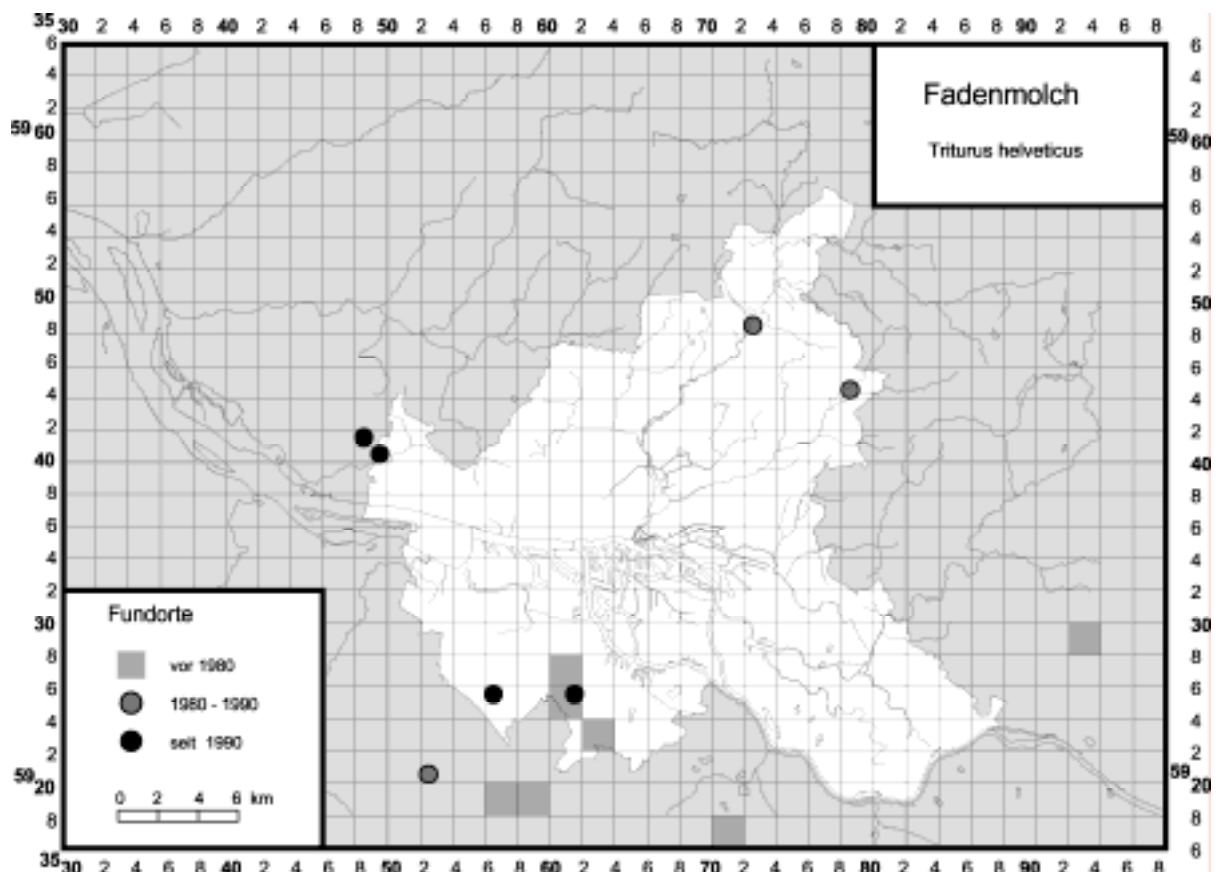
beider Arten morphologisch und in Details des Balzverhaltens zu unterscheiden. Die reproduktive Isolation zwischen den beiden Arten beruht vermutlich vor allem auf der Partnerwahl der Weibchen (Halliday 1977).

4.3.3 Äußere Merkmale

Mit etwa 5-8,5 cm Länge sind Fadenmolche die kleinsten einheimischen Wassermolche. Die Durchschnittsgewichte der Männchen liegen zwischen 1,5-1,8 g; die der Weibchen bei 2,3-2,8 g (Schlupmann, Günther & Geiger 1996). Während die Männchen in der Wassertracht spezifische Artmerkmale aufweisen (deutlicher Schwanzfaden, kein Rückenkamm, dunkle Hinterfüße, unterer Schwanzsaum ungefleckt), können die Weibchen leicht mit Teichmolchen verwechselt werden. Eine Bestimmungshilfe mit Unterscheidungsmerkmalen findet sich bei Schlupmann, Günther & Geiger (1996). In der Landtracht bilden die Männchen keine Schwimmhäute und Schwanzfäden aus. Wie bei den anderen Wassermolchen, sind die Tiere oft dunkel mit heller Rückenlinie.

4.3.4 Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet des Fadenmolches reicht vom Norden der iberischen Halbinsel bis in das nordwestdeutsche Tiefland. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Frankreich, wo der Fadenmolch die wohl häufigste Molchart darstellt. In Deutschland bevorzugen Fadenmolche vornehmlich die Waldgebiete der Mittelgebirge (colline bis



submontane Stufe) und sind daher vor allem im Südwesten verbreitet (Schlupmann, Günther & Geiger 1996).

Südlich der Elbe waren Fadenmolche zu Beginn des 20. Jahrhundert in den Schwarzen Bergen noch zahlreich vertreten (Woltersdorf 1905). Noch 1985 (Westphal) wurden im Landkreis Harburg außergewöhnlich große Bestände in der Luheheide, Lüneburger Heide und im Garlstorfer Wald angetroffen. Im nordwestlichen Niedersachsen wurden Fadenmolche bisher nur punktuell und in kleineren Beständen nachgewiesen (Podlucky & Fischer 1991).

Die Elbe stellt offensichtlich die nördliche Verbreitungsgrenze dieses Molches dar. Dennoch werden immer wieder einzelne Funde aus dem Hamburger Elbraum oder sogar nördlich davon gemeldet. So befindet sich im Zoologischen Museum der Universität Hamburg ein Belegexemplar mit Fundort Altenwerder von 1919 (leg. Michaelsen). Mohr (1926), Holst (1928) und auch Hamann (1981) beziehen sich auf diesen Fundort zwischen Norder- und Alter Süderelbe. Aktuellere Funde stammen aus dem südwestlichen Stadtgebiet, der Fischbeker Heide (1993) und dem Forst Haake (1995).

Aus dem, im Norden der Stadt Hamburg gelegenen, NSG Hainesch-Iland sind Nachweise aus dem Jahre 1984 bekannt, die nach Hamann auf Wiederansiedlungsversuche aus dem Jahre 1978 zurückgehen. Auch im Klövensteen, auf Wedeler Stadtgebiet, wurden Fadenmolche vereinzelt nachgewiesen (Mohr dieck, J. & Schultz, H.-U. 1995).

Gesicherte autochthone Vorkommen sind aus Schleswig-Holstein aktuell nicht bekannt Klinge & Winkler (2002). In den 70er Jahren gab es im südöstlichen Schleswig-Holstein, bei Dassendorf (Dierking-Westphal 1981), ein punktuelles Vorkommen.

4.3.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Obwohl der Fadenmolch ein relativ breites Spektrum an Gewässern nutzt, besitzt er bei weitem nicht den breiten ökologischen Toleranzbereich (Valenz) des Teichmolches. Im Gegensatz zu diesem bevorzugt er kleine bis mittelgroße, kühlere und mäßig pflanzenreiche Staugewässer in den montanen Waldlandschaften der Mittelgebirge. Bezüglich der Besonnung nimmt der Fadenmolch eine Mittelstellung zwischen Berg- und Teichmolch ein. Er bevorzugt halbschattige Lichtverhältnisse.

Paarung, Fortpflanzung und Individualentwicklung

Die Anwanderung zum Laichgewässer erfolgt in Abhängigkeit von der Witterung zwischen März und Mai. Das Wandergeschehen konzentriert sich meist auf wenige Tage. Balz und Paarung finden

im Wasser statt. Abgesehen von der Frequenz und der Intensität einzelner Verhaltenselemente ähnelt das Balz- und Paarungsverhaltens des Fadenmolchs dem des Teichmolchs. Auch Eiablage und Individualentwicklung entsprechen den Vorgängen beim Teichmolch. Durchschnittlich verweilen die Tiere 100 Tage in ihren aquatischen Lebensräumen (Blab 1986).

Sommerlebensräume, Winterquartiere und Aktionsradius

Ähnlich wie andere einheimische Wassermolche suchen Fadenmolche im Spätsommer ihre Sommerlebensräume auf. Diese liegen gewöhnlich nicht weit von den Laichgewässern entfernt, meist innerhalb eines 100 m Radius die maximale Entfernung beträgt 400 m (Blab 1978). Der größte Teil der Tiere wird als bedingt ortstreu eingestuft. Über die Lebensräume ist bisher nur gesichert, dass sie offene Landschaften meiden und lichte Laubmischwälder und deren spätere Entwicklungsstadien bevorzugen.

Über Tagesverstecke und Winterquartiere ist wenig bekannt. Es ist davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der Fadenmolche terrestrische (auf dem Land befindliche) Winterquartiere bevorzugt. Im Wasser überwinternde Tiere sind unter Umständen auf frühe Einwanderungen unter günstigen Witterungsbedingungen im Januar oder März zurückzuführen. Neotonie tritt auf (Schlupmann, Günther & Geiger 1996).

4.3.6 Vergesellschaftungen

Aufgrund der Übereinstimmung in Höhenverbreitung und Habitatwahl treten Berg- und Fadenmolch sehr oft zusammen auf. Weniger häufig wird der Fadenmolch mit dem Teichmolch angetroffen und selten mit dem Kammmolch (Schlupmann, Günther & Geiger 1996).

4.3.7 Populationsbiologie

Kleinere Populationen scheinen zu überwiegen. Nur selten besiedeln mehr als 50 Tiere ein Gewässer (Schlupmann, Günther & Geiger 1996). Ausnahmen mit Populationsgrößen über 1000 sind bislang nur aus dem Kottenforst bei Bonn (Blab & Blab 1981), dem Landkreis Harburg (Westphal 1985), Nordhessen (Jedicke 1982, Mai 1989) und Tübingen (von Lindeiner 1992) bekannt. Über Struktur und Altersaufbau von Fadenmolchpopulationen gibt es nur wenige gesicherte Angaben.

4.3.8 Gefährdungssituation

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Fadenmolch nicht geführt. Die meisten Autoren gehen davon aus, dass dieser Molch innerhalb seines geschlossenen Verbreitungsgebietes in den westdeutschen Mittelgebirgen ungefährdet ist (Schlupmann, Günther & Geiger 1996). Hamann (1981) hat die Art für den Ham-

burger Raum als „Ausgestorben bzw. Verschol- len“ aufgeführt. Zweifelsohne besitzt der Fadenmolch im Hamburger Raum wenig optimale Lebensräume. Die wenigen verfügbaren Meldungen sind zur Zeit nur als Randpopulationen der niedersächsischen Bestände zu interpretieren. **Da die Art auf Hamburger Stadtgebiet vermutlich nie häufig war**, ordnen wir dem Fadenmolch die Gefährdungskategorie **R** zu.

4.3.9 Schutzmaßnahmen

Die verbliebenen Bestände in Hamburg sind individuenarm und mangelhaft dokumentiert. Dringend geklärt werden sollte, in wie weit sich die geringe Fadenmolch-Dichte im Hamburger Süden auf Kartierungsdefizite zurückführen lässt. Wesentlicher Faktor erscheint der Verlust geeigneter Laichplätze. Ausgedehnte Lachen, Gräben und Wagenspurenkomplexe in den Heidelebensräumen wurden verfüllt und stehen als Laich- und Larvenhabitate nicht mehr zur Verfügung. Neben der notwendigen Bestandserfassung und -überwachung der verbliebenen Populationen ist die Neuanlage von Laichgewässern als Schutzmaßnahme im südlichen Stadtgebiet dringend erforderlich. In den Harburger Bergen sind durch Grundwasserabsenkung seit der Jahrhundertwende viele Stillgewässer verloren gegangen. Die Neuanlage von geeigneten Laichgewässern könnte diese Verluste wenigstens zum Teil kompensieren. Andere Schutzmaßnahmen sollten sich an den Vorschlägen für Berg-, Kamm- und Teichmolch orientieren.

4.4 Teichmolch - *Triturus vulgaris*

4.4.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Triturus vulgaris* leitet sich von Triton (gr.: Sohn des Meeresherrn Poseidon), he ura (gr.: Schwanz) und dem Wort vulgaris (lat. gewöhnlich) ab.

4.4.2 Systematik

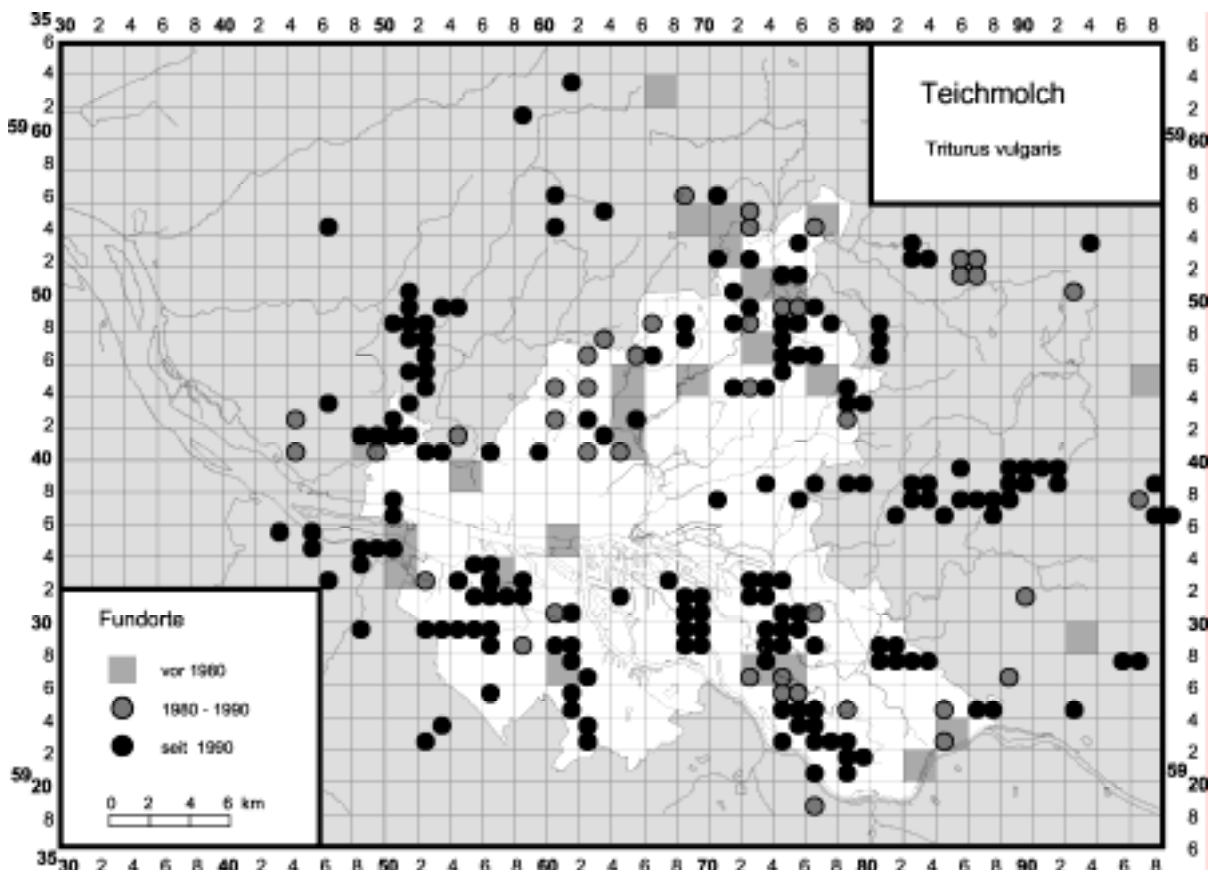
Weitere Informationen bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen finden sich beim Fadenmolch (Kap. 4.3.2).

4.4.3 Äußere Merkmale

Teichmolche sind etwa 5-10 cm lang und 1,5-2,0 g schwer. Dorsal reicht ihre Grundfärbung von lehmiggelb, über oliv bis dunkelbraun und wird von einem weißlichen Streifen von der gelblich, orange oder rötlichgefärbten Unterseite abgesetzt. In der Landtracht ähneln sich beide Geschlechter sehr, weichen in ihrer Wassertracht jedoch erheblich von einander ab.

Wassertracht

Die Männchen besitzen einen Rückenkamm, der sich vom Nacken bis zur Schwanzwurzel zieht. Meist ist seine Oberkante leicht gewellt oder gezahnt. Auch an der Schwanzunterseite wird ein Schwanzsaum ausgebildet, der gewöhnlich orangegelb gefärbt ist. Der ganze Körper der Männchen ist dunkel gefleckt. Ein weiteres sekundäres Geschlechtsmerkmal ist die dunkle Kloakenregion, die stark ausgebildet ist. Die



Fleckung der Weibchen ist weniger ausgeprägt, die untere Schwanzkante bleibt ungefleckt. Wie bei den anderen *Triturus*-Arten ist die Iris bei beiden Geschlechtern goldgelb.

4.4.4 Verbreitung

In Mittel- und Nordeuropa gehören Teichmolche zu den verbreitetsten und häufigsten Molchen. Sie können als Kulturfolger eingestuft werden (Büschendorf & Günther 1996). In Deutschland besiedeln sie vornehmlich das Tief- und Hügel-land und bevorzugen dort kleine bis mittelgroße, pflanzenreiche, besonnte Stillgewässer mit ausgedehnten Flachwasserzonen.

In Schleswig-Holstein sind die meisten Vorkommen aus dem Jungmoränengebiet bekannt (Klinge & Winkler 2002). Im nördlichen Niedersachsen werden fast alle Naturräume besiedelt (Podlousky & Fischer 1991, 1994).

In Hamburg werden insbesondere die Obstanbaugelände der Elbmarschen im Bereich der Alten Süderelbe (z.B. Francop und Nincop), die Gräben und Wäldchen zwischen Norder- und Süderelbe, Kirchwerder, die Boberger Niederung sowie die Anbaugelände Altengammes besiedelt. Wie auch in anderen Städten (z.B. in Berlin, Dresden, Saarbrücken und Kiel), lassen sich Teichmolche in Hamburg auch innerhalb des Siedlungsbereiches in angelegten oder temporären Stillgewässern finden.

4.4.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Unter den einheimischen Amphibien gehören Teichmolche zu den Vertretern, die verhältnismäßig unspezifische Ansprüche an ihre Lebensräume stellen (breite ökologische Valenz, euryök). Sie lassen sich in recht unterschiedlichen Gewässertypen nachweisen. Bevorzugt werden besonnte vegetationsreiche Tümpel und flache Teiche. Als Sommer- und Winterquartiere werden Laub- und Mischwälder, Brüche, Sumpfwiesen und Flachmoore, aber auch Gärten, Parks und Friedhöfe genutzt.

Frühjahrsaktivität

Obwohl einzelne Teichmolche, abhängig von der Witterung, bereits ab Ende Januar wandern können, werden die meisten Tiere im März angetroffen. Dabei können große bis sehr große Bestände (mehrere hundert bis über eintausend Tiere) auf dem Weg zum bzw. im Laichgewässer auftreten. Bei Zählungen an Krötenzäunen werden häufig mehr anwandernde Weibchen als Männchen nachgewiesen; d.h. unter Umständen überwintern Männchen näher am Laichgewässer als Weibchen. Auslösende äußere Faktoren für das Wanderungsgeschehen sind günstige nächtliche Temperaturen von über 5°C in Bodennähe, verbunden mit Niederschlägen bzw. hohen Luftfeuchtigkeitswerten (um 90 %).

Balz, Paarung und Fortpflanzung

Die Fortpflanzung findet am Tage und im Wasser (Wassertemperaturen ca. 8-12°C) statt. Sie ist durch ein ritualisiertes Paarungsverhalten (siehe anderen *Triturus*-Arten) charakterisiert. Fortpflanzungsbereite Molche besitzen deutlich ausgeprägte sekundäre Geschlechtsmerkmale (Färbung und Rückenkamm) und zeigen komplexe Ausdrucksbewegungen auf der Basis von optischen und olfaktorischen Reizen sowie des Tastsinnes. Weibchen wie Männchen können sich während ihres Wasseraufenthaltes mit verschiedenen Partnern paaren. Nur wenige Tage nach der Paarung laicht das Weibchen im Laichgewässer. Dabei kriecht/schwimmt es zwischen submerse Wasserpflanzen (z.B. Hornkraut, Tausendblatt oder Wasserpest) und formt mit den Hinterextremitäten die Blättchen, so dass diese die abgesetzten Eier einhüllen. Je nach Witterung kann die Hauptlaichperiode von April bis Juni andauern.



Abb. 4: Teichmolch in Wassertracht

Nahrung

Während ihres Aufenthaltes im Wasser nehmen Teichmolche in charakteristischer Weise Nahrung auf (Saugschnappen). Ihr Nahrungsspektrum umfasst vor allen Insektenlarven des Benthos, Klein- und Muschelkrebse (Copepoda, Ostracoda) sowie Larven und Eier anderer Amphibien. Von Teichmolchen, die viel im freien Wasser herumswimmen, werden auch planktische Kleinkrebse (Cladocera) aufgenommen.

Larvenentwicklung

Abhängig von der Wassertemperatur und dem Nahrungsangebot (benthische Kleinkrebse und andere kleine Wirbellose) dauert die Larvalphase ca. 40 bis 120 Tage. Metamorphosierte Jungtiere verlassen ihr Larvengewässer in der Regel im August, September und Oktober.

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Nach der Fortpflanzungsperiode wandern die Molche in Richtung ihrer Sommerlebensräume und gehen zur terrestrischen Lebensweise über. Dabei findet ein intensiver Hautumwandlungsprozess statt. Einzelne Tiere verbleiben im Gewässer und überwintern sogar dort. An Land sind Teichmolche hauptsächlich in der ersten Nachthälfte aktiv und fressen kleine Regenwürmer (Lumbricidae), Insekten, deren Larven und Schnecken (Gastropoden). Als Tagesquartiere suchen sie dunkle und feuchte Verstecke gern in Gewässernähe auf. Generell zeigen Teichmolche außerhalb der Hauptwanderzeiten nur eine geringe Mobilität.

Winterquartiere

Im späten September, zumeist jedoch im Oktober/November suchen Teichmolche ihre Winterquartiere auf. Gewöhnlich liegen die Verstecke nicht weit von den Laichgewässern entfernt (ca. 20-100 m). Sie zeigen also eine gewisse Ortstreue. Analog zur ihrer ausgeprägten Anpassungsfähigkeit können Teichmolche die verschiedensten Winterquartiere nutzen. So werden sie unter Baumstämmen, Holzstapeln, Stein- und Schotterhaufen sowie in Kellern gefunden.

Offensichtlich überwintern Teichmolche auch in größerer Zahl gemeinsam in frostfreien Quartieren. Baumgartner (1999) fand in einem Mäuse- nest, rund 70 cm unter der Erde in einem mit Steinplatten durchsetztem Erdhügel, 70 gemeinsam überwinternde Individuen.

Vom Teichmolch ist das Auftreten neotener Larven bekannt. Diese überwintern und metamorphosieren erst im folgenden Frühjahr.

4.4.6 Vergesellschaftungen

Aufgrund seiner relativ geringen ökologischen Ansprüche, können Vergesellschaftungen mit fast allen einheimischen Amphibienarten beobachtet werden. Im nordwest- und ostdeutschen Tiefland kann der Teichmolch relativ häufig mit dem Kammmolch nachgewiesen werden. In Hamburg gilt dies z.B. in den Elbmarschen und im Schnaakenmoor. Häufig sind auch Vergesellschaftungen mit Teichfrosch, Grasfrosch und Erdkröte. Etwas seltener ist die Vergesellschaftung mit Berg- und Fadenmolch im Bergland. In seltenen Fällen können alle vier Molch-Arten syntop vorkommen.

4.4.7 Populationsbiologie

Schiemanz & Günther (1994) berichten aus verschiedenen Gebieten Deutschlands über große bis sehr große Bestände (mehrere hundert adulte Teichmolche). Über mehrjährige Bestandsdynamiken (anwandernde Tiere über vier Jahre) berichtet Blab & Blab (1981). Unter Umständen beruht der häufig gemeldete Weibchenüberschuss auf einer fehlerhaften Geschlechtsbe-

stimmung. Teichmolche können im Terrarium ein hohes Alter erreichen (bis zu 20 Jahre).

4.4.8 Gefährdungssituation

In Hamburg ist der Teichmolch die am meisten verbreitete und häufigste Molchart. Trotzdem sind Fundnachweise dieses Kulturfolgers im nördlichen Stadtgebiet zurückgegangen. Die Mehrzahl der verbliebenen Bestände ist wahrscheinlich individuenarm. Inwieweit sich die geringe Teichmolch-Dichte im Norden Hamburgs auf Kartierungslücken zurückführen lässt, sollte dringend geklärt werden.

Während der Frühlings- und besonders während der Herbstwanderung (Juvenile!) sind die kleinen Schwanzlurche durch den Straßenverkehr gefährdet. Durchgängige Kantsteine, schon wenige Zentimeter hoch, stellen nicht nur ein unüberwindliches Hindernis, sondern auch eine Falle dar. Allzu häufig werden die Tiere am Kantstein durch die Druckwelle der Fahrzeuge erfasst, hochgeschleudert und getötet.

Bei detaillierten Kartierungen der Marschengebiete fällt auf, dass die Zahl der geeigneten Laichgewässer einerseits durch Nutzungsextensivierung und –aufgabe (Verbrachung), andererseits durch Intensivnutzungen mit Gewässereutrophierung und Entwässerung stark rückläufig ist. Als Folge bleiben die beobachteten Vorkommen auf eine verhältnismäßig geringe Zahl von Gewässern beschränkt. Wir ordnen den Teichmolch deshalb der Kategorie „**gefährdet**“ (RL 3) zu.

4.4.9 Schutzmaßnahmen

In den Elbmarschen sind die Laichgewässer durch Intensivierung des Obst-, Acker- und Gemüseanbaus und durch Wasserentnahme stark beeinträchtigt bis gefährdet. Im Grünland tritt mitunter eine Gefährdung durch Verlandung des Grabensystems auf. Schutzmaßnahmen sollten deshalb dringend eine behutsame Pflege der Laichgewässer sowie ausreichende Nutzungsabstände bei Intensivnutzungen beinhalten. Eine Reduzierung der Nährstoffeinträge ist dringend notwendig. In Moorgebieten haben starke Wasserstandsschwankungen und Entwässerung des Moorkörpers Eutrophierung und Verlandung der Gewässer zur Folge. Auch durch Grabenunterhaltung können die Gewässer oft nicht in der alten Qualität wieder hergestellt werden. Hier ist dringend die Stabilisierung der Wasserstände auf einem möglichst hohen Niveau notwendig.

In der Vergangenheit hat sich, z. B. im westlichen Stadtrandgebiet (Mohrdieck & Schultz 1995, 1996), gezeigt, dass zeitintensive Fangaktionen durch ehrenamtliche Naturschutz-Engagements nur sehr schwierig über Jahre hinweg zu organisieren sind. In Gebieten, wo nachweislich durch langjährige Aktionen mit Fangzäunen und Sammeleimern Molchvorkommen nachgewiesen wurden, müssen dauerhafte Schutzmaßnahmen,

wie vollständige Straßensperrungen ohne Ausnahmegenehmigungen oder Tunnel/Leitsysteme, zum Einsatz kommen.

4.5 Bergmolch - *Triturus alpestris*

4.5.1 Name

Der wissenschaftliche Name leitet sich von Triton (gr.: Sohn des Meeresgottes Poseidon), he ura (gr.: Schwanz) und dem Wort alpestris (lat.: die Alpen bewohnend) ab.

4.5.2 Systematik

Die vier Wassermolcharten der Gattung *Triturus* (Berg-, Faden-, Kamm- und Teichmolch) sind eng miteinander verwandt. Ihre verwandtschaftliche Stellung untereinander befindet sich noch in der Diskussion. Vom Bergmolch sind mehrere Unterarten bekannt. In Deutschland tritt nur die Nominatform (*T. a. alpestris*) auf.

4.5.3 Äußere Merkmale

Bergmolche sind etwa 7-9 cm lang und 2-4 g schwer. Weibchen sind im Mittel etwas größer und schwerer als Männchen.

Wie bei allen anderen einheimischen *Triturus*-Arten, lassen sich die Geschlechter außerhalb der Fortpflanzungsperiode nur schwer unterscheiden. Die verschiedenen Grau-, Braun-, Blau- und Grüntöne der Körperoberseite sind bei beiden Geschlechtern meist von schwärzlichen Flecken durchsetzt. Die Unterseite ist zumindest in der Mitte nicht gefleckt und kräftig bis blass orange

oder rötlich gefärbt. In der Rückenmitte und entlang des unteren Schwanzsaumes weisen Männchen häufig eine dunkle Fleckenreihe auf.

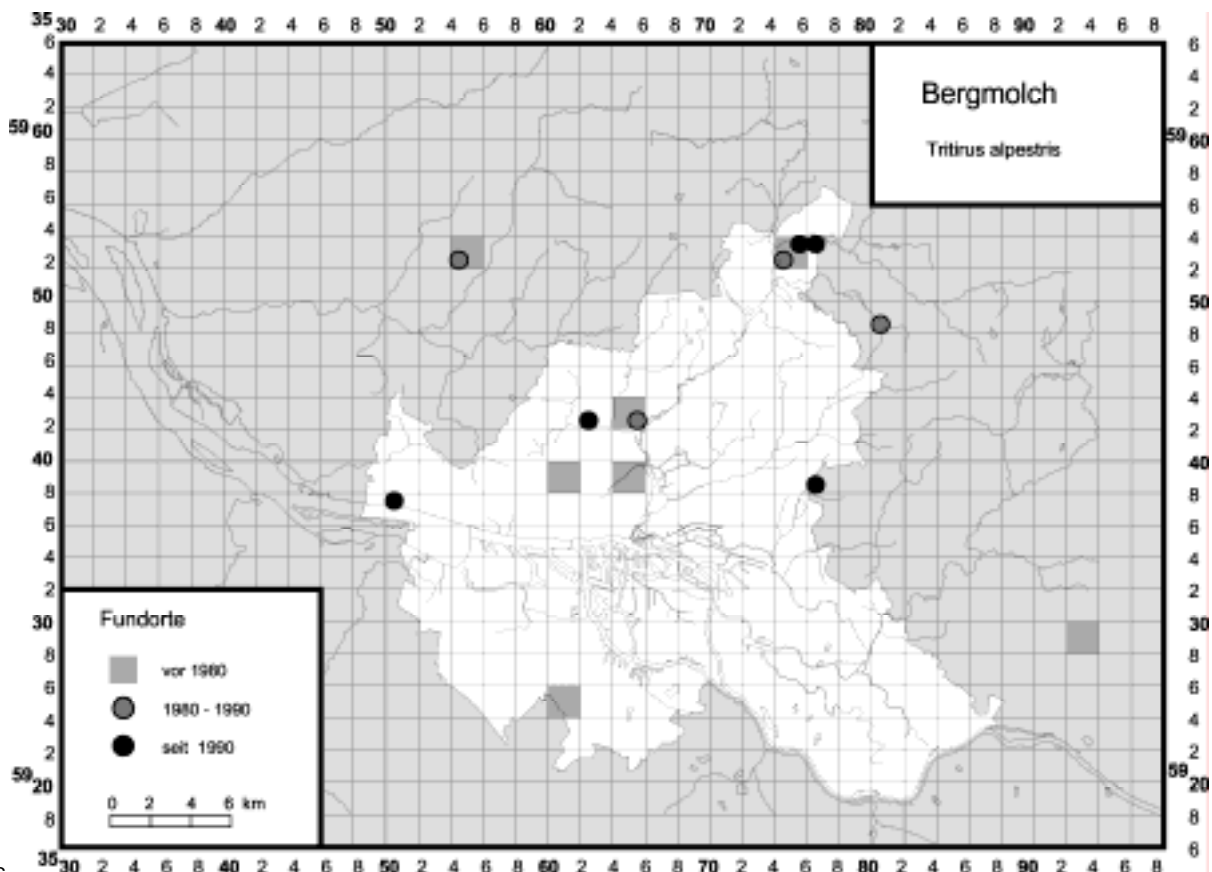
Wassertracht

Wie bei den anderen einheimischen Molchen weichen beide Geschlechter des Bergmolches in ihrer Wassertracht erheblich von einander ab. Die Männchen besitzen einen niedrigen Rückenriff mit dunklen Querbändern. Die Rumpfoberseite und der Schwanz sind häufig in einem blauen Ton gefärbt. Entlang des Kopfes, der Halsseiten und der Flanken ist ihr Körper ausgeprägter gefleckt als bei den Weibchen. Die Unterseite ist gewöhnlich orange gefärbt und wird beim Männchen durch einen schmalen durchgehenden blauen Streifen vom Fleckenmuster der Flanken abgesetzt.

4.5.4 Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet des Bergmolchs ist deutlich kleiner als das von Kamm- oder Teichmolch. Deutschland befindet sich etwa im Zentrum der Bergmolch-Verbreitung, er besiedelt vornehmlich das bewaldete Hügel- und Bergland. Dennoch sind Bergmolche auch im bewaldeten Tiefland inselartig verbreitet und somit ökologisch eher als Waldbewohner (*Sylvicoole*) denn als Berg- und Hügellandart (submontan-colline Art) einzustufen.

Über die Ursachen der lückenhaften Verbreitung des Bergmolchs im nordwest- und nordöstlichen Tiefland bestehen keine Übereinstimmungen. Das fragmentierte Auftreten kann auf isolierte Relikt-



vorkommen oder auf Ansiedlungsversuche zurückgeführt werden. Mit Sicherheit spielen auch Nachweisdefizite eine Rolle. Für das Hamburger Stadtgebiet stufen wir diese Art als autochthon ein.

In Schleswig-Holstein wurden bis in die 50er Jahre kleinere und isolierte Populationen in feuchten Laubwäldern bei Schwabstedt, auf der Husumer, Itzehoher und Schwarzenbeker Geest sowie aktuell im Flensburger Umland nachgewiesen (Klinge & Winkler 2002). Unklar ist, ob die isolierten Vorkommen im östlichen Hügelland Restbestände autochthonen Ursprungs oder private Ansiedlungsversuche repräsentieren.

Aus der Vergangenheit sind für den Großraum Hamburg einige Bergmolch-Populationen aus mittlerweile verfüllten Lehm- und Tongruben aus dem westlichen Stadtgebiet, aus dem Forst Haake in Harburg sowie aus dem Eppendorfer Moor bekannt. Eine gewisse Kontinuität haben Fundmeldungen aus dem Wohldorfer Wald. Dort sind Belege von 1884 und 1894, aus den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts und aktuelle Meldungen aus den Jahren 1999, 2000 und 2004 vorhanden. Weitere aktuelle Bergmolch-Nachweise sind uns nur aus dem Bereich Falkensteiner Ufer, aus dem Niendorfer Gehege und vom östlichen Stadtrand bekannt. Es ist nicht auszuschließen, dass einige dieser Nachweise auf Ansiedlungsversuche zurückzuführen sind.

4.5.5 Habitatsprüche und Jahresrhythmus

Bezüglich der Laichgewässerwahl erscheinen alle Molcharten gegenüber verschiedenen hydrochemischen Parametern (pH-Wert, Leitfähigkeit und Wasserhärte) recht tolerant. So ist auch der Bergmolch in dieser Hinsicht als eine besonders anpassungsfähige Art anzusehen und besiedelt die unterschiedlichsten Gewässertypen. Er nimmt sogar in stärkerem Maße als die meisten anderen Amphibien temporäre Kleinstgewässer, wie z.B. wassergefüllte Wagenspuren auf Waldwegen, an, wobei der Fortpflanzungserfolg in solchen Fällen witterungsabhängig stark schwanken dürfte.

Optimale Laichgewässer sind kleinere (>50 m²) bis mittelgroße (500 m²), besonnte, vegetationsreiche Tümpel und flache Teiche. Laub- und Mischwälder, Brüche, Sumpfwiesen und Flachmoore, aber auch Gärten, Parks und Friedhöfe werden als terrestrische Lebensräume genutzt.

Frühjahrsaktivität

Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass sich das Wandergeschehen der drei Wassermolcharten, Berg-, Faden und Teichmolch nicht wesentlich voneinander unterscheidet. Günstige Witterung mit hohen Luftfeuchtigkeits- und Temperaturwerten über dem Boden ist eine wesentliche Voraussetzung für die Frühjahrswan-

derung im März und April. Dabei ist die Wanderung meist in wenigen Tagen abgeschlossen.

Fortpflanzung

Ungünstige Witterung kann das Paarungsgeschehen herauszögern oder unterbrechen. In der Regel liegen die Hauptaktivitäten im April und Mai. Abgesehen von eigenen artspezifischen Verhaltenselementen verläuft das ritualisierte Paarungsverhalten des Bergmolchs ähnlich wie bei den anderen *Triturus*-Arten (siehe dort). Die wesentlichen Besonderheiten fassen Berger & Günther (1996) zusammen. Die Handlungskette der Bergmolch-Paarung findet sich bei Meissner, Rohler & Rohler (1983). Auch bezüglich der Art und Weise des Laichvorganges bestehen große Ähnlichkeiten zwischen den einheimischen *Triturus*-Arten.

Sowohl die Embryonal- als auch die Larvalentwicklung der Wassermolche dauert im Vergleich mit den Froschlurchen verhältnismäßig lang. Für die Embryonalentwicklung des Bergmolches geben Berger & Günther (1996) 10 bis 26 Tage an und für die Entwicklung der Larven 2 bis 4 Monate.

Im Gegensatz zu den Larven der Froschlurche sind die einheimischen *Triturus*-Larven nach dem Schlüpfen bereits deutlich stärker in Kopf, Rumpf und Schwanz differenziert und bilden während ihrer Entwicklung (Metamorphose) erst die Vorderextremitäten und später die Hinterbeine. Verzögerte Larvalentwicklung (Neotonie) und Larvenüberwinterung scheint beim Bergmolch häufiger vorzukommen als bei den anderen drei *Triturus*-Arten. Unter Umständen stellt dies eine Anpassung an die höheren Lagen der Gewässer dar (Berger & Günther 1996).

Sommerlebensräume und Winterquartiere

Die meisten adulten Molche wandern nach der Fortpflanzungsperiode in ihre terrestrischen Lebensräume ab. An Land sind Teichmolche dämmerungs- und nachtaktiv. Ihre Mobilitätsbereitschaft erscheint etwas größer als die des Teichmolches. Nach einigen Autoren (Blab 1998, Glandt 1986, Kuhn 1986) werden im Sommerlebensraum Distanzen von über 500 m zurückgelegt. Gewöhnlich suchen Bergmolche im Oktober/November ihre Winterquartiere auf, die zumeist nicht weit von den Laichgewässern entfernt liegen und häufig mit den Tagesverstecken übereinstimmen (gewisse/ingeschränkte Ortstreue).

4.5.6 Vergesellschaftungen

Aufgrund des weiten ökologischen Toleranzbereiches (Valenz) des Bergmolchs konnten Feldmann & Belz (1981) in Westfalen einen hohen Vergesellschaftungsgrad mit anderen Amphibienarten nachweisen. Besonders häufig ist der Bergmolch

mit den anderen drei Wassermolchen vergesellschaftet (zu 40 % mit dem Teichmolch, zu 30 % mit dem Fadenmolch und zu 12 % mit dem Kammmolch). Regional sind viele weitere Kombinationen, wie z.B. mit dem Grasfrosch und der Erdkröte bekannt (Berger & Günther 1996).

4.5.7 Populationsbiologie

Einen Überblick über Einzelfunde aus Mittelgebirgslagen geben Berger & Günther (1996). Demnach sind Populationen von einigen hundert bis zu mehreren tausend Tieren bekannt; meist treten jedoch kleine Populationen von bis zu 20 Tieren auf.

4.5.8 Gefährdungssituation

Der Bergmolch ist eine im südlichen und mittleren Deutschland allgemein verbreitete Art. Er wurde daher im Vergleich zum Teich- und Kammmolch in Hamburg selten nachgewiesen. In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Bergmolch als „Gefährdet“ (RL 3) eingestuft. Für Hamburg hat Hamann (1981) die Art als „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) eingestuft. Da der Bergmolch bei uns vermutlich nie häufig war, ordnen wir ihn der Gefährdungskategorie **R** (gefährdet durch Seltenheit) zu.

4.5.9 Schutzmaßnahmen

Aufgrund der Seltenheit der Vorkommen ist dringend ein besonderer Schutz der bekannten Laichgewässer sowie ihrer Landlebensräume notwendig. Veränderungen der ökologischen Bedingungen, wie Fischbesatz, Grundräumung und dergleichen, sind vollständig zu unterbinden bzw. nur in Abstimmung mit dem Naturschutz durchzuführen.

Da der Bergmolch in Hamburg fast ausnahmslos mit dem Teich- und/oder Kammmolch vergesellschaftet ist, verweisen wir bezüglich Gefährdungsursachen und weiterer Schutzmaßnahmen auf diese beiden Arten.

4.6 Rotbauchunke - *Bombina bombina*

4.6.1 Name

Der wissenschaftliche Name leitet sich aus dem Wort *Bombus* (lat.: dumpfer Ton) ab. Der Trivialname nimmt Bezug auf die rotgefleckte Unterseite.

4.6.2 Systematik

Unken sind kleine und urtümliche Froschlurche, die zur Familie der Scheibenzügler gestellt werden. In der Arbeit von Boulenger (1886) wurden die beiden einheimischen und nahe miteinander verwandten Unken, die Rotbauchunke und die Gelbbauchunke (*B. variegata*), erstmals als zwei verschiedene Arten beschrieben.

Die Unterschiede zwischen diesen beiden Formen können als Adaptationen an ihre bevorzugten Lebensräume interpretiert werden. Während die Rotbauchunke entlang der großen Ströme und ihrer Nebenflüsse in pflanzenreichen meso- bis eutrophen Flachgewässern verbreitet ist, bevorzugt die Gelbbauchunke kleine temporäre Gewässer entlang der dynamischen Flussoberläufe im Hügel- und Bergland.

In ihren osteuropäischen Kontaktzonen treten Hybridpopulationen auf. Ähnlich wie beim Feuersalamander kann nur mit Hilfe von molekularbiologischen und genetischen Nachweismethoden eine Differenzierung vorgenommen werden, da das Zeichnungsmuster hierfür nicht geeignet ist (Szymura 1996).

4.6.3 Äußere Merkmale

Durchschnittlich sind diese Unken zwischen 40-45 mm lang und 5-7 g schwer. Wie der Name sagt, sind ventral (am Bauch) Rotbauchunken auffällig orange-rot gefleckt. Die Oberseite ist grau, grünlich oder bräunlich gefärbt mit unregelmäßigen kleinen schwärzlichen Flecken.

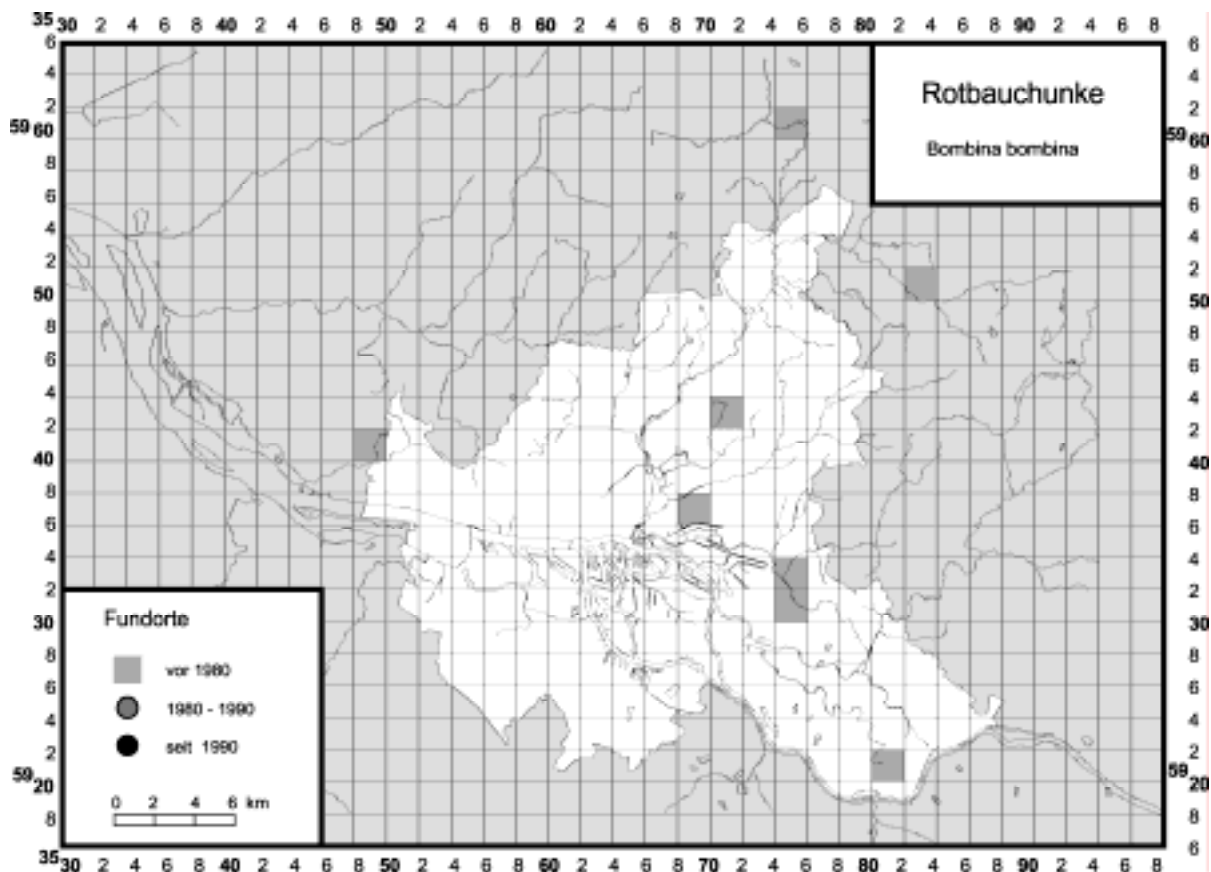


Abb. 5: Rotbauchunke

4.6.4 Verbreitung

Die Rotbauchunke ist eine europäisch-kontinentale Art und in Osteuropa (v.a. im Donaubekken) weit verbreitet. Ihr Verbreitungsgebiet wird durch die Karpaten getrennt. Im Schwarzmeergebiet werden ihre pleistozänen Refugien vermutet (Arntzen 1978, Szymura 1996). In Deutschland verläuft die nordwestliche Verbreitungsgrenze entlang der Elbe und im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins (Fehmarn, Ostholsteinisches Seengebiet und im östlichen Teil des Kreises Lauenburg). Die letzten natürlichen Vorkommen in Schleswig-Holstein sind nur noch inselartig (Dierking 1996, Klinge & Winkler 2002).

Im nordöstlichen Niedersachsen sind aus dem Gebiet der mittleren Elbe einige Vorkommen bekannt (Wilkens 1979, Engel 1996). Die nordöstliche Elbaue und das zentrale Mecklenburger-



Brandenburger Seengebiet sind dicht besiedelt (Günther & Schneeweiss 1996). Ob die Art im Gebiet des Hamburger Raumes noch zur autochthonen Fauna gehört, wird von einigen Autoren (Dierking-Westphal 1981) angezweifelt. Das Elbetal bei Hamburg hat der Rotbauchunke sicherlich noch im ersten Viertel des 20. Jahrhunderts (Mohr 1926) optimale Primärlebensräume (Alt-, Kleinst- und Qualmgewässer im Deichhinterland, überschwemmtes Grünland und vegetationsreiche Gräben) geboten, so dass wir die Rotbauchunke als autochthone Art interpretieren. Dafür spricht auch, dass noch in den 60er Jahren Landwirte in einem verlandeten Schilfröhrichtgebiet im ehemaligen Oberlauf der Gose-Elbe (Kirchwerder-Ost, sog. Krauler Elbe) rufende Rotbauchunken gehört haben. Aktuell liegen keine Hinweise auf existierende Populationen der Rotbauchunke vor.

In der Umgebung Hamburgs sind stabile Populationen von der Mittleren Elbe östlich Bleckede aus dem Amt Neuhaus und dem Wendland bekannt.

4.6.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Rotbauchunken bevorzugen stehende und sonnenexponierte Flachgewässer mit dichtem, aber niedrigem Pflanzenbewuchs (z.B. Flutender Schwaden, Knickfuchsschwanz, Wasserhahnenfuß, Froschlöffel, Igelkolben und Weißes Straußgras) und artenreichem Algensubstrat. Optimale Wohngewässer sind durch eine große Stabilität

der physikalischen und chemischen Parameter charakterisiert (Andersen 1992) und liegen meist auf extensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, Truppenübungsplätzen (z.B. in Eutin in Panzersperren, Schröder mdl.) oder Abgrabungsflächen.

Im Amt Neuhaus finden sich Populationen in Bracks, Qualm- und Altwässern in- und außerhalb des Elbdeiches. Die Ufer der Gewässer weisen breite, teils mit Weiden verbuschte, unzugängliche Verlandungsbereiche auf. Das Umfeld ist häufig landwirtschaftlich genutzt.

Frühjahrsaktivität und Fortpflanzung

Die Wanderung zu den Laichgewässern und Sommerlebensräumen finden zumeist im März und April statt. Die Männchen sind ausgesprochen territorial, besetzen 1 bis 2 m² große Gewässerabschnitte und verteidigen diese aktiv, wenn zwischen zwei rufenden Männchen die Entfernung von etwa 60-70 cm, unterschritten wird (Engel 1996). In größeren Populationen können die Unkenkonzerte, die wie ein schwingendes -uuh- klingen, eine beträchtliche Lautstärke erreichen und von der Dämmerung bis in den frühen Morgen andauern. Mit kürzeren Intervallen können die Tiere auch am Tage rufen.

Während der Paarung umklammert das Männchen das Weibchen in typischer Weise (Amplexus). Kurz vor der Laichabgabe sucht das Weibchen geeignete Strukturen und bevorzugt dabei vertikal wachsende sub- und emerse Makrophy-

ten (Wasserpflanzen). Das Männchen bringt seine Kloake schräg über die des Weibchens, Eier und Sperma treten etwa gleichzeitig aus, während sich das Weibchen langsam um den Stängel der Wasserpflanze dreht. Dieser Ablauf wird mehrfach wiederholt, so dass die Eier in lockeren Verbänden von 2-40 Stück in 5 bis 20 cm Tiefe um die Wasserpflanze geheftet werden.

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Nach einigen Tagen schlüpfen die Larven aus den Eiern. In Abhängigkeit von der Wassertemperatur und dem Nahrungsangebot benötigen sie 5 bis 12 Wochen für ihre Individualentwicklung und wandeln sich im Juni oder Juli um. Die metamorphosierten Jungtiere bevorzugen landnahe Gewässerbereiche, während adulte Tiere sich hauptsächlich einige Meter vom Ufer entfernt im Wasser aufhalten.

Allgemein sagt man den Rotbauchunken nach, dass sie sich bis zur Abwanderung in die Winterquartiere ununterbrochen im Gewässer aufhalten. Einige Autoren konnten jedoch beobachten, dass insbesondere fast geschlechtsreife (subadulte) Tiere zwischen den Gewässern ihres Lebensraumes kontinuierlich an- und abwandern (Engel 1996, Günther & Schneeweiss 1996). Die Distanzen, die die Unken dabei zurücklegen, sind relativ groß (bis zu 450 m).

Tages- und Winterquartiere

Zum Sommerende, wenn einige ihrer aquatischen Lebensräume trockenfallen, benutzen Rotbauchunke Kleintiergänge und -bauten als Tagesquartiere. In Abhängigkeit von der Witterung suchen Rotbauchunken meist im September/Oktobre ihre Winterquartiere auf. Diese können mit ihren Sommertagesverstecken identisch sein, in einem nahen Wald unter Baumwurzeln liegen oder in Gärten, Böschungen oder Feldsteinhaufen. Systematische Untersuchungen zur Überwinterung sind nicht verfügbar.

4.6.6 Vergesellschaftungen

In den bevorzugten Laichgewässern der Rotbauchunke treten meist in hoher Individuenzahl Teichmolch, Kammmolch, Moorfrosch, Grünfrösche, Laubfrosch, Knoblauch- und Wechselkröte auf. Auch in den Winterquartieren werden Rotbauchunken häufiger mit Kamm- und Teichmolchen angetroffen.

4.6.7 Populationsbiologie

Über die Größe von Rotbauchunken-Populationen liegen aus den 80er Jahren Beobachtungen aus der Mecklenburger Seenplatte mit bis zu 1000 Tieren/ha (Günther & Schneeweiss 1996) vor. Teile der Brandenburger Uckermark und Fehrnans waren ebenfalls in großer Dichte besiedelt (einige 100 Tiere/ha). Diese Bestände sind drastisch zurück gegangen und Rufgemeinschaft-

ten von mehreren hundert Tieren gehören heute zu den großen Ausnahmen.

Rotbauchunken beteiligen sich in der Regel im Alter von 2 bis 3 Jahren an der Reproduktion. Sie erreichen ein erstaunlich hohes Alter, im Freiland bis zu 10 und im Terrarium bis zu 29 Jahre (Günther & Schneeweiss 1996).

4.6.8 Gefährdungssituation

Insbesondere entlang ihrer westlichen Verbreitungsgrenze ist es in den letzten Jahrzehnten zu drastischen Bestandsrückgängen gekommen, und so zählt die Rotbauchunke zu den gefährdetesten Amphibienarten Mitteleuropas. Auch in Brandenburg, dem Zentrum der deutschen Vorkommen der Rotbauchunke, wurden in den vergangenen Jahren deutliche Rückgänge verzeichnet (Ministerium für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg 2000, Internetseite).

Als Ursache für den teils dramatischen Verlust wird v.a. die intensive Landwirtschaft (enges Heranpflügen an die Gewässer, Einträge von Bioziden (Insekten- und Wildkräutervernichtungsmitteln) und Düngemitteln, Entwässerung, Gewässerbeseitigung, strukturelle Verarmung der Landschaft) angesehen. Daneben spielt in den Flussauen der Elbe die Flussregulierung (nach Eintiefung der Fahrrinne der Elbe fallen Qualmgewässer im Hinterland trocken) und die fischereiliche Nutzung der verbleibenden Kleingewässer eine entscheidende Rolle.

In den Roten Listen nahezu aller Bundesländer wird die Rotbauchunke als „stark gefährdet“ (RL 2) oder vom „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) geführt. Wir folgen Hamann (1981) und ordnen die Rotbauchunke für den Hamburger Raum der Gefährungskategorie „**ausgestorben**“ (RL 0) zu.

4.6.9 Schutzmaßnahmen

In Schleswig-Holstein wurde Mitte der 80er Jahre etwa zeitgleich mit der Aufstellung eines Artenhilfsprogramms für die Rotbauchunke (Dierking-Westphal 1985) damit begonnen, ein Extensivierungsförderungsprogramm für die Grünlandbewirtschaftung umzusetzen.

Von dieser Maßnahme, die auf freiwilliger Teilnahme der Landwirte beruhte, hatte man sich ein Überleben der Rotbauchunke in der heutigen Agrarlandschaft versprochen. Diese Einschätzung wird derzeit eher skeptisch betrachtet (Dierking 1996), da die Rotbauchunken-Bestände weiterhin rückläufig und nach wie vor durch die moderne Landwirtschaft bedroht sind. Da trotz der Möglichkeit der Extensivierungsförderung ein flächendeckender Schutz zurzeit nicht zu realisieren ist, konzentriert man sich darauf, flächenmäßig möglichst große Schwerpunkträume zu entwickeln, in denen größere Bestände erhalten beziehungsweise wieder aufgebaut werden können.

Da die Situation in Niedersachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Dänemark ähnlich ist, werden Schutzgebietskonzepte von verschiedenen Autoren diskutiert (Andersen 1992, Fog 1996, Günther & Schneeweiss 1996).

Im Rahmen des hier vorgeschlagenen Schutzkonzeptes für den Laubfrosch und Kammolch in der Hamburger Elbmarsch erscheint auch eine fachlich begleitete und behördlich genehmigte Wiederansiedlung von Rotbauchunken durchaus sinnvoll. So finden sich zwischen Riepenburg und Kiebitzbrack geeignete grundwassergespeiste Temporärgewässer, die noch Vertreter aus der Begleitfauna typischer Rotbauchunken-Habitate aufweisen (z.B. Kiemenfußkrebse der Art *Siphonophanes grubei*). Auch die Besenhorster Elbwiesen halten wir aufgrund ihrer Genese und Lage, insbesondere bei Umsetzung des projektierten LIFE-Projektes der EU zur Öffnung des Leitdammes entlang der Elbe, für hervorragend geeignet (vgl. Kap. 6).

4.7 Knoblauchkröte - *Pelobates fuscus*

4.7.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Pelobates fuscus* leitet sich von *ho pelos* (gr.: der Schlamm) und *bainein* (gr.: gehen) und dem Wort *fuscus* (lat.: dunkelbraun, dunkelgrau) ab. Der deutsche Trivialname nimmt Bezug auf den knoblauchähnlichen Geruch, den die Tiere absondern.

4.7.2 Systematik

Die Pelobatidae, zu deutsch „Krötenfrösche“, sind eine ursprüngliche Froschlurch-Familie, mit 9 Gattungen und 83 Arten. Die Gattung *Pelobates* besitzt vier morphologisch und in ihrer Lebensweise sehr ähnliche Arten, die Europa, Nordafrika und Kleinasien besiedeln (Günther 1996).

4.7.3 Äußere Merkmale

Knoblauchkröten sind mittelgroße (Größe: 42-63 cm, Gewicht: 15-37 g) grau und braun getönte Kröten (Nöllert & Günther 1996). Bräunliche, mehr oder weniger spiegelbildlich (bilateralsymmetrisch) angeordnete Längsbänder und ein heller Längsstreifen auf der Rückenmitte sind für die meisten Tiere typisch. Die Unterseite ist weißlichgrau und kann graue Sprenkel aufweisen. Die Kröten besitzen charakteristisch geformte Hornscheiden (Grabschwielen) an den Mittelfußknochen (Metatarsalhöckern) der ersten Zehe. Auch an den Innenseiten der Vorderextremität finden sich jeweils zwei solcher Grabschwielen.

4.7.4 Verbreitung

Knoblauchkröten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den osteuropäischen Steppen. Die nordwestliche Verbreitungsgrenze verläuft in

Südschweden, östliches Dänemark, nordwestdeutsche Tiefebene und in der östlichen Hälfte der Niederlande.

In Deutschland sind Knoblauchkröten weit verbreitet und besiedeln die verschiedensten Kulturräume des Tief- und Hügellandes. Dort bevorzugen sie agrarisch oder gärtnerisch genutzte Gebiete mit sandigen Oberböden, können jedoch auch inmitten von Dörfern und sogar Städten angetroffen werden. Im ehemaligen Westteil von Berlin ist die Art, nach der Erdkröte, der häufigste Froschlurch (Nessing 1990).

In Schleswig-Holstein sind die Verbreitungsschwerpunkte der Knoblauchkröte unklar (Dierking-Westphal 1990, Klinge & Winkler 2002). Sie sind mit großer Wahrscheinlichkeit in der Geest und im östlichen Hügelland zu erwarten. Dort kommt sie aktuell nur noch in individuenarmen Beständen vor. Im nord-östlichen Niedersachsen besiedelt die Knoblauchkröte vornehmlich die Stader Geest, die Elbniederungen und fast die gesamte Lüneburger Heide. Nur wenige Populationen im Landkreis Harburg bilden große Bestände von einigen Dutzend bis zu hundert fortpflanzungsfähigen Tieren (Westphal 1985).

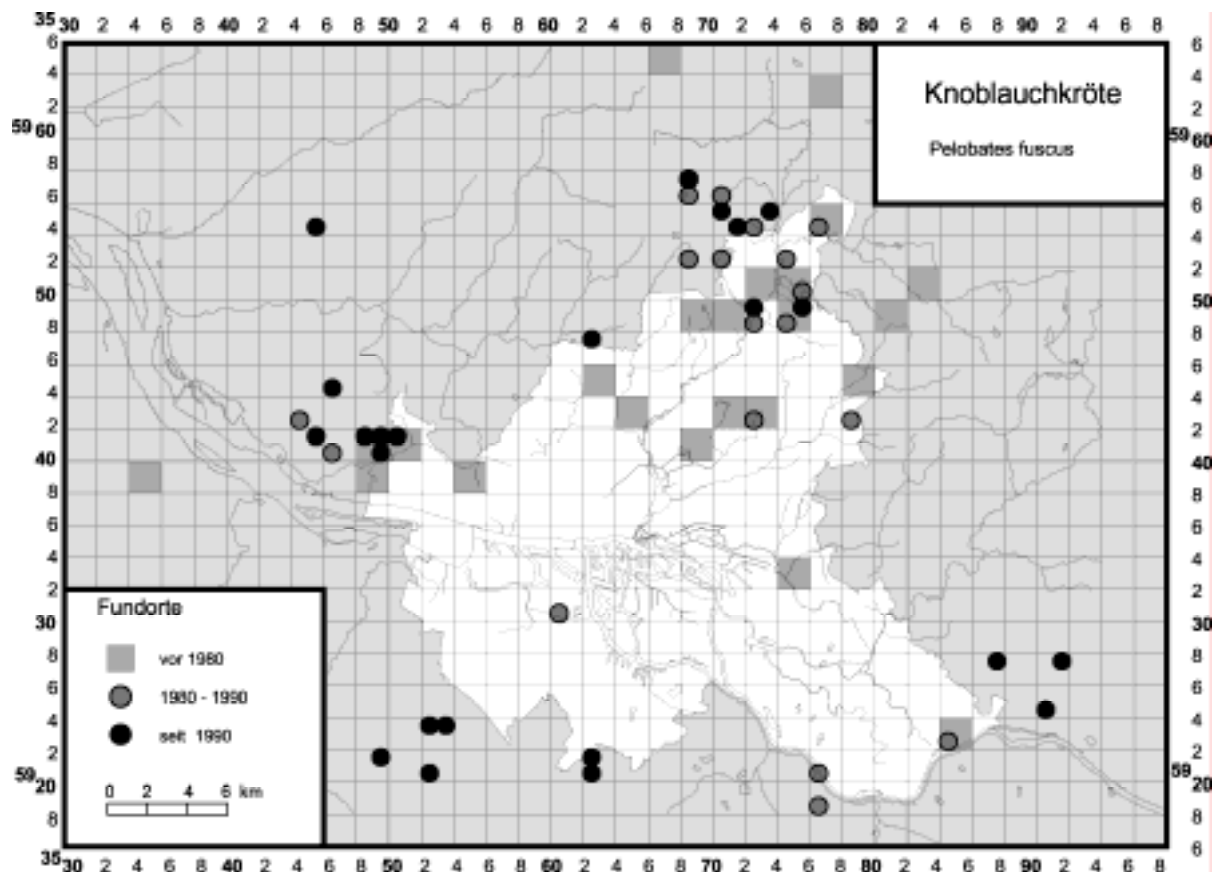
Insgesamt ist kleinräumig eine Bindung an „grabbare“ Substrate festzustellen, weil Knoblauchkröten einen großen Teil ihres Lebens eingegraben und unterirdisch verbringen. Aus diesem Grund findet eine gewisse Förderung in ackerbaulich genutzten und solchen Gebieten statt, die lockere Böden aufweisen.

Aktuelle Vorkommen der Knoblauchkröte in Hamburg liegen:

- an der Stadtgrenze im Westen (Klößenstein). Hier sind im Zusammenhang mit Vorkommen im Wedeler Raum noch relativ große Populationen vorhanden.
- im Norden und Nordosten des Stadtgebietes in den Walddörfern, wobei ein Vorkommen an der Mellingburger Schleife vermutlich angesiedelt wurde. Aus den zahlreichen Kleingewässern des Stadtgebietes liegen einige aktuelle Nachweise aus Bergstedt und Duvenstedt vor. Viele der ursprünglichen Vorkommen dürften aufgrund des Wandels zu einem städtischen Raum verlorengegangen sein.
- an der Stadtgrenze im Norden von Niendorf.

Aus den 80er Jahren liegen weitere Nachweise aus dem Stadtgebiet in den Vier- und Marschlanden (Kirchwerder, Altengamme), Altenwerder, Bramfeld und Öjendorf vor, die durch aktuelle Funde nicht bestätigt werden konnten.

Im Hamburger Umland finden sich aktuelle Meldungen der Knoblauchkröte aus Geesthacht, aus den Kiesgruben bei Lürade in unmittelbarer



Nachbarschaft von Harburg, aus Kies- und Sandabbaugeländen im Süden Neu Wulmstorf und aus den an Duvenstedt und Mellinstedt angrenzenden Gebieten in Norderstedt. Die Bestände sind meist individuenarm.

4.7.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Frühjahrsaktivität

Witterungsabhängig wandern die meisten Knoblauchkröten im April. Unter günstigen Bedingungen (stärkere Niederschläge und Temperaturen um 8°C) können mehrere hundert Tiere auf dem Weg zum Laichgewässer beobachtet werden. Als Laichgewässer werden stehende, offene, eutrophierte Gewässer, z.B. Teiche, Weiher, Altarme, temporäre und anthropogen beeinflusste Gewässer genutzt. Fortpflanzungsbereite Männchen besetzen kleinräumige Reviere mit geeigneter Vegetation (Reviergröße 1 bis 2 m²). So sind z.B. Rohrkolben, Schilf, Wasserschwaden oder Binsen für das Anheften der Laichschnüre von großer Bedeutung. Während Weibchen in der Regel nur einige Tage im Fortpflanzungsgewässer verweilen (etwa zwischen 1-14 Tagen), sind Männchen regelmäßig länger dort anzutreffen (5 bis 50 Tage) (Nöllert & Günther 1996). Offenbar wegen des großen Nahrungsbedarfes der Larven, tritt die Art nicht in nährstoffarmen Gewässern auf.

Balzrufe, Paarung und Laichabgabe

Paarungsrufe (dock-dock-dock bzw. wock-wock-wock), als Serien von ein bis vier Impulsgruppen mit jeweils ein bis vier Silben, werden von den Männchen unter Wasser produziert und sind sowohl tagsüber als auch nachts zu hören. Einzelne Tiere geben auch an Land Paarungsrufe von sich (Schröder mdl.). Paarung und Laichabgabe erfolgen meist nachts im Wasser. Dabei umklammert das Männchen das Weibchen (Amplexus lumbalis) und führt mit den Zehen Streichbewegungen an der Kloake des Weibchens aus. Vor der Laichabgabe umklammert das Weibchen aufrechte Vegetation, heftet die Laichschnur an und schwimmt spiralförmig an die Oberfläche. Das Männchen löst die Umklammerung und schwimmt davon. Weitere Paarungsversuche werden von den Weibchen abgewehrt.

Larvenentwicklung

Je nach Wassertemperatur schlüpfen die Larven nach 7-14 Tagen. Knoblauchkröten-Larven können relativ groß werden, zwischen 80-100 mm. Erstaunlich ist das Auftreten von sogenannten Riesenlarven, die 180 mm Gesamtlänge aufweisen können (Nöllert 1990). Unter günstigen Lebensbedingungen ist die Entwicklung (Metamorphose) nach 70 bis 150 Tagen, gewöhnlich zwischen Juli und September, abgeschlossen. Die Abwanderung der Jungtiere in die Sommerlebensräume findet besonders oft bei Regen statt (Nöllert & Günther 1996).

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Obwohl Knoblauchkröten offenbar die Fähigkeit besitzen, unter günstigen Reproduktionsbedingungen im Sommer, zwischen Juni und August, eine zweite Fortpflanzungsperiode zu nutzen (Sacher 1987), verbleiben sie in der Regel bei der terrestrischen Lebensweise. Außerhalb der Fortpflanzungsperiode vergraben sich Knoblauchkröten tagsüber im Boden, weil sie eine dünne Haut haben und stark austrocknungsgefährdet sind. Die geeignetsten Sommerlebensräume weisen daher leichte Sandböden bis mittelschwere lehmige Sande ohne Staunässe auf. Sekundärlebensräume sind Abbaugruben und Waldgebiete. Die Tagesquartiere liegen in der Regel 10 bis 60 cm tief im Boden (Nöllert 1990).

Nahrung

Knoblauchkröten sind hauptsächlich nachts aktiv. Im artenarmen Kulturland (Agrarsteppe) sind Laufkäfer (Carabidae) und Schmetterlingsraupen (Lepidoptera) die dominierenden Nahrungsbestandteile. Regenwürmer (Lumbricidae), Ameisen (Formicidae), Spinnen (Araneae) und Schnecken (Gastropoda) spielen eine untergeordnete Rolle.

Winterquartiere

Zwischen Oktober und November suchen Knoblauchkröte zur Überwinterung ihre Quartiere auf und graben sich, ähnlich wie in ihren Sommerlebensräumen, ein. Ortsveränderungen, v.a. in vertikaler Richtung, sind abhängig von den Temperaturverhältnissen. Stein-, Holz und Sandhaufen werden seltener genutzt; dagegen können sie auch in Kellern und Schächten gefunden werden.

4.7.6 Vergesellschaftungen

Knoblauchkröten werden mit nahezu allen einheimischen Amphibienarten im gleichen Lebensraum gefunden.

4.7.7 Populationsbiologie

Nöllert & Günther (1996) geben eine Übersicht über Bestandsgrößen von adulten Knoblauchkröten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Knoblauchkröten aufgrund ihrer versteckten und größtenteils grabenden (subterrestrischen) Lebensweise bei faunistischen Kartierungen schlecht repräsentiert sind. Die meisten Populationen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen mit Bestandszahlen zwischen einigen Dutzend bis zu maximal einhundert Tieren gelten als individuenarm. Aus dem Hamburger Raum sind nur Einzelfunde von adulten Tieren und Beobachtungen von wenigen Kaulquappen bekannt. Dies trifft z.B. für den Wedeler Bestand im Bereich Klövensteen/Schnaakenmoor zu (Mohr dieck, J. & Schultz, H.-U. 1995, 1996, 1999). In Spargelangebieten im Rheinland, zwischen Rheinaue und Hügelland, wurden dagegen auf der Wande-

rung zum Laichgewässer Bestände von mehreren hundert Tieren gezählt (König 1989). Unter günstigen Bedingungen können sich offenbar große Larvenbestände entwickeln. Clausnitzer (1983) und Schröder (mdl.) berichten, dass im Landkreis Celle in 0,75 ha großen Karpfenvorstreckteichen im Juli 1981 Knoblauchkröten-Larven mit einem Gesamtgewicht von 150 kg gefangen wurden.

Über die Struktur und den Altersaufbau von Knoblauchkröten-Population stehen keine ausreichenden Informationen zur Verfügung. Glandt (1983) berichtet, dass rund ein Drittel der im selben Jahr metamorphosierten Tiere die Überwinterung überleben. In Abhängigkeit von den ökologischen Bedingungen werden Knoblauchkröten meist im 2. oder 3. Lebensjahr geschlechtsreif. Über das maximale Alter von Knoblauchkröten ist wenig bekannt. Wahrscheinlich können sie über 10 Jahre alt werden (Schröder mdl.).

4.7.8 Gefährdungssituation

Den auf ackerbaulich genutzten Flächen siedelnden Populationen wird der Einsatz von Bioziden und Tiefumbruchmaßnahmen zum Verhängnis. Als Hauptursache für den Rückgang der Art wird regelmäßig der Mangel an geeigneten Laichgewässern angegeben. In den vermuteten Verbreitungsschwerpunkten im Hamburger Raum leiden die Populationen offenbar sehr unter den veränderten Bedingungen im Sand- und Kiesabbau (s. Kap. 5.3.5) und an der Isolierung der Biotope durch die fortschreitende Landschaftszerschneidung und Verstädterung (Straßenverkehr).

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird die Knoblauchkröte als „Gefährdet“ (RL 3) eingestuft. Für Hamburg hat Hamann (1981) die Art als „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) bezeichnet. Aufgrund der nur noch vereinzelt Nachweise sowie der unveränderten Gefährdungssituation muss die Knoblauchkröte für das Hamburger Gebiet weiterhin als vom „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) eingestuft werden.

4.7.9 Schutzmaßnahmen

Der Großraum Hamburg bietet der Knoblauchkröte als kulturfolgender (hemi- bis synanthropen) Tief- und Hügellandbewohnerin potentiell optimale Lebensräume. Zusammen mit Laubfrosch, Wechsel- und Kreuzkröte würde diese Art von einem artgerechten Management von Sand- und Kiesabbaugebieten profitieren. So sind spezielle Fördermaßnahmen während und nach der Abbauphase mit relativ geringem Aufwand denkbar ohne den Abbaubetrieb wesentlich zu stören (s. Kap. 5.3.5). Hier besteht dringender Kooperationsbedarf zwischen Naturschutzbehörden, Umweltverbänden und den Kies- und Sandabbaubetrieben. Dabei sollten umfassende Managementpläne aufgestellt und eine entspre-

chende Akzeptanz bei den Unternehmen entwickelt werden. Letztere könnten von solch einer Entwicklung durch Imageaufwertung Nutzen ziehen.

Einige der verbliebenden Populationen, z.B. im westlichen Stadtrandgebiet, sind auf ihren Frühjahrs- und Herbstwanderungen stark durch Straßenverkehr gefährdet. Der mühevollen und zum Teil auch gefährliche Einsatz freiwilliger Helfer, die Fangzäune installieren und kontrollieren, ist nur selten über Jahre hinweg zu organisieren. Häufig werden dabei die Grenzen ehrenamtlichen Engagements erreicht bzw. überschritten (Mohrdieck, J. & Schultz, H.-U. 1995, 1996, 1999). Ohne dauerhaft praktizierte Schutzmaßnahmen, wie Straßensperrungen, Tunnel und Leiteinrichtungen, werden diese Bestände mit hoher Wahrscheinlichkeit aussterben.

4.8 Kreuzkröte - *Bufo calamita*

4.8.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Bufo calamita* leitet sich von Bufo (lat.: die Kröte) und dem Wort calamita (lat.: im Röhricht lebend) ab. Der deutsche Trivialname nimmt Bezug auf den schmalen gelblichen Streifen, der sich von der Kopfmitte über den Rücken bis zum Urostyl („Kreuz“) zieht.



Abb. 6: Kreuzkröte

4.8.2 Systematik

Die verwandtschaftlichen Beziehungen der Gattungen in der Familie *Bufo* (ca. 25 Gattungen und 340 Arten) sind nicht eindeutig geklärt. Ob die zur Gattung *Bufo* gezählten Arten (*B. bufo*, *B. calamita* und *B. viridis*) einem oder verschiedenen Genera zugeordnet werden müssen, ist ebenfalls offen. Kreuzungsexperimente und bioakustische Aspekte sprechen eher für eine genetische Verwandtschaft zwischen *B. calamita* und *B. viridis*. Auf der anderen Seite gibt

es morphologische Details, die eher *B. bufo* und *B. calamita* zusammenstellen (Günther 1996).

4.8.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Kreuzkröten sind in der Regel deutlich kleiner als Erd- und Wechselkröten. Durchschnittliche Kopf-Rumpf-Längen betragen etwa 50-60 mm. Das Durchschnittsgewicht der Kreuzkröte liegt zwischen 20 und 25 g. Im Gegensatz zu Erd- und Wechselkröten, die in bezug auf Körpergröße und -gewicht einen deutlichen Sexualdimorphismus aufweisen, kann bei Kreuzkröten kein wesentlicher Größen- und Gewichtsunterschied zwischen den Geschlechtern nachgewiesen werden. Männchen und Weibchen lassen sich anhand der Kehlfärbung, grau bis lila beim Männchen, weißlich-grau beim Weibchen und der Schallblase der Männchen unterscheiden (Günther & Meyer 1996, Sinsch 1998).

Färbung

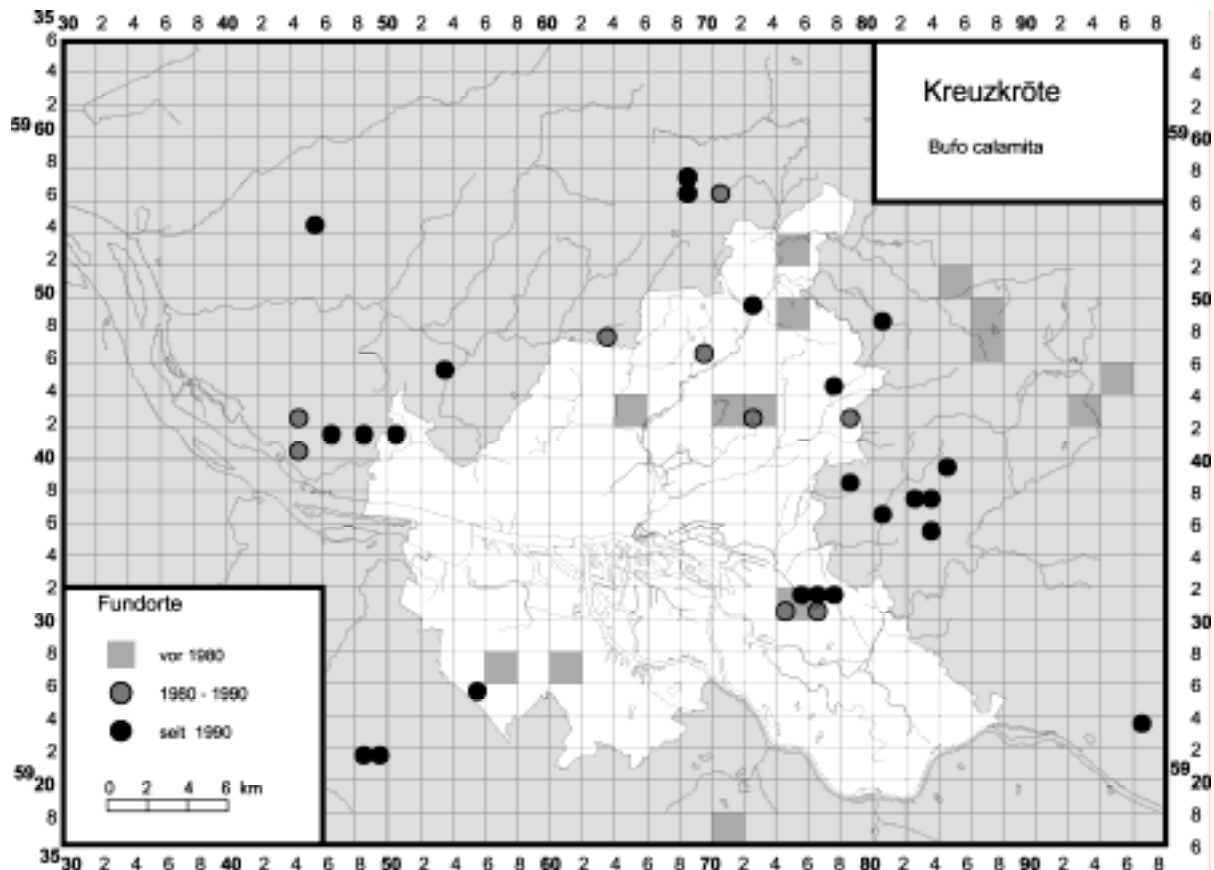
Die Grundfärbung und Zeichnung variiert stark, so dass Tiere einer Population individuell voneinander unterschieden werden können. Die meisten norddeutschen Tiere sind oliv, grau- oder gelbbraun getönt und besitzen auf der Oberseite größere Warzen, die rötlich oder orange gefärbt sein können. In unserer Region ist die typische Rückenlinie deutlich und zumeist schwefelgelb. Sie kann schmal und scharf begrenzt, oder breit und leicht verschwommen sein und sich kontinuierlich oder unterbrochen über den Rücken ziehen. Die Unterseite ist zumeist weißlichgrau und besitzt ein dunkelgraues Fleckenmuster. Die Extremitäten sind häufig marmoriert. An den Händen und Füßen befinden sich Grabschwielen.

Fortbewegung

Kreuzkröten besitzen relativ kurze Extremitäten und können ihre Hinterbeine in der Regel auch nicht zum Springen einsetzen. Sie bewegen sich daher laufend oder rennend fort und können so von allen einheimischen Amphibien sofort unterschieden werden.

4.8.4 Verbreitung

Kreuzkröten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im atlanto-mediteranen Raum, insbesondere in ihrem pleistozänen Rückzugsgebiet, der iberischen Halbinsel. Sie sind wärmetolerant und besiedeln überwiegend Lebensräume mit trockenwarmem Klima (xerotherm). Die anthropogene Umgestaltung der europäischen Wälder zu offenen Kultursteppe hat die Ausbreitung dieser Pionierart wahrscheinlich begünstigt, und so sind Kreuzkröten in Mitteleuropa weit verbreitet. In Deutschland besiedeln sie vorrangig verschiedene Sekundärlebensräume des Tief- und Hügellandes.



In Norddeutschland kommt die Kreuzkröte teilweise noch in Primärlebensräumen (Auengebiete der großen Ströme, Dünen- und Heidehabitats) vor. In Schleswig-Holstein liegt ihr Verbreitungsschwerpunkt in den Dünenlandschaften von Sylt und Amrum sowie in einigen Sandgruben in der Geest und im östlichen Hügelland. An der Ostseeküste sind nur noch wenige Vorkommen bekannt (Klinge & Winkler 2002). Im nord-östlichen Niedersachsen besiedelt die Kreuzkröte vornehmlich die Stader Geest, die Elbniederungen und fast die gesamte Lüneburger Heide (Günther & Meyer 1996, Sinsch 1998).

Ausgehend von ihren Primärlebensräumen in der Elbniederung profitierte die Kreuzkröte im Verlauf der Hamburgischen Siedlungsgeschichte von den neu entstandenen Sekundärlebensräumen, wie z.B. Sand- und Kiesgruben. So konnte die Kreuzkröte bis in die 50er Jahre hinein in den Stadtteilen Bramfeld und Farmsen noch in größeren Beständen in Ziegeleiteichen gefunden werden. Aktuell ist sie in Hamburg nur noch in der Fischbeker Heide (Yasserl md.), an der westlichen Stadtgrenze (Wedeler Raum) und im NSG Boberger Niederung (Jahn md.) nachzuweisen. Hier besiedelt die Art offenbar bevorzugt Flächen am Südrand der Düne, die teilweise nicht Bestandteil des NSG sind. Ansiedlungsversuche an der Mellingburger Schleife und in den NSG Höltigbaum und Schnaakenmoor in den 90er Jahren des vorigen Jahrhunderts müssen weiter beobachtet werden.

4.8.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Kreuzkröten besiedeln als Pionierart Habitats, die den Ansprüchen vieler anderer Amphibien nicht genügen. Die ursprünglich vielfältig strukturierten und hochdynamischen Niederungen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, die Flugsanddünen und vegetationsarmen Heideflächen mit nährstoffarmen (oligotrophen) Kleingewässern stellten wahrscheinlich die primären Binnenlandlebensräume der Kreuzkröte dar. Leider gehören diese Biotope im Großraum Hamburg zu den gefährdetsten überhaupt.

Seit der Zerstörung ihrer Primärlebensräume besiedelt diese Pionierart neue wie alte anthropogen umgestaltete Lebensräume mit freien Flächen und einer Vielzahl von nahezu vegetationsfreien Temporärgewässern. Sie bevorzugt dabei Abgrabungsflächen aller Art, Truppenübungsplätze, Heidestandorte und Ruderalflächen mit sandigen Oberböden. Insbesondere bezüglich der Laichgewässer erscheint die Kreuzkröte anspruchslos; es werden alle Formen von temporären Klein- und Kleinstgewässern genutzt. Entlang der Nord- und Ostseeküste besiedelt die Kreuzkröte auch Brackwasserlebensräume. Osmotischem Stress begegnet die Art durch Akkumulation von Harnstoff im Blutplasma (Grosse 1994, Günther & Meyer 1996, Sinsch 1998).

Frühjahrsaktivität und Aktionsradius

In unserer Region erscheint die Kreuzkröte selten vor Anfang April auf ihrer Wanderung zu den Laichgewässern. Voraussetzung für die Fortpflanzungsaktivitäten sind ausreichend hohe Umgebungstemperaturen und zahlreiche temporäre Kleingewässer mit starker Besonnung und flachen Uferbereichen, die die Männchen als Rufwarten nutzen können. Da Ort und Zeitpunkt des Entstehens dieses Laichgewässertypus häufig variiert, muss die Kreuzkröte über einen ausgeprägten Orientierungssinn und einen größeren Aktionsradius verfügen, um eine erfolgreiche Paarung und Reproduktion zu gewährleisten.

Balzrufe, Paarung und Laichabgabe

Die Auswahl der Laichgewässer geschieht hauptsächlich durch die Männchen, deren rättschende oder knarrende Paarungsrufe die lautesten der einheimischen Amphibienfauna sind. Sie können unter günstigen Bedingungen über einige Kilometer weit zu hören sein. Die größte Rufaktivität geht dabei von in flachem Wasser sitzenden Tieren aus. Die paarungsbereiten Weibchen werden von diesen Lockrufen angelockt. Sie orientieren sich an den lautesten Rufern (phonotaktische Orientierung), wobei das Geschlechterverhältnis am Laichgewässer zugunsten der Männchen verschoben ist.

Kreuzkröten gehören zu den spät laichenden Arten. Darüber hinaus kann sich ihre Laichperiode, in Abhängigkeit von der Witterung, über mehrere Wochen hinziehen (Mai bis Juli). Die Anzahl der Eier schwankt zwischen 1000 und 6500. Die Laichschnüre liegen frei auf dem Gewässerboden und werden häufig so nah an die Gewässerränder abgelegt, dass der Laich trotz der sehr kurzen Embryonalphase (zumeist nur wenige Tage) Gefahr läuft auszutrocknen (Günther & Meyer 1996).

Larvenentwicklung

Ähnlich der Embryonalentwicklung ist die 4-12 Wochen andauernde Larvalphase verhältnismäßig kurz. Kreuzkröten-Larven sind mit unter 25 mm Länge die kleinsten einheimischen Amphibienlarven. Interessant ist, dass ältere Larven das Wachstum jüngerer Larven hemmen können. Dabei „bedienen“ sich die älteren Larven einer wachstumshemmenden Blaualge, die über den Kot an jüngere Larven weitergegeben wird (Griffiths et al. 1987, Beebee 1991). Dieser Effekt kann auch von Grasfrosch- und Erdkrötenlarven ausgehen.

Sommerlebensräume und Winterquartiere

Umgewandelte Jungkröten wandern anscheinend ungezielt in ihren Landlebensraum ab und gehen schrittweise zur nächtlichen Lebensweise über. Adäquate Tagesverstecke stellen für Kreuzkröten

dabei einen wesentlichen Habitatfaktor dar. Bei trockenheißem Klima benötigen sie in ihren offenen fast vegetationslosen Lebensräumen grabbare Substrate, um der Austrocknungsgefahr zu entrinnen. Je nach Witterungsbedingungen können Kreuzkröten in ihren selbst gegrabenen Gängen tagelang ausharren. Notfalls werden Tiergänge und Bauten, Schutthaufen und ähnliche Strukturen als Ausweichverstecke aufgesucht. Als Winterquartiere werden ebenfalls tiefe Gänge gegraben, die über 1 m Tiefe erreichen können (Günther & Meyer 1996, Sinsch 1998).

4.8.6 Vergesellschaftungen

Agrund der Besiedelung von Extremstandorten wird die Kreuzkröte mit verhältnismäßig wenig anderen Amphibienarten gemeinsam angetroffen. Nur die Knoblauchkröte, der Teichmolch und teilweise auch der Laubfrosch teilen sich (potentiell) mit der Kreuzkröte in unserem Gebiet Pionierhabitate. Besiedelt die Kreuzkröte größere permanente Gewässer, tritt sie mit sehr vielen anderen Arten auf (Günther & Meyer 1996).

4.8.7 Populationsbiologie

Über die Populationsbiologie der Kreuzkröte stehen wenig übereinstimmende Informationen zur Verfügung. Man kann jedoch davon ausgehen, dass die Kreuzkröte, wie viele andere Amphibien auch, ein typischer Vertreter der r-Strategie ist. Das bedeutet, sie versucht ihre relativ geringe Lebenserwartung durch eine frühe Geschlechtsreife und hohe Nachkommenzahl auszugleichen.

Obwohl Vorkommen mit 10-50 rufenden Männchen überwiegen, sind auch Populationen von einigen 100 bis 1000 Tieren bekannt (Günther & Meyer 1996). Die Gründe dafür sind in der oben geschilderten Lebensweise der Art zu suchen, so dass bei Kartierungen und Bestandserfassungen vor allem ein Überschuss an rufenden Männchen und verhältnismäßig wenige Weibchen festgestellt werden. Erfassungen sollten deshalb auch die nächtliche Aktivitätsphase des terrestrischen Lebensraums mit einbeziehen (Denton & Beebee 1993, Golay 1993, Sinsch 1998).

In der Regel nehmen Tiere ab einem Alter von 2-3 Jahren am Fortpflanzungsgeschehen teil. Über das maximale Alter von Kreuzkröte ist wenig bekannt. Wahrscheinlich können sie um die 10 Jahre alt werden (Banks & Beebee 1986).

4.8.8 Gefährdungssituation

Die Primärlebensräume, v.a. die Flugsandgebiete der großen Stromtäler, existieren nahezu nicht mehr. Durch Eindeichung, Aufforstung und andere Nutzungen sind diese Flächen nirgends mehr in der ursprünglichen Ausprägung vorhanden. Der natürlichen Dynamik dieser Lebensräume wurde wenig Raum gegeben. Allein im NSG Boberger

Niederung werden, mit zum Teil erheblichem Pflegeaufwand, ähnliche Bedingungen erhalten.

In den letzten Jahrzehnten wurden auch die anthropogen geschaffenen Ausweichlebensräume der Kreuzkröte so stark verändert oder zerstört, dass dort bis auf wenige Ausnahmen die Bestände erloschen sind.

Kreuzkröten sind tagsüber ohne gezielte Suche schwer nachzuweisen. Nachts rufen jedoch selbst in kleineren Populationen die Männchen so laut und unverkennbar, dass ihre Seltenheit im Hamburger Stadtgebiet kaum auf Kartierungsdefizite zurückzuführen ist. Es muss davon ausgegangen werden, dass für diese Pionierart das Gleichgewicht zwischen lokalem Erlöschen und Kolonisierung empfindlich gestört ist. Aufgrund der aktuellen Verbreitungssituation ist die Art in die Gefährdungskategorie „vom Aussterben bedroht“ (RL 1) einzustufen.

4.8.9 Schutzmaßnahmen

In den Elbdünen (z.B. Besenhorst und Boberg), Elbsanden und Trockenrasen (Neßsand) und Heidehabitaten (Fischbek, Wittmoor) könnte diese, fast als Kulturfolger (hemianthrope) einzustufende, Pionierart in Hamburg optimale Lebensraumbedingungen finden. Aufgrund des zunehmenden Isolationsgrades ist aus den letzten Beständen heraus eine eigenständige Neubesiedlung geeigneter Habitats nicht mehr möglich. Im Rahmen welcher Maßnahmen eine wissenschaftlich begleitete und behördlich genehmigte Wiederansiedlungen sinnvoll ist, sollte dringend geprüft werden.

Die Restbestände in Boberg, in der Fischbeker Heide sowie die Schnaakenmoor-Population sollten gefördert und entwickelt werden. Zu diesem Zweck scheint es sinnvoll, ein System aus möglichst zahlreichen Kleingewässern herzustellen, von dem auch andere Tier- und Pflanzenarten im Gebiet profitieren. Ein Teil davon sollte sich immer in einem vegetationsarmen Pionierzustand befinden. Das Life-Projekt zur Deichrückverlegung in der Borghorster Elbniederung bietet hervorragende Voraussetzungen zur Schaffung günstiger Lebensbedingungen und für spätere Wiederansiedlungsversuche.

In der Fischbeker Heide sollte die Nutzungsaufgabe auf den ehemaligen militärischen Übungsflächen Anlass zur Integration der Flächen in das NSG und für ein Gewässerkonzept sein, welches diese Belange berücksichtigt. Grundsätzlich ist mittels geeigneter und über lange Zeiträume

gewährleisteter Pflegemaßnahmen dafür zu sorgen, dass in all diesen Gebieten ein Angebot von möglichst zahlreichen Flachgewässern besteht. Diese können im Hochsommer evtl. auch austrocknen, sollten jedoch in jedem Fall fischfrei und vegetationsarm sein.

4.9 Erdkröte - *Bufo bufo*

4.9.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Bufo bufo* leitet sich von Bufo (lat.: die Kröte). Aufgrund der relativen Häufigkeit dieser Kröte finden sich neben dem Namen Erdkröte noch viele weitere deutsche Trivialnamen.

4.9.2 Systematik

Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den drei einheimischen Arten der Familie *Bufoidea* siehe Kreuzkröte (*Bufo calamita*).

4.9.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Erdkröten besitzen in bezug auf Körpergröße und -gewicht einen deutlichen Sexualdimorphismus. Durchschnittliche Kopf-Rumpf-Längen betragen zwischen 65-75 mm bei Männchen und 80-90 mm bei Weibchen. Das Durchschnittsgewicht der Männchen liegt zwischen 35 und 45 g und 65-90 g bei den Weibchen (Günther & Geiger 1996).

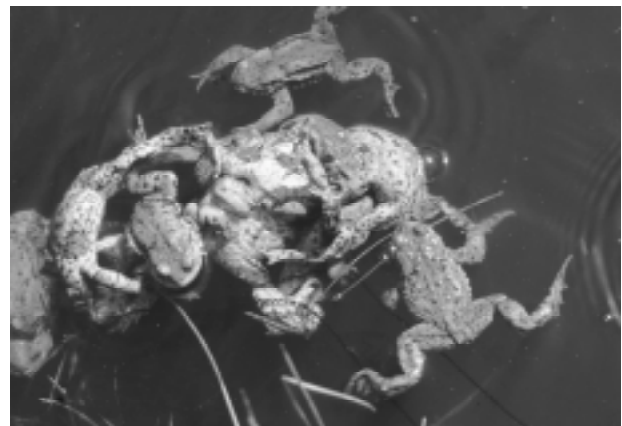
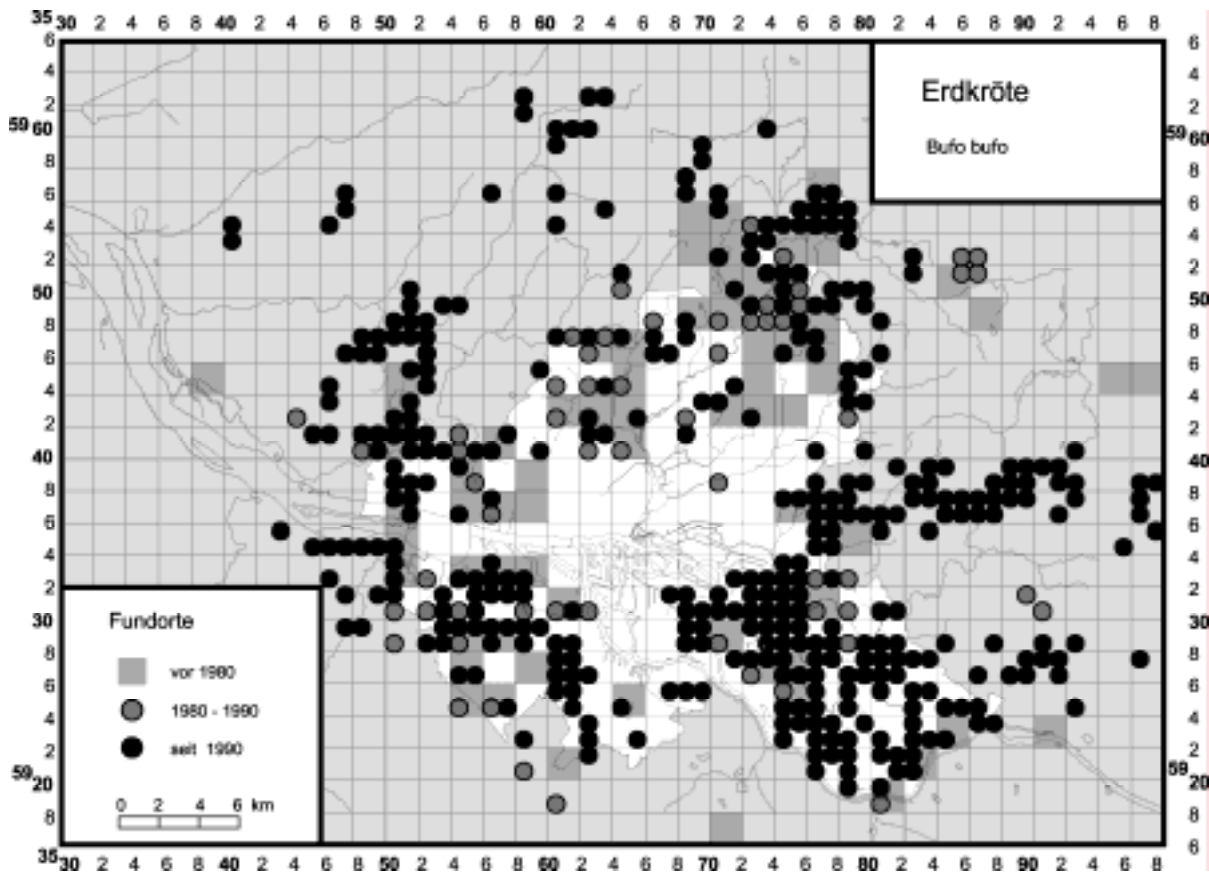


Abb. 7: Erdkröten im Laichgewässer



Färbung

Die Grundfärbung der meisten Tiere besitzt einen braunen, grau- oder rotbraunen Ton. Auf der Oberseite tragen sie größere Warzen, die rötlich gefärbt sein können. Zumeist sind die Tiere ungefleckt. Die Unterseite ist weißlichgrau. Ihre Iris ist goldgelb bis kupferrot.

4.9.4 Verbreitung

Erdkröten sind in Mitteleuropa weit verbreitet. Ihre Ost-West-Verbreitung reicht von Portugal bis nach Sachalin und Japan, sowie von Nord-Finnland bis nach Nordafrika. In Deutschland besiedelt die Erdkröte die verschiedensten Primär- und Sekundärhabitats vom Tief- bis ins Bergland. Schleswig-Holstein sowie das nördliche Niedersachsen werden fast flächendeckend besiedelt (Günther & Geiger 1996, Klinge & Winkler 2002).

Noch vor Grasfrosch und Teichmolch ist die Erdkröte wahrscheinlich die häufigste Lurchart in Hamburg und kommt vor allem in den Elbniederungen, in den öst- und westlichen Außenbezirken des Stadtgebietes sowie im Norden der Stadt noch häufig vor.

4.9.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die Erdkröte besiedelt ein breites Biotop-Spektrum an Land- und Wasserlebensräumen. Die bevorzugten Landlebensräume sind Laub- und Mischwälder sowie Wiesen aller Art. Als Laichgewässer werden mittelgroße Weiher,

Teiche und Altgewässer bevorzugt. In den Elbmarschen werden fast alle Hauptgräben und Wettern genutzt. Ähnlich wie bei der Kreuzkröte stellen die dynamischen Niederungen der großen Ströme, mit ihren Auwäldern und Feuchtwiesen wahrscheinlich die Ausgangshabitats dieser Art in Mitteleuropa dar.

Frühjahrsaktivität und Aktionsradius

Die Frühjahrsaktivität einer Population baut sich insbesondere in Abhängigkeit von ausreichend hohen Bodentemperaturen (ca. 5°C) auf. Einzelne Tiere wandern bereits im Januar (Lampe, 2004). Die Ortstreue und Synchronität mit der Erdkröten am Laichplatz eintreffen bzw. ihre Frühjahrswanderung beginnen, ist erstaunlich. Die Rückkehr der Tiere an die Laichgewässer wird durch verschiedene Orientierungsmechanismen gewährleistet (Buck 1985 & 1988, Schäfer & Kneitz 1993). Erdkröten sind hochgradig gewässertreu. Nur während dieser Frühjahrs-Phase sind die ansonsten solitär lebenden Tiere sozial.

Phänologie der Erdkröten

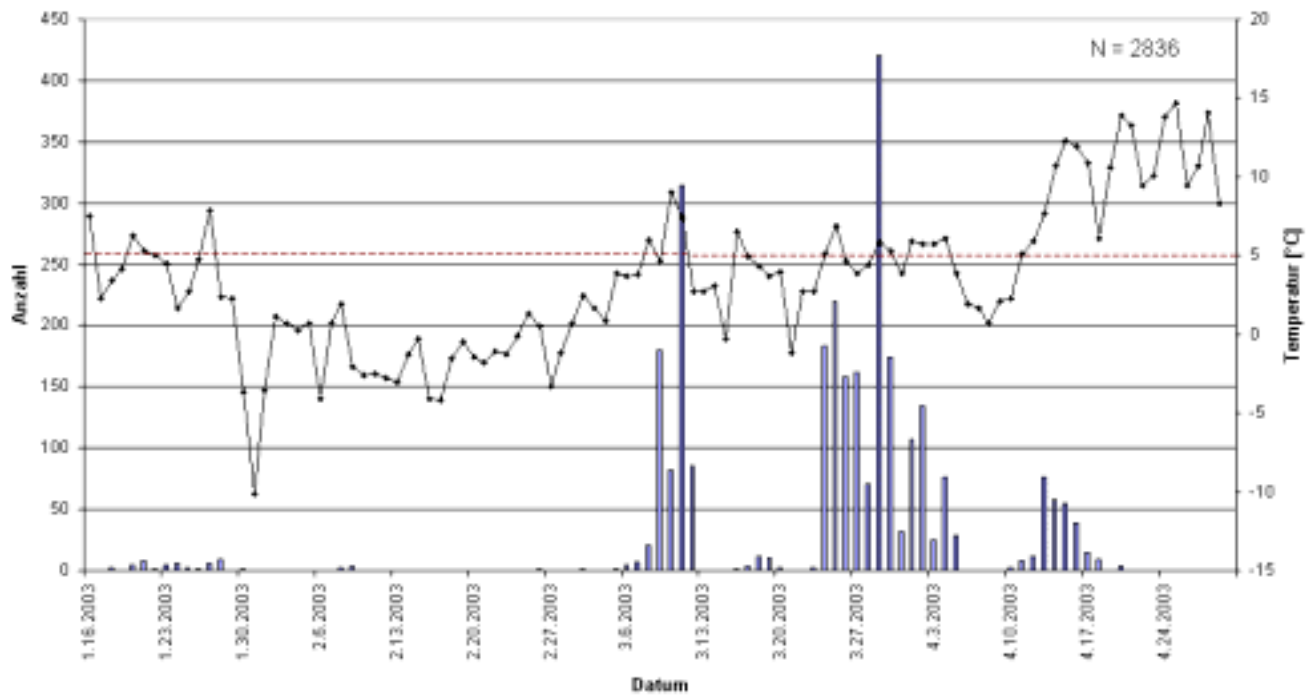


Diagramm 3: Wanderungsaktivität der Erdkröte in Abhängigkeit von den Temperaturen im NSG Die Reit (Lampe, 2004)

Balz, Paarung und Fortpflanzung

Häufig wandern die Männchen 1-2 Wochen vor den Weibchen in die Laichgewässer ein. Nach einigen Tagen beginnen sie mit ihrem Anschwimm- und Klammerverhalten. Einige Männchen „fangen“ Weibchen jedoch bereits vor oder während des Eintritts in das Gewässer ab und klammern diese. Während dieser Phase lassen sich die eher leisen „ök, ök, ök“ klingenden Lock- oder Paarungsrufe, sowie die etwas lauteren Befreiungs- oder Abwehrrufe der Männchen bei irrtümlicher Umklammerung gut hören.

Das geklammerte Weibchen beginnt nicht sogleich mit der Eiablage, sondern gewöhnlich vergehen einige Tage bis das Laichen beginnt. Nach dieser Vorlaichzeit sucht das Paar ufernahe Strukturen auf, wo sie in Tiefen von 30 bis 80 cm die Laichschnüre befestigen. Die Anzahl der Eier schwankt zwischen 3000 und 6000. Die Weibchen verlassen zumeist innerhalb eines Tages nach dem Ablassen das Gewässer, während die Männchen den Laichplatz erst mit den letzten Weibchen verlassen und ihre Sommerlebensräume aufsuchen (Günther & Geiger 1996).

Larvenentwicklung

Je nach Wassertemperatur durchbrechen die Larven ein bis zwei Wochen nach der Eiablage ihre Eihüllen. In diesem Stadium sind sie noch verhältnismäßig unentwickelt. Unter günstigen Lebensbedingungen bilden diese Junglarven zwei bis vier Wochen nach dem „Schlüpfen“ Schwärme

oder lange Züge, die einige Meter lang und einen Meter breit sein können. Im Zusammenwirken mit der Abgabe von Schreckstoffen, die den Larvenschwarm zur Flucht und zum Absinken auf das Bodensubstrat veranlasst, werden Fraßfeinde an der gezielten Verfolgung von Individuen gehindert. Hautsekrete der Larven führen zudem dazu, dass diese weit weniger von Fischen gefressen werden als andere Amphibienlarven. Trotz dieser Schutzmechanismen liegt die Überlebensrate von Erdkrötenlarven häufig unter 1 %.

Nach ihrer Umgestaltung (Metamorphose) halten sich die Jungkröten noch einige Tage in Gewässernähe auf. Unter günstigen Klimabedingungen, insbesondere nach Regenfällen an warmen Tagen, wandern sie massenhaft in ihre Landlebensräume ab. Dabei wird häufig eine ganz bestimmte Abwanderrichtung bevorzugt. Dieses Phänomen der Jungtierauswanderung wird oft als Kröten- bzw. Froschregen bezeichnet. Auf den Wanderungen scheinen sich die Jungkröten zu orientieren und sich den Weg zu bzw. vom Laichgewässer einzuprägen. Die Frage nach der Orientierungsweise der Erdkröte während der Laichplatzwanderung und der Wanderung in die Sommerlebensräume ist noch immer nicht befriedigend beantwortet, obwohl die verschiedensten Hypothesen vorliegen (Buck 1985, Schäfer & Kneitz 1993).

Sommerlebensräume und Winterquartiere

Von Mai bis Mitte August streifen adulte Kröten in ihren Sommerlebensräumen mit einem Aktionsradius von 50-150 m herum. Innerhalb des Streifgebietes erscheinen Erdkröten relativ ortstreu. Die höchste Besiedlungsdichte liegt etwa 500-1500 m

vom Laichgewässer entfernt. Weiter als 2 km entfernt (max. 3 km) und ganz dicht am Laichplatz ist sie gering. Erdkröten sind häufig tagaktiv, insbesondere die umgewandelten Jungkröten. Letztere verlagern im Laufe des Sommers ihre Aktivitäten stärker in die Dunkelheit.

Bei den terrestrischen Versteckplätzen handelt es sich zumeist um Laub, Steine, Erdhöhlen, Komposthaufen u. dergl.. Gegen Ende des Sommers beginnen die Tiere wieder in Richtung ihrer Laichplätze zu wandern, erreichen diese in der Regel jedoch nicht, sondern suchen vorher günstige Überwinterungsquartiere auf. Während der Winterruhe können sie sich mit zunehmender Kälte in tiefere Bereiche zurückziehen (Buck 1985, Günther & Geiger 1996).



Abb. 8: Sommerlebensraum der Erdkröte

4.9.6 Vergesellschaftungen

Augrund der großen Verbreitung, wird diese Art regelmäßig mit allen anderen einheimischen Amphibienarten im gleichen Lebensraum gefunden. In Norddeutschland sind jedoch Vergesellschaftungen mit dem Moorfrosch in Gewässern mit niedrigem pH-Wert und der Kreuzkröte in Pionierhabitaten relativ selten. Laichgewässer mit ausschließlichen Erdkrötenvorkommen, wie zum Beispiel in Fischzuchtteichen, sind auf artspezifische Besonderheiten (geringe Genießbarkeit der Larven, Schwarmbildung etc.) zurückzuführen (Günther & Geiger 1996).

4.9.7 Populationsbiologie

Zum Bekanntheitsgrad der Erdkröte trägt das Massensterben durch Überfahren während der Frühjahrswanderung bei. Aufwendige und zumeist ehrenamtliche (!) Schutzmaßnahmen, wie Straßensperrungen und Schutzzäune, ermöglichen langjährige Untersuchungen, die im Vergleich zu den anderen einheimischen Amphibien einen relativ guten Einblick hinsichtlich gewisser Populationsfaktoren ermöglichen.

Es scheinen kleinere Populationen von 50 bis 200 und mittelgroße von 201 bis 1000 Tieren zu überwiegen. Größere Populationen sind zwar bekannt (bis zu mehreren 10.000 Adulten), treten aber selten auf. Offensichtlich sind in den Populationen die Männchen in der Überzahl. Verhältnisse zwischen 3:1 und 5:1 sind nicht selten (Günther & Geiger 1996).

Im Vergleich zu den anderen einheimischen Amphibien nehmen Erdkröten erst sehr spät am Fortpflanzungsgeschehen teil, Männchen etwa im einem Alter von 5 Jahren und Weibchen ab 6 bis 7 Jahre. Entscheidend ist jedoch nicht das Lebensalter, sondern die Konstitution bzw. das Gewicht der Tiere. Im Freiland können Erdkröten über 10 Jahre alt werden. Das maximale Alter in Gefangenschaft liegt bei 36 Jahren (Günther & Geiger 1996).

4.9.8 Gefährdungssituation

Wie bereits erwähnt, stellt der Straßentod während der Frühjahrswanderung einen erheblichen Dezimierungsfaktor dar. Darüber hinaus stellt der Verlust der Landlebensräume und die Beeinträchtigung ihrer Laichgewässer, u.a. durch sogenannte „ordnungsgemäße“ Land- und Forstwirtschaft, auch in Hamburg eine potentielle Gefahr für die verbliebenen Erdkrötenpopulationen dar. Dennoch ist die Erdkröte im Stadtgebiet, v.a. aufgrund ihrer Anspruchslosigkeit noch relativ häufig und regelmäßig anzutreffen. Wir haben diese Art in der Hamburger Landesliste aus diesem Grund als „**nicht gefährdet**“ eingestuft.

4.9.9 Schutzmaßnahmen

Um größere Anwanderungsverluste zu verhindern, wurden in den letzten Jahren verstärkt permanente Schutzeinrichtungen installiert. Dabei haben sich neben den verschiedenen Durchlasssystemen (Krötentunnel mit Leiteinrichtungen) auch zeitlich befristete Sperrungen von Straßen bewährt. Diese Maßnahmen berücksichtigen stärker als provisorische Einrichtungen die Rückwanderungen im Sommer und Herbst und begrenzen den ehrenamtlichen Einsatz auf ein akzeptables Maß.

Die Erfahrungen und Vorschläge der ehrenamtlichen Naturschützer, die zumeist über Jahre versucht haben mit provisorischen Schutzeinrichtungen (Schutzzäune) den größten Verlusten Einhalt zu bieten, müssen von den Planungsbüros und den durchführenden Firmen stärker berücksichtigt werden. So wurden an den im Frühjahr 2002 fertig gestellten Krötentunneln am Eichelhäherkamp erhebliche Mängel festgestellt. Die Einrichtungen müssen nun unter Berücksichtigung der Erfahrungen und Nachbesserungsvorschlägen der Initiatoren optimiert werden.

4.10 Wechselkröte - *Bufo viridis*

4.10.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Bufo viridis* leitet sich von *Bufo* (lat.: die Kröte) und *viridis* (lat.: grün) ab. Bezüglich des deutschen Trivialnamens bieten sich die, wenn auch nur begrenzte, Fähigkeit zum Farbwechsel bzw. zur Anpassung der Farbtintensität an die der Umgebung als Erklärungen an.

4.10.2 Systematik

Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den drei einheimischen Arten der Familie *Bufoidea* siehe Kreuzkröte (*Bufo calamita*).

4.10.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Wechselkröten besitzen in Bezug auf Körpergröße und -gewicht keinen so deutlichen Sexualdimorphismus wie z.B. Erdkröten. Durchschnittliche Kopf-Rumpf-Längen adulter Tiere betragen etwa zwischen 60-75 mm. Weibchen mögen in der Regel 5-10 mm größer als Männchen sein. Die meisten Männchen wiegen zwischen 20 und 40 g, die Weibchen zwischen 35-55 g (Günther & Podlucky 1996).

Färbung

Diese Art ist unverkennbar durch ihr charakteristisches grünes Zeichnungsmuster („Camouflage“, Tarnmuster) auf dem Rücken und den Flanken. Die Grundfärbung der meisten Tiere ist weißlich-grau. Die Unterseite zumeist einheitlich weißlich-gelb. Bezüglich ihrer Färbung weisen Wechselkröten einen gewissen Sexualdimorphismus auf. Die grünen Flecken sind bei den Weibchen eher dunkler und kontrastreicher als bei den Männchen. Einzelne Warzen sind häufig rostrot gefärbt. Die Iris der Tiere ist gelb-grün-metallisch.

4.10.4 Verbreitung

Der Verbreitungsschwerpunkt dieser kontinental-mediterranen wärmeliebenden Kröte liegt im osteuropäischen und mediterranen Raum. In Westdeutschland ist die Wechselkröte im Kölner Becken, in Rheinland-Pfalz und z.T. auch in Bayern noch verbreitet, ansonsten wird das gesamte Nordostdeutsche Tiefland fast flächendeckend besiedelt (Blab et.al. 1991, Bitz et.al. 1996, Günther & Podlucky 1996).



Abb. 9: Wechselkröte

Ihre nordwestliche Arealgrenze liegt in Deutschland in Schleswig-Holstein (östliches Hügelland). Ursprünglich kam sie entlang der Ostseeküste sowie entlang von Trave, Bille und Elbe vor. Eine gezielte Nachsuche nach Wechselkröten an alten Fundorten, sowie eine detaillierte Auswertung der Fundortdaten seit 1980 erbrachte eine gravierende Arealverkleinerung. Aktuelle Nachweise liegen noch aus dem Westteil von Fehmarn und aus dem Kreis Herzogtum Lauenburg (Mölln) vor. Insgesamt wurden nur noch 20 Fundorte nachgewiesen. Demnach steht die Art in Schleswig-Holstein vor dem Aussterben (FÖAG 2001, Klinge & Winkler 2002).

Auch Hamburg liegt an der natürlichen Verbreitungsgrenze der Art. Ältere Vorkommen aus dem Hamburger Raum zeigen, dass die Art bevorzugt den nördlichen Teil der Stadt besiedelt hat. Diese Bestände waren wahrscheinlich mit den Schleswig-Holsteinischen Vorkommen assoziiert. Zwei aktuelle Einzelnachweise liegen vom westlichen Stadtrand auf Wedeler Gebiet vor (Mohrdeck & Schultz 1995).

4.10.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

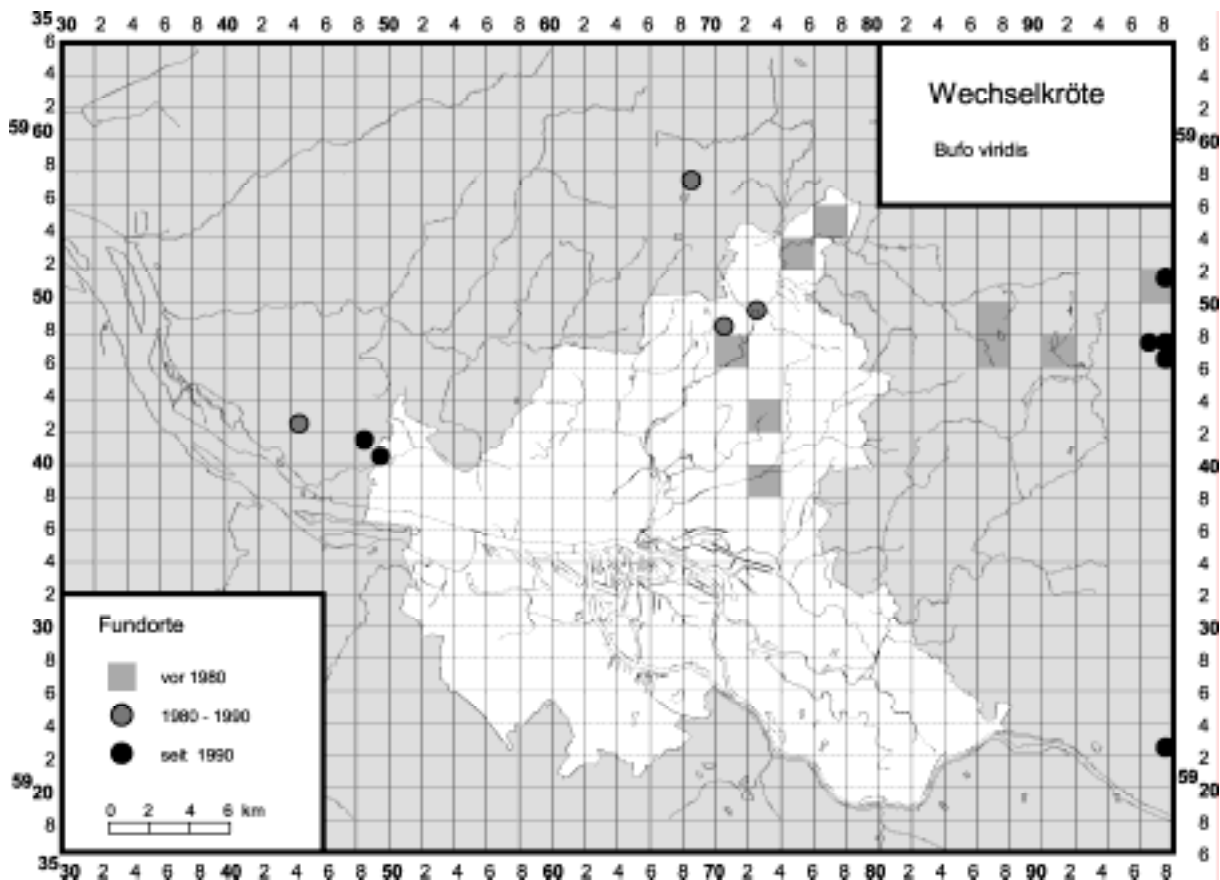
Als wärmeliebende Steppenart besiedelt die Wechselkröte bevorzugt sonnenexponierte, trockenwarme Biotop mit grabfähigen Bodensubstraten. Sie scheint noch wärme- bzw. trockenheitstoleranter als die Kreuzkröte zu sein und stellt wenig Ansprüche an Vegetationsstrukturen. Im Rahmen ihrer Lebensraumpräferenzen weist diese Art zudem ein großes Neubesiedlungspotential auf (geringe Ortstreue, hohe Wanderleistungen). Neben sandigen Ackerflächen ist sie in Nordostdeutschland als Bewohnerin von Gärten, Abbaugeländen aller Art, Ruderalflächen, Küstendünen sowie von Laub- und Mischwäldern bekannt (Schiemenz & Günther 1994). Blab (1991) vermutet, dass v.a. geeignete Verstecke und das Nahrungsangebot ihr Ausbreitungspotential limitieren. Alle diese Faktoren lassen die

Wechselkröte als ausgesprochene Kulturfolger- bzw. Pionierart erscheinen.

Als Laichgewässer werden vegetationsarme, sonnenexponierte Gewässer aller Art, auch

Laich, Larvenentwicklung und Aktionsradius

Die 3-4 m langen Laichschnüre werden in einer geringen Tiefe (10-20 cm) an aufrechten Strukturen befestigt, können aber auch auf dem Gewäs-



temporäre, genutzt. Dabei gibt es offenbar eine Präferenz für Gewässer mit einer höheren Gesamthärte (15-32 dH) und geringen Säuregrad (pH-Wert 6,5 bis 10) (Vences & Nierhoff 1989). Entlang der Nord- und Ostseeküste besiedeln adulte Wechselkröten, ähnlich der Kreuzkröte, auch Brackwasserlebensräume. Diese dienen jedoch nicht als Laichgewässer.

Balz und Paarung

Ab Mitte/Ende April werden Wechselkröten in unserem Gebiet aktiv und beginnen mit ihren Fortpflanzungsaktivitäten. Die Fortpflanzungsphase erstreckt sich über einen längeren Zeitraum. Der Höhepunkt liegt im Mai und Juni. Während dieser Zeit können mehrere Aktivitätsgipfel festgestellt werden. Die Männchen einer Population verweilen offensichtlich unterschiedlich lang an den Fortpflanzungsgewässern (Nehring 1988). Sie besitzen eine kehlständige Schallblase, mit der sie einen melodischen, auf- und abschwelenden Trillerruf (pür-r-r-r...pür-r-r-r...) erzeugen, der ein wenig an den Gesang des Feldschwirls (*Locustella naevia*) sowie an die Gesänge der Maulwurfsgrille (*Gryllotalpa gryllotalpa*) erinnert.

sergrund liegen. Die Weibchen geben eine enorme Anzahl von Eiern ab. Sie schwankt zwischen 5000 und 10.000. Die Eier und die schlüpfenden Quappen sind dementsprechend klein (Eier 1,0-1,6 mm, Larven 3-5 mm). Sie halten noch einige Tage direkten Kontakt mit den Schnüren und resorbieren den verbliebenen Dotter. Unter günstigen Lebensbedingungen bilden sie sich in 8-10 Wochen zu 10-16 mm großen Jungkröten um. Nach der Metamorphose wandern die Jungtiere in ihre Landlebensräume ab. Dabei entfernen sie sich im Verlauf des Sommers bis zu 2 km und mehr von den Gewässern (Günther & Podlucky 1996).

Sommerlebensräume und Winterquartiere

Der Aktionsradius der Jungtiere und adulten Kröten in ihren Sommerlebensräumen ist im Vergleich zu anderen heimischen Amphibien sehr groß. Wechselkröten sind dämmerungs- und nachtaktiv. Bei ihren Tagesversteckplätzen handelt es sich zumeist um Steine oder Steinhäufen, Erdhöhlen oder Kleinsäugerbauten. Als Kulturfolger sind sie jedoch auch in Komposthäufen und losem Mauerwerk, aber auch in und an Häusern und Stallanlagen zu finden. Im Laufe des

Septembers und Oktobers beginnen die Tiere günstige Überwinterungsquartiere aufzusuchen, die häufig ihren Tagesverstecken entsprechen.

4.10.6 Vergesellschaftungen

Obwohl die Wechselkröte als Pionierart häufig, mehr oder weniger konkurrenzlos, neu entstandene Lebensräume erschließen kann, wird diese Art auch mit vielen anderen heimischen Amphibienarten im gleichen Lebensraum gefunden. Interessant sind unter anderem Vergesellschaftungen aus der Niederrheinischen Bucht/Kölner Raum mit der Kreuzkröte, die im westlichen Europa ähnliche Habitate besetzt wie die Wechselkröte in den östlichen Gebieten (Glaw & Vences 1989, 1991).

4.10.7 Populationsbiologie

Bisher wurden keine langjährigen Untersuchungen hinsichtlich Populationsgröße und -struktur durchgeführt, so dass keine detaillierten Angaben gemacht werden können. Aufgrund der allgemeinen Bestandsrückgänge überwiegen Meldungen von sehr kleinen (1-10 Tiere) und kleinen Populationen (11-50 Tiere). Mittelgroße (51-100 Tiere) und große Populationen (101-350 Tiere) sind zwar bekannt, treten aber nur noch selten auf. Wechselkröten nehmen wahrscheinlich erst im dritten Lebensjahr am Fortpflanzungsgeschehen teil. Das maximale Alter liegt etwa bei 10 Jahren (Günther & Podloucky 1996).

4.10.8 Gefährdungssituation

Aufgrund der massiven anthropogenen Überformung der Landschaft existieren Primärlebensräume (ursprüngliche Lebensräume) für die Wechselkröte nahezu nicht mehr. Obwohl sie als Pionierart erfolgreich in der Lage war Sekundärlebensräume zu erschließen, haben ihre Bestände in den letzten Jahrzehnten auch dort erhebliche Rückgänge erlitten. Wie für die Kreuzkröte, muss davon ausgegangen werden, dass für die Wechselkröte das Gleichgewicht zwischen lokalem Erlöschen und Kolonisierung empfindlich gestört wurde. Dies trifft insbesondere für isolierte und an den Arealgrenzen siedelnde Populationen zu. So muss Niedersachsen z.B. einen Bestandsrückgang von 70-80 % vermelden (Breuer & Podloucky 1993). Die Wechselkröte ist in Deutschland „Stark gefährdet“ und in Schleswig-Holstein „Vom Aussterben“ bedroht. Aufgrund fehlender aktueller Nachweise in Hamburg müssen wir diese Art als „**Ausgestorben bzw. Verschollen**“ (RL 0) einstufen.

4.10.9 Schutzmaßnahmen

Gemäß der FFH-Richtlinie der Europäischen Union zählt die Wechselkröte zu den streng zu schützenden Arten. Ihr Schutz ist von gesellschaftlichem Interesse. Auch die anthropogen geschaffenen Ausweichlebensräume im Hamburger Norden wurden so stark verändert oder zerstört, dass die Bestände dort wohl erloschen

sind. Um Kartierungsdefizite für die Zukunft auszuschließen, sollte eine gezielte Nachsuche nach Wechselkröten an alten Fundorten stattfinden (s. Kap. 7). Bezüglich weiterer Schutzmaßnahmen bzw. Wiederansiedlungsaktionen wird auf den Abschnitt „Kreuzkröte“ verwiesen.

4.11 Laubfrosch - *Hyla arborea*

4.11.1 Name

Der wissenschaftliche Name leitet sich von *Hyla* (gr.: Wald) und dem Wort *arborea* (lat.: auf Bäumen lebend) ab. Auch der Trivialname beruht auf der Eigenart von Laubfrösche sich auf Zweigen und Blättern von Sträuchern und Bäumen aufzuhalten.



Abb. 10: Laubfrosch

4.11.2 Systematik

Im Vergleich mit den fünf anderen einheimischen Froscharten (Anuren) besitzen Laubfrösche relativ lange Extremitäten und auffallend lange und kräftige Finger. Sie ähneln eher tropischen Baumfröschen als einheimischen Braun- und Grünfröschen. In der Tat ist die Gattung *Hyla*, mit 250 Arten, vornehmlich in den Tropen verbreitet. In Europa tritt sie mit 3 bzw. 4 Arten (*Hyla arborea*, *H. meridionalis*, *H. sarda*, *H. intermedia* (früher: *H. italica*); die artliche Eigenständigkeit von *H. intermedia* ist umstritten) auf. Laubfrösche sind in Mitteleuropa weitverbreitet und treten in mehreren Unterarten auf. In Deutschland lebt ausschließlich die Nominatform *H. a. arborea* (Günther 1996, mündl. D. Glandt 2004).

4.11.3 Äußere Merkmale

Laubfrösche sind kleinere, fast grazil anmutende Frösche mit 30-50 mm Länge und einem Gewicht von 5-9 g. In der Regel sind sie auf ihrer Oberseite leuchtend grün gefärbt, während die Unterseite eine weißliche oder gelbliche Grundfarbe aufweist. Laubfrösche sind zu einer gewissen

farblichen Anpassung an ihre jeweilige Umgebung fähig (physiologischer Farbwechsel). Ein wesentliches äußeres Unterscheidungsmerkmal zwischen den Geschlechtern ist die kehlständige Schallblase der Männchen. Die Haut erscheint beim Männchen in diesem Bereich als glatt, beim Weibchen als gleichmäßig gekörnt.

4.11.4 Verbreitung

Laubfrösche sind in Deutschland insbesondere im Tief- und Hügelland weit verbreitet. In Mittelgebirgslagen werden die Vorkommen durch das Vorhandensein von wärmebegünstigten Feuchtbiotopen bestimmt. Aufgrund der Ansprüche an Fortpflanzungsgewässer und der arboralen Lebensweise bevorzugen Laubfrösche reich strukturierte Landschaften mit hohen Grundwasserständen.

Mit Ausnahme der Primärlebensräume an der mittleren Elbe finden sich nahezu alle übrigen Vorkommen im nördlichen Niedersachsen in Sekundärlebensräumen der Zevener Geest und im Wendland (Verbreitungsschwerpunkte). Laubfrosch-Vorkommen fehlen in den niedersächsischen Marsch- und Hochmoorgebieten und auf den reinen Sandböden der Lüneburger Heide (Manzke & Podloucky 1995).

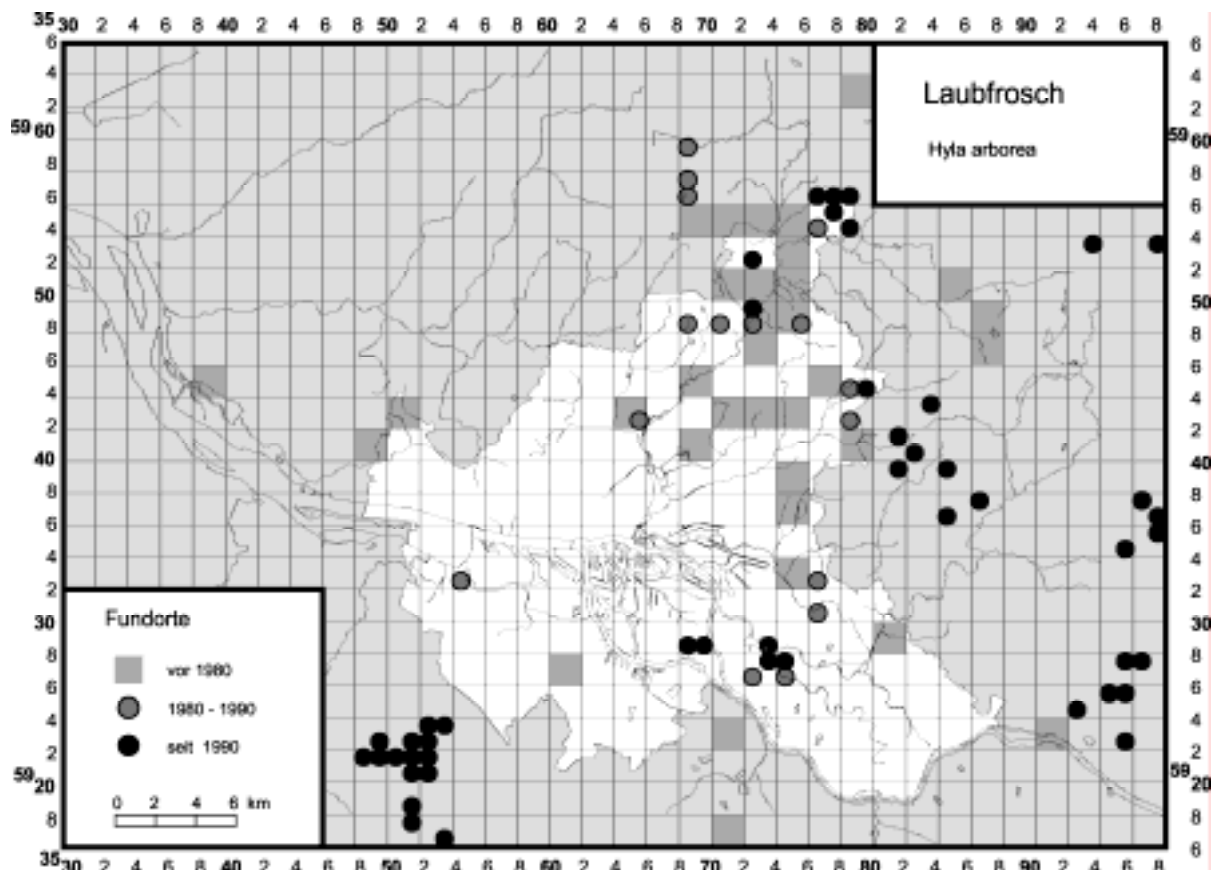
In Schleswig-Holstein erstrecken sich die Verbreitungsschwerpunkte in süd-nördlicher Richtung von der Lauenburger Geest über das östliche Hügelland bis an die dänische Grenze. Inselartige Vorkommen finden sich auf der Husumer und Itzehoer Geest sowie im Kisdorfer Wohld (Dierking-Westphal 1985, Klinge & Winkler 2002).

Aus der Vergangenheit sind Laubfrosch-

Vorkommen vor allem aus der Hamburger Elbmarsch sowie aus dem nördlichen und nordöstlichen Stadtgebiet bekannt. In Bergstedt, Wohldorf und im Duvenstedter Brook hat es bis in die 70er Jahre größere Populationen gegeben. In der Hummelsbüttler Feldmark kam der Laubfrosch noch Anfang der 80er Jahre vor. Aktuell gibt es in Hamburg nur einige kleinere Populationen. Alle diese Bestände sind auf Wiederansiedlungen zurückzuführen (Glitz 1995a, 1995b, 1996, 1998, Hammer & Röbbelen 1994, 1996, 1997, 1998, Jaschke & IUS 1998, Kloebe, Obladen & Schulz 1998).

4.11.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

In Norddeutschland werden vom Laubfrosch überwiegend flache (0,2-1 m tiefe), wenig bewachsene Kleingewässer (250-500 m², eu- bis hypertroph) in hecken- und strauchreichem Gelände bewohnt. Solche Strukturen finden sich vorwiegend auf lehmigen, staunassen Böden. Ehemals angelegte Viehtränken auf Weidegrünland, Mergelgruben und Flachsrotten sind dabei die bevorzugten Sekundärlebensräume für das Laichgeschehen (Manzke & Podloucky 1995). Clausnitzer (1996) weist auf die besondere Anpassung der Art an die dynamischen Lebensräume der Flußauen hin. Laubfrösche sind relativ reproduktions- und ausbreitungsstark, jedoch recht kurzlebig. Örtliche Teilpopulationen können relativ schnell erlöschen, stabil können nur Metapopulationen größerer Gebiete sein.



Frühjahrsaktivität

Zumeist beginnt die Anwanderungsphase in Hamburg Ende März, Anfang April. Fortpflanzungsbereite Männchen besetzen sogenannte Rufgewässer, die nicht zwangsläufig erfolgreiche Fortpflanzungsgewässer darstellen, da diese die hohen Biotop- und klimatischen Ansprüche nicht jedes Jahr gleichermaßen erfüllen. Ende April, Anfang Mai beendet der wohl größte Teil dieser wärmeliebenden Frösche die Anwanderung.

Die ersten Laubfrosch-Chöre hört man in der Regel von Ende April bis Juni, kurz vor Sonnenuntergang. Die Männchen rufen von den Uferbereichen aus, wobei ihre Verteilung wesentlich von der Vegetationsstruktur der Flachwasserzone bestimmt wird. Die Paarungsrufe bestehen aus Serien von 15 bis 30 Einzelrufen, die wiederum aus 5 bis 7 Impulsen zusammen gesetzt sind (Grosse & Günther 1996).

Paarung und Laichabgabe erfolgen zumeist nachts im Wasser (Wassertemperaturen: 13-16°C). Paarungsverhalten und Laichgeschehen beschrieb Eibl-Eibesfeld bereits 1952. Grosse & Günther (1996) beschreiben dieses Verhalten als Gruppenbalz nicht territorialer Männchen. Die Wassertiefe, in der die kleinen kompakten Laichballen (ca. 2-3 cm) abgegeben werden, gewöhnlich 2-10 an der Zahl mit jeweils bis zu 80 Eiern, liegt bei 5-30 cm.

In Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen, insbesondere der Wassertemperatur, schlüpfen die Larven nach einigen Tagen und halten sich überwiegend im oberflächennahen Bereich auf. Nach einer Entwicklungszeit von 40-100 Tagen wandeln sie sich bei einer Größe von 40-45 mm um und gehen an Land (Juli-August). Die Larven sind relativ auffällig gefärbt und besonders durch räuberische Fische gefährdet.

Sommerlebensräume

Während die metamorphosierten Jungtiere bodennahe Habitate, wie blütenreiche Wiesen bevorzugen, suchen die Adulten zumeist warme insektenreiche Hecken, insbesondere Brombeeren und Feldgehölze in einem Umkreis von bis zu 500 m vom Laichgewässer auf.

Winterquartiere

Sofern ausreichende Frostsicherheit gewährleistet ist, liegen die Überwinterungsverstecke in der Nähe der aquatischen Lebensräume. Abwanderungen in nahegelegene Laubwälder sind ebenfalls belegt.

Aktionsradius

Laubfrösche besitzen ein hohes Ausbreitungspotenzial. Bei ihren Wanderungen zwischen Laichgewässer, Sommerlebensraum und Winterquartier können sie Entfernungen bis zu mehreren

Kilometern überbrücken (Clausnitzer & Berninghausen 1991, Borgula 1995, Tester & Flory 1995).

4.11.6 Vergesellschaftungen

Laubfrösche kommen selten allein in einem Gewässer vor. Aus Niedersachsen sind syntope Vorkommen mit Teich- und Wasserfrosch, Grasfrosch, Teichmolch, Erdkröte und Kammolch bekannt (Manzke & Podloucky 1995).



Abb. 11: Waldsäume sind Sommerlebensräume des Laubfrosches

4.11.7 Populationsbiologie

Auch ohne Zerstörung der Lebensräume können Laubfrosch-Bestände innerhalb weniger Jahre extrem schwanken. Isolation, Abwanderung und eine hohe Mortalität können diesem Phänomen zugrunde liegen. Borgula (1995) gibt hierzu einen kurzen Überblick hinsichtlich der hohen Mortalitätsrate. Im Vergleich zu anderen heimischen Amphibien sterben Laubfrösche offensichtlich früh (etwa im Alter von 5 Jahren), und für viele Tiere kommt es häufig nur zu einer einzigen Laichsaison, da Laubfrösche sich erst im Alter von 2-3 Jahren erfolgreich am Fortpflanzungsgeschehen beteiligen können. Tester & Flory (1995) ermittelten eine Überlebensrate von durchschnittlich 30 %. In einer der untersuchten Populationen führte dies dazu, dass 90 % der Tiere innerhalb von 2 Jahren ersetzt wurden bzw. die Population nach 5 Jahren zusammenbrach.

Ebenso wie scheinbar stabile lokale Populationen binnen weniger Jahre erlöschen können, kann es in Einzelfällen unter günstigen Bedingungen an neu besiedelten Gewässern zur „Massenvermehrung“ kommen. Aufgrund dieser Bestandschwankungen kann sinnvollerweise zwischen kleineren Populationen (<20), mittleren Populationen (>20; <200) und großen Populationen (>200) unterschieden werden. In Deutschland sind sehr

große Populationen (>1000) nur von der Mecklenburger Seenplatte und der Insel Rügen bekannt (Grosse & Günther 1996).

4.11.8 Gefährdungssituation

Auf Grund seiner Biologie wirken beim Laubfrosch Nutzungsveränderungen auf Metapopulationen schneller und dramatischer als bei den meisten anderen einheimischen Amphibienarten. Anhaltend schlechte Bedingungen im Biotopverbund, wie Grünlandintensivierungen und Fischbesatz, führen zunehmend zu Isolierung und Bestandsrückgängen. Selbst bei erfolgreicher Reproduktion der in den vergangenen Jahren im NSG Duvenstedter Brook (Glitz 1995a, 1995b, 1996, 1998, Hammer & Röbbelen 1994, 1996, 1997, 1998, Röbbelen mdl. für 1999 u. 2002), auf der Mellinger Schleife (Kloebe, Obladen & Schulz 1998) und im NSG Die Reit (Jaschke & IUS 1998) neu angesiedelten Populationen, ist deren Überleben mittel- bis langfristig noch nicht gesichert.

In den Roten Listen nahezu aller Bundesländer wird der Laubfrosch als „Stark gefährdet“ oder vom „Vom Aussterben bedroht“ geführt. Die Bestandsdichte der Hamburger Laubfrosch-Vorkommen, die alle auf Wiederansiedlungen zurückzuführen sind, ist noch sehr gering. Die Entwicklung zu stabilen Metapopulationen ist in den oben genannten Gebieten noch nicht abgeschlossen. Aus diesem Grund, und wegen seiner natürlichen Populationsdynamik, muss der Laubfrosch weiterhin als „**Vom Aussterben bedroht**“ angesehen werden (RL 1).

4.11.9 Schutzmaßnahmen

Zum einen müssen die wiederangesiedelten Bestände und ihre Entwicklung weiterhin kontinuierlich qualitativ und quantitativ erfasst werden. Die Erfahrungen aus dem NSG Duvenstedter Brook (Glitz 1995a, 1995b, 1996, 1998, Hammer & Röbbelen 1994, 1996, 1997, 1998) und aus dem Landkreis Rotenburg, wo Berninghausen (1995) mit Hilfe von künstlich geschaffenen Sommer-Überschwemmungswiesen und geeigneten Pflegemaßnahmen den Laubfrosch erfolgreich wiederangesiedelt hat, zeigen, dass weitere Neuanlagen von Kleingewässer-Verbundsystemen mit fachlich begleiteten und behördlich genehmigten Wiederansiedlungen bei sorgfältiger Planung sehr zu empfehlen sind.

In diesem Kontext erscheint auch eine Neuausweisung eines großflächigen Schutzgebietes im Bereich der Hamburger Elbmarschen als notwendig, die eine Wiederherstellung der natürlichen Fließgewässerdynamik zumindest nachempfunden (siehe Kammolch- und Rotbauchunken-Schutzkonzept, sowie Kap. 6.3.5 u. 6.3.6). So könnten durch wechselweise Überstauungen von größeren Flächen in den Außendeichsbereichen an Dove- und Gose-Elbe sowie in geeigneten Grünlandbereichen der Elbmarschen (Kirchwer-

der, Altengamme, Wilhelmsburg, Neuland und Gutmoor) großflächige und potentiell leistungsfähige Laichgewässer geschaffen werden. Dabei erscheint ein Management, das auf einer größeren Fläche (mind. 200-300 ha) eine natürliche Flussauendynamik nachahmt und dabei die hohen Anforderungen an aquatische Fortpflanzungslebensräume der Laubfrösche berücksichtigt, als wesentlicher Faktor für ein erfolgreiches Schutzkonzept (vgl. Kap. 6.2).

4.12 Der Grünfrosch-Komplex: Seefrosch - *Rana ridibunda*, Kleiner Wasserfrosch - *R. lessonae*, Teichfrosch - *R. kl. esculenta*

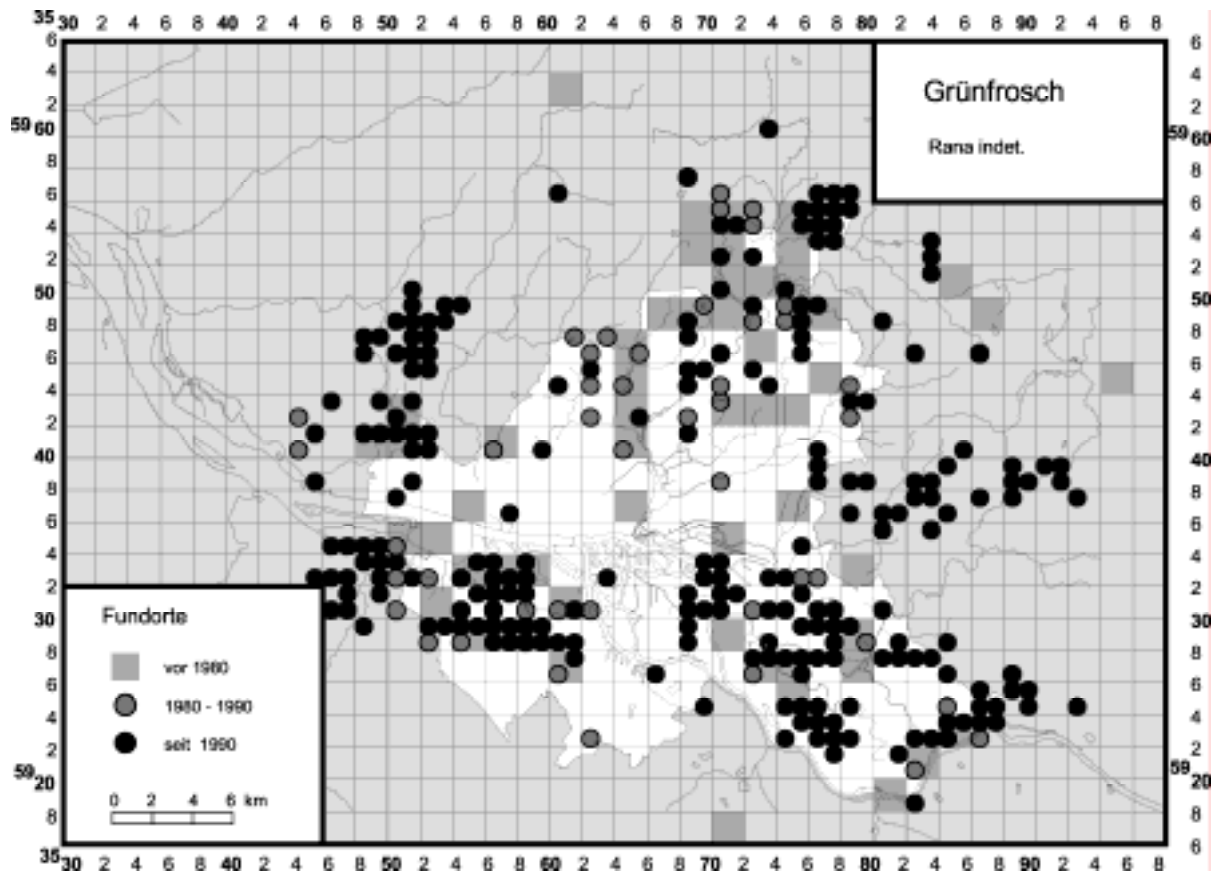
Die Unterfamilie Raninae, stellt mit ca. 24 Gattungen und etwa 270 Spezies eine der artenreichsten Froschlurch-Familien dar. In Deutschland werden zwei Gruppen, die eher terrestrisch lebenden „Braunfrösche“ und die mehr aquatisch orientierten „Grün- oder Wasserfrösche“, voneinander unterschieden. Die Gruppe der „Grün- oder Wasserfrösche“ ist allgemein durch ihre zumeist grüne Färbung, ihre lauten Balzrufe im Frühsommer und ihre Bindung an Gewässer bekannt. Weniger bekannt ist, dass selbst Fachleute Schwierigkeiten haben können, die drei verschiedenen Formen dieser Gruppe im Freiland voneinander abzugrenzen. Die Bestimmung des sogenannten Grünfrosch-Komplexes ist schwierig, weil sich alle drei Arten miteinander kreuzen können. Dabei ist die häufigste Form, der Teichfrosch, im strengen Sinne gar keine eigene Art, sondern ein Hybrid, der auf Paarungen zwischen den beiden Elternarten Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch zurückgeht. Besondere Vererbungsmechanismen gestatten es dieser Bastardform, reine Hybrid-Populationen aufzubauen.

Die Vererbungsprozesse des Teichfrosches sind für Wirbeltiere so außergewöhnlich, dass man dieses Phänomen bei der wissenschaftlichen Namengebung berücksichtigt hat. Der Teichfrosch erhält zusätzlich zum Namen *Rana* (lat.: Frosch) und *esculenta* (lat.: essbar) das Kürzel „kl“, von Kleptos (gr.: Dieb), und heißt wissenschaftlich *Rana kl. esculenta* (Dubois & Günther 1982). Der Begriff „Dieb“ soll deutlich machen, dass sich Teichfrösche der Gene vom Seefrosch und Kleinen Wasserfrosch nur zum Aufbau ihrer Körperzellen bedienen, diese aber in der Regel nicht in ihre Geschlechtszellen einbauen. Dieses Verhalten macht sie zu „Dieben“ an der genetischen Substanz ihrer Geschlechtspartner, gleichgültig ob es sich dabei um Seefrösche oder Kleine Wasserfrösche handelt.

Dieses ungewöhnliche Fortpflanzungsverhalten der Grünfrösche nennt man Hybridogenese. Normalerweise besitzen Tiere in ihren Körperzellen einen doppelten (diploiden) Chromosomen-

satz. Nur ihre Geschlechtszellen (Eizelle und Samenzellen) haben einen einfachen Chromosomensatz. Diploide Teichfrösche besitzen in ihren Körperzellen je einen Chromosomensatz der

3. Diploide Teichfrösche, Merkmalsausprägung zwischen Seefrosch und Kleinem Wasserfrosch
4. Triploide Teichfrösche mit 2x Seefrosch- und



Elternarten Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch. Solche Teichfrösche nehmen in ihrer Merkmalsausprägung, wie Größe, Färbung und Rufweise eine Mittelstellung ein.

Es treten jedoch auch Teichfrösche mit einem dreifachen (triploiden) Chromosomensatz auf. Dies ist eine Situation, die bei Wirbeltieren sonst nicht möglich ist. Die Merkmalsausprägung solcher Teichfrösche ähnelt dann stärker der Elternform, von der sie zwei Chromosomensätze besitzen. Nachkommen vom Teichfrosch sind jedoch nur dann lebensfähig, wenn diese den Chromosomensatz der beiden Ausgangsarten besitzen, d.h. Teichfrösche können ihren Entstehungsprozess nicht umkehren und Nachkommen erzeugen, die wieder den Elternarten entsprechen. So ist es nicht verwunderlich, dass Teichfrösche zur häufigsten Grünfroschform geworden sind. Dieses Phänomen trifft insbesondere für den norddeutschen Raum zu.

Genetisch betrachtet können im Grünfrosch-Komplex daher folgende Formen auftreten:

1. Reine Seefrösche
2. Reine Kleine Wasserfrösche

1x Kleiner Wasserfrosch-Chromosomensätzen, Merkmalsausprägung stärker in Richtung Seefrosch

5. Triploide Teichfrösche mit 2x Kleiner Wasserfrosch- und 1x Seefrosch-Chromosomensätzen, Merkmalsausprägung stärker in Richtung Kleiner Wasserfrosch

4.13 Seefrosch - *Rana ridibunda*

4.13.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Rana ridibunda*, leitet sich von Rana (lat.: Frosch) und ridere (lat.: lachen) ab. Der Erstbeschreiber dieser Art, der deutsche Naturforscher P. S. Pallas war der Ansicht, dass die Rufweise des Seefrosches menschlichem Gelächter ähnelt. Der deutsche Trivialname nimmt dagegen Bezug auf den Lebensraum dieser Art.

4.13.2 Äußere Merkmale

Seefrosch-Weibchen sind die größten einheimischen Amphibien und werden bis zu 12 cm lang und über 100 g schwer. Noch größere und schwerere Exemplare sind zwar bekannt jedoch

selten. Männchen messen im Durchschnitt unter 10 cm. Als Durchschnittsgewichte wurden 45-55 g ermittelt (Günther 1996).

Günther (1996) nennt folgende äußere Merkmale zur Differenzierung von Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch im Feld. Der Unterschenkel und die erste Zehe sind beim Seefrosch relativ lang, der Fersenhöcker eher kurz. Beim Kleinen Wasserfrosch ist dies eher umgekehrt. Daher eignen sich die Quotienten aus den Werten von Körperlänge (KRL)/Unterschenkellänge (TibiaL) = (KRL/TibiaL), aus Unterschenkellänge (TibiaL)/Länge des Fersenhöckers (Callus internus, LCi) = (TibiaL/LCi) und der Länge der ersten Zehe (Digitus primus, LDp)/Länge des Fersenhöckers (LCi) = (LDp/LCi) relativ gut zur Unterscheidung zwischen diesen beiden Arten. Günther gibt folgende Werte als charakteristisch für den Seefrosch an: KRL/TibiaL < 2,0; TibiaL/LCi > 8,0 und LDp/LCi > 2,3.

Des weiteren überlappen sich beim Seefrosch das rechte und das linke Fersengelenk, wenn man die Hinterbeine im rechten Winkel vom Körper abspreizt und die Unterschenkel an die Oberschenkel legt.

Die Grundfärbung der Oberseite ist zumeist olivbraun bis bräunlich mit dunklen Flecken auf der warzigen Haut. Grasgrüne Exemplare wie beim Teich- oder Wasserfrosch sind eher selten. Die meisten Tiere besitzen einen deutlich ausgeprägten grünlichen oder gelblichen Streifen von der Schnauzenspitze bis zum Körperende. Die Schallblasen sind mittel- bis dunkelgrau.

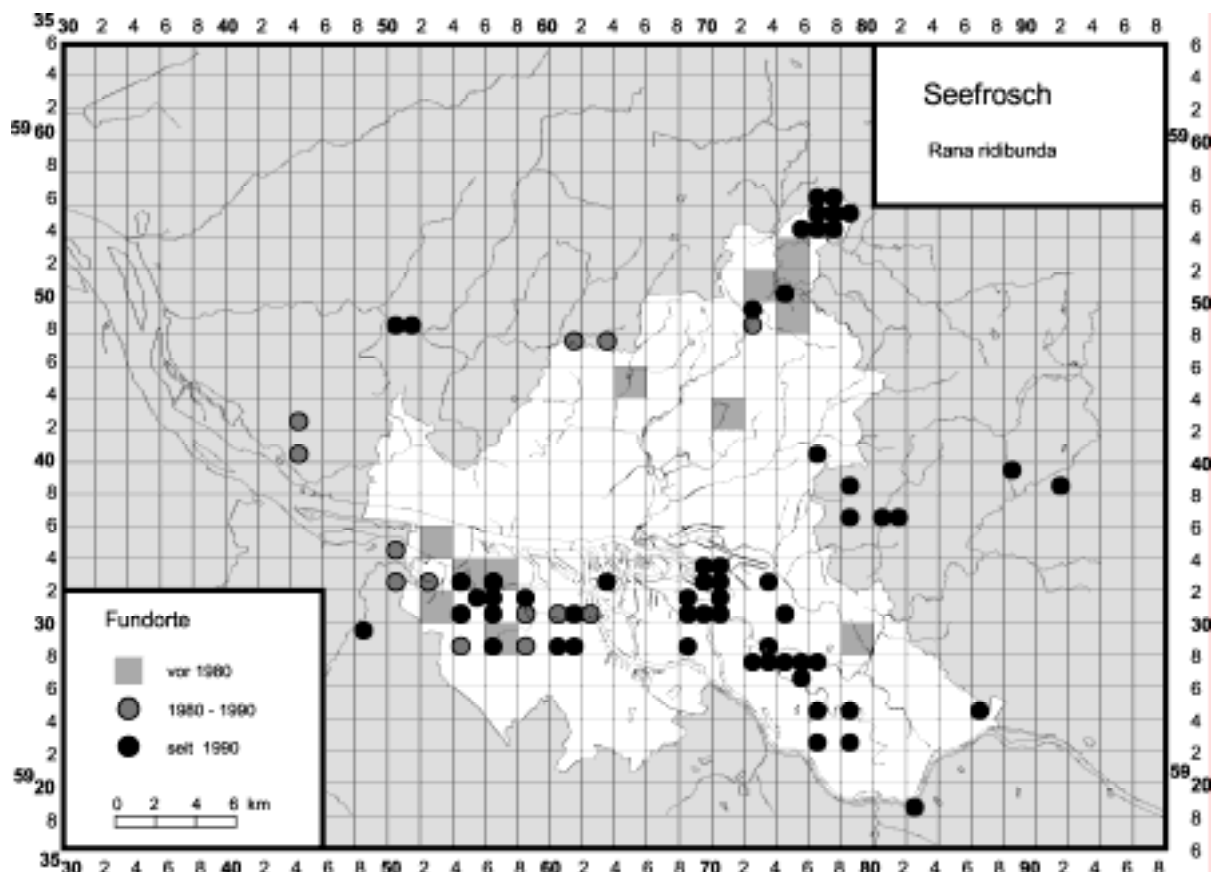
4.13.3 Verbreitung

Der Seefrosch ist vom Rhein bis zum Indus (Ost-West-Verbreitung) und vom Finnischen Meerbusen bis in den Iran (Nord-Süd-Ausdehnung) verbreitet. Seine pleistozänen Refugien werden in den warmen Steppengebieten Südosteuropas und Mittelasiens vermutet. Das Ausbreitungsgeschehen war an die großen Ströme Mitteleuropas gebunden.

In Deutschland besitzt der Seefrosch kein geschlossenes Siedlungsgebiet. In Schleswig-Holstein sind offenbar nur die Vorkommen im Bereich der Elbe und ihrer Mündung autochthon. Im nördlichen Niedersachsen besiedelt der Seefrosch vor allen die Marschen der Elbeniederung (Günther 1996, Klinge & Winkler 2002).

Das Verbreitungsmuster im Großraum Hamburg zeigt ebenfalls eine deutliche Präferenz für den Elberaum, in dem er bereits in den 30er Jahren als typisch galt (Mohr 1935, Holst 1937). Das gesamte Stromspaltungsgebiet von Finkenwerder, über Francop, Altenwerder, Wilhelmsburg bis Neuengamme und Altengamme wird vom Seefrosch besiedelt. In fast allen diesen Vorkommen siedeln die Tiere in alten und kleineren Altarmen der Elbe, wie z. B. an der Alten Süderelbe, an der Dove Elbe oder der unteren Bille. Dabei zeigen einzelne Beobachtungen rufender Männchen an der Stromelbe, dass die Elbe selbst offenbar als Ausbreitungsachse genutzt wird.

Ob die Oberläufe von Alster und Ammersbek, oder einige Grünlandteiche im Duvenstedter Brook, von kleineren Populationen besiedelt



werden, ist noch strittig (Röbbelen mdl.).

4.13.4 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die weite Verbreitung des Seefrosches spiegelt das große Spektrum seiner aquatischen Lebensräume wider. Die enge Bindung dieser Art an ihre aquatischen Lebensräume ist charakteristisch. Nur selten entfernen sie sich vom Wasser und wandern über Land. Ihr Aktionsradius ist also mehr oder weniger unmittelbar auf das Fortpflanzungsgewässer bezogen, zumal viele Tiere in diesem auch überwintern. Überschwemmungen durch Hochwässer und kurze Wanderwege in flussferne Gewässer stellen daher die Voraussetzungen für eine natürliche Ausbreitung dar. Nur die im Süden und Süd-Osten des Verbreitungsgebietes siedelnden Populationen wandern offensichtlich auch längere Strecken über Land.

In Deutschland bevorzugen Seefrösche größere und eutrophe Gewässer, wie z. B. pflanzenreiche Seen und Altarme, in offenen Landschaften. Sie siedeln insbesondere entlang der Niederungen der großen Ströme und der Unterläufe ihrer Nebenflüsse. Diese primären Lebensräume sind durch Regulierungsmaßnahmen in den letzten zwei Jahrhunderten selten geworden. Als Sekundärhabitats nutzen Seefrösche erfolgreich auch Kanäle und größere Gräben, Weiher und Teiche.



Abb. 12: Seefrosch

Frühjahrsaktivität und Fortpflanzungsbiologie

Der Seefrosch tritt, ähnlich wie die beiden anderen Grünfroschformen, relativ spät im Jahr in die reproduktive Phase ein. Bevor die ersten Tiere aus ihrer Winterruhe am Laichgewässer erscheinen, sollten mehrere Tage mit durchschnittlichen Lufttemperaturen von 15-20°C und Wassertemperaturen von etwa 12°C geherrscht haben. Dies ist bei uns selten vor Ende April/Anfang Mai der Fall.

Wie alle Grünfroschformen bilden die Männchen Chöre bzw. Rufgemeinschaften. Der keckernde

Balzruf (Lachen) ist ein weiteres deutliches Unterscheidungsmerkmal gegenüber dem Kleinen Wasserfrosch. Bei warmer Witterung im Frühsommer (Mai/Juni) brechen größere Rufgemeinschaften ihr auf- und abschwellendes „Gequake“ weder am Tage noch nachts kaum ab. Solche Seefroschkonzerte können noch aus einem Kilometer Entfernung gehört werden.

Die Männchen verfolgen offensichtlich mehrere Strategien. Einige besetzen Territorien, die bis zu mehreren Quadratmetern groß sein können. Andere errichten kurzzeitig an mehreren Punkten kleinere Paarungsreviere, während einige überhaupt kein Territorialverhalten zeigen. Die Weibchen schwimmen auf die Rufgemeinschaft zu, und werden geklammert. Ist das Männchen kräftig genug und das Weibchen ausreichend motiviert, kommt es zur Paarbildung. Wenn die Weibchen nicht schon während der Annäherung an die Rufgemeinschaft Eier gebildet haben, geschieht dies jetzt. Der Laich kann schon einige Stunden nach der Klammerung abgegeben und vom Samen des Männchens befruchtet werden. Die Weibchen suchen dazu eine potentiell sonnige Stelle auf, tauchen etwas ab und halten sich an Pflanzen fest. Die abgegebenen Laichballen enthalten 100-500 Eier. Es werden mehrere Ballen abgesetzt, so dass die Gesamtzahl der Eier pro Weibchen bei einigen tausend liegt. Der obere (animale) Pol der Eier ist bräunlich, der untere (vegetative) Pol weißlich bis gelblich gefärbt.

Unter günstigen Lebensbedingungen können sich die Seefrosch-Larven Ende Juli/Anfang August metamorphosieren und haben dann je nach Witterung noch vier bis acht Wochen Zeit heranzuwachsen, bevor sie ihre Winterquartiere aufsuchen.

4.13.5 Vergesellschaftungen

Insbesondere der Teichfrosch tritt mit dem Seefrosch im gleichen Habitat auf, was aufgrund der Erläuterung in der Einführung nicht verwundern sollte. Syntop leben zudem häufig Erdkröten, Rotbauchunken, Moorfrösche, Grasfrösche und Teichmolche mit Seefroschpopulationen. Auch die Ringelnatter tritt häufig in typischen Seefroschhabitaten auf. Obwohl an einigen wenigen Standorten alle drei Grünfroschformen gemeinsam auftreten, sollte bezüglich Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch von einer sich räumlich und zeitlich ausschließenden (vikariierenden) Konstellation ausgegangen werden.

4.13.6 Populationsbiologie

Leider liegen keine Langzeituntersuchungen zur Populationsdynamik von Seefröschen vor. Kleine bis mittelgroße Populationen scheinen zu dominieren, und nur wenige Populationen weisen Bestandszahlen von mehreren hundert Tieren auf (Günther 1996). Seefrosch-Männchen können

bereits im zweiten Lebensjahr die reproduktive Phase erreichen und werden etwa fünf bis zehn Jahre alt.

4.13.7 Gefährdungssituation

Innerhalb der letzten 20 Jahre wurden die ehemals für den Hamburger Elberaum typischen Seefroschbestände weiter massiv zurückgedrängt. Der Lebensraum der ehemals größeren Populationen in Altenwerder wurde 1996 durch Überspülung mit Elbschlick und -sanden vernichtet. Die maschinelle Grabenräumung im Winterhalbjahr und das Austrocknen der Marschgräben hat ebenfalls dazu beigetragen, dass die Marschbestände stark dezimiert wurden. Die Bestände im Hafengebiet (z.B. Peute) sind ebenfalls gefährdet. Fast alle weiteren aquatischen Lebensräume des Seefrosches sind durch Gewässerverschmutzung und Nährstoffeintrag beeinträchtigt. Insgesamt werden daher nur noch wenige größere Rufgemeinschaften (>100 Männchen) ausgemacht, und nur ein Bestand, im NSG Alte Süderelbe, kann als hinreichend geschützt interpretiert werden.

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Seefrosch als „Gefährdet“ (RL 3) eingestuft. Aufgrund des oben Ausgeführten, wird für den Hamburger Raum die von Hamann bereits 1981 zugeordnete Kategorie „stark gefährdet“ (RL 2) beibehalten.

4.13.8 Schutzmaßnahmen

Neben der notwendigen kontinuierlichen Bestandserfassung und -überwachung sind als Schutzmaßnahmen für den Elberaum das Wasserregime sowie die Wasserqualität betreffende Eingriffe, wie Überstauung von nassen Wiesen, Absperrungen von Abflussgräben etc. dringend erforderlich. Wir verweisen bezüglich der Schutzmaßnahmen für den Seefrosch in diesem Raum auf die Rotbauchunke und den Laubfrosch (Nachahmung der natürlichen Flussdynamik, Überstauung von nassen Wiesen bzw. Absperrungen von Abflussgräben etc.).

Im Bereich der Oberalster sollte die beschattende Baum- und Strauchvegetation der Altarme und Teiche fachgerecht ausgedünnt werden. Dies gilt ebenfalls für die Uferbereiche des Ohlenburger Sees. Die Umsetzungen adulter Tiere im Rahmen der Sanierung des Georgswerder Müllbergs in neugeschaffene Teiche und Gräben in die Wilhelmsburger Elbmarsch war erfolgreich (Koepke mdl.).

4.14 Kleiner Wasserfrosch - *Rana lessonae*

4.14.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Rana lessonae*, leitet sich von *Rana* (lat.: Frosch) und *lessonae*, nach

dem italienischen Biologen M. Lessona, dem akademischen Lehrer des Erstbeschreibers Camerano, ab. Als deutsche Trivialnamen sind neben Kleiner Wasserfrosch, insbesondere Tümpelfrosch und Kleiner Teichfrosch in Gebrauch. Letzterer stellt eine besonders unglückliche Wahl aufgrund der ohnehin schwierigen Grünfrosch-Differenzierung dar.

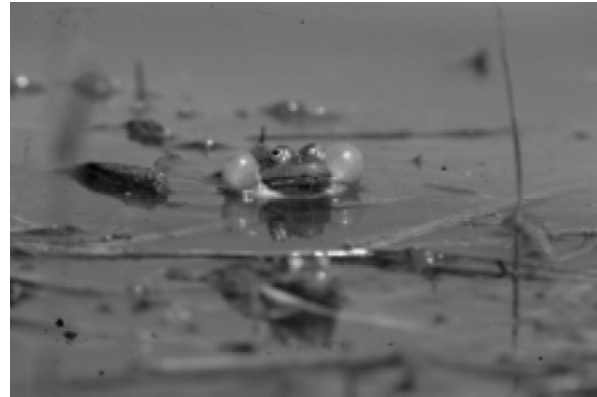
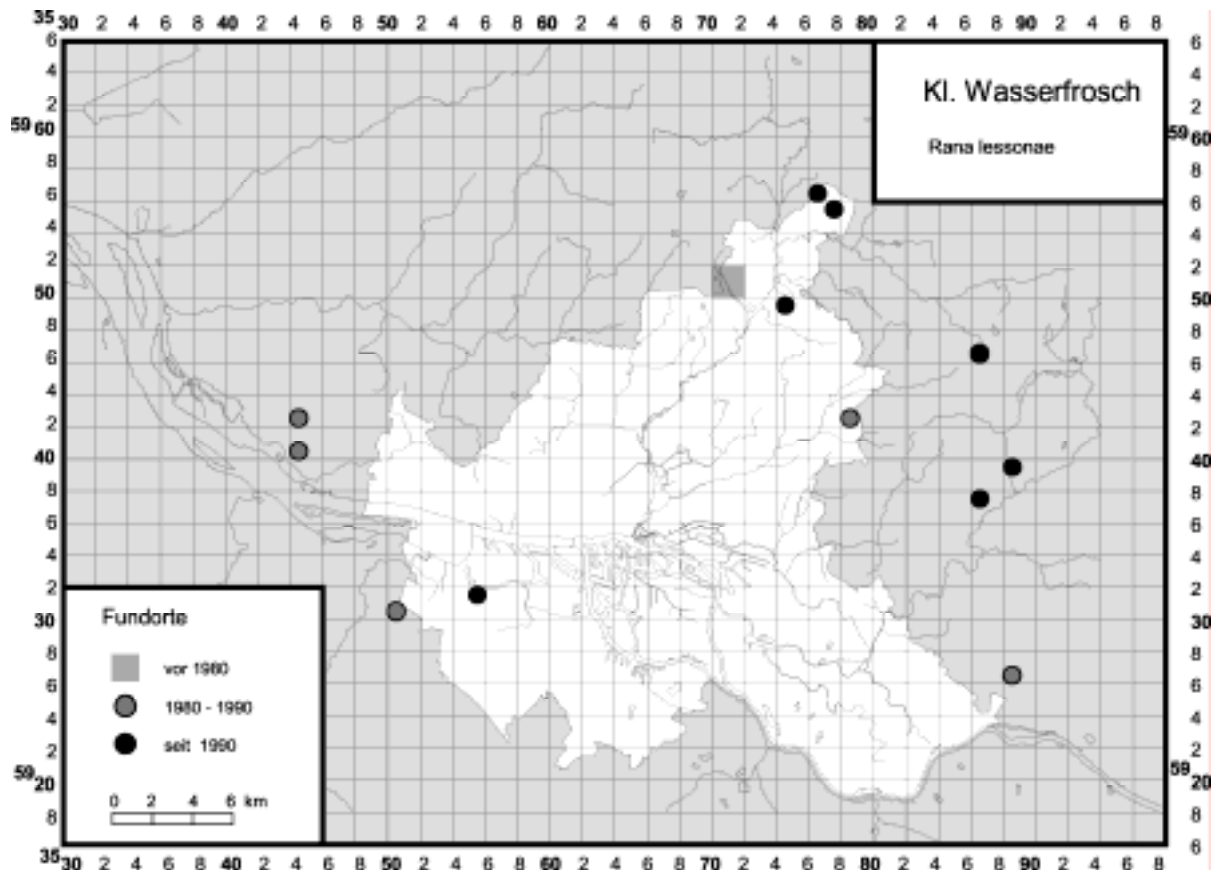


Abb. 13: Kleiner Wasserfrosch mit Schallblasen

4.14.2 Äußere Merkmale

Wie der Name vermuten lässt, sind Kleine Wasserfrösche etwas kleiner (6,5-7,5 cm lang und 30-50 g schwer) als die beiden anderen Formen, insbesondere als der Seefrosch. In vielen äußeren Merkmalen bestehen große Ähnlichkeiten zum Teichfrosch. Zur Differenzierung von Kleiner Wasserfrosch und Teichfrosch, und Seefrosch, gibt Günther (1996) an, dass der Unterschenkel relativ kurz und der halbkreisförmige Fersenhöcker lang ist. Daraus ergeben sich für die Quotienten aus den Werten von Körperlänge/Unterschenkelänge (KRL/TibiaL), aus Unterschenkelänge/Länge des Fersenhöckers (TibiaL/LCi) und der Länge der ersten Zehe/Länge des Fersenhöckers (LDp/LCi) folgende Werte: $KRL/TibiaL > 2,2$; $TibiaL/LCi < 7,0$ und $LDp/LCi < 2,1$.



Die Grundfärbung der Oberseite ist meist grasgrün, wobei die Extremitäten häufig bräunlich gefärbt sind. Die Schallblasen sind weiß bis hellgelb.

4.14.3 Verbreitung

Das Verbreitungsareal des Kleinen Wasserfrosches deckt sich wahrscheinlich vollständig mit dem vom Teichfrosch. Nur im nördlichen Verbreitungsgebiet, in Norddeutschland und Südschweden, fehlt diese Art. Sein Ausbreitungszentrum liegt im Hügel- und Bergland Mittel- und Osteuropas.

Aufgrund der Bestimmungsproblematik *R. lessonae*/*R. kl. esculenta* lassen sich bis heute für Deutschland keine abgesicherten Aussagen über die natürliche Verbreitung machen. Nach den bisher gesicherten Nachweisen besitzt der Kleine Wasserfrosch in Deutschland kein geschlossenes Siedlungsgebiet.

In Schleswig-Holstein fehlen offensichtlich autochthone Vorkommen (Günther 1996, Klinge & Winkler 2002). Die nördlichsten gesicherten Vorkommen in Niedersachsen liegen in der Diepholzer Moorniederung, Zevener Geest und am Südrand der Lüneburger Heide (Eikhorst & Rahmel 1988, Podloucky & Fischer 1991). Inwieweit der Kleine Wasserfrosch für das Hamburger Stadtgebiet als autochthon eingestuft werden kann, lässt sich zur Zeit nicht zweifelsfrei beurteilen. Von den in der Karte dargestellten Nachweisen im Hamburger Raum seien beispiel-

haft drei Standorte aus Jungmoränengebieten im Norden der Stadt genannt. In den Niedermoorwiesen südlich des NSG Wittmoor fand Glitz in den Jahren 1976-1982 eine Grünfrosch-Population mit *R. lessonae*. Hanold konnte 1986 im NSG Stellmoorer Tunneltal Kleine Wasserfrösche in einer Grünfrosch-Population nachweisen. Der gleiche Autor fand 1988 an der Hamburger Stadtgrenze, am Hoisdorfer Teich (S-H), ein einzelnes *R. lessonae*-Exemplar. Ob es sich bei diesen Funden um reine *R. lessonae* Vorkommen, Zuwanderer oder ausgesetzte Tiere handelt ist unklar. Für andere Gebiete im Hamburger Norden, v.a. im NSG Duvenstedter Brook, werden dagegen Besiedlungsnachweise von *R. lessonae* in Frage gestellt (Röbbelen mdl.).

4.14.4 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Der Kleine Wasserfrosch ist nicht so stark an seine aquatischen Lebensräume gebunden wie die beiden anderen Grünfrosch-Formen. In seinen Sommerlebensräumen unternimmt er auch längere Wanderungen über Land und bezieht vielerorts terrestrische Winterquartiere. Sein Aktionsradius ist damit wesentlich größer als der der beiden anderen Grünfroschformen.

Im Nordosten Deutschlands, wo diese Art zweifelsfrei nachgewiesen wurde, bevorzugt dieser Grünfrosch kleinere nährstoffarme (oligothrophe), vegetationsreiche Gewässer, deren pH-Werte in

die saure Richtung tendieren (Günther 1996), wie z.B. moorige und sumpfige Wiesen und Weiher in Waldlandschaften.

Frühjahrsaktivität und Fortpflanzungsbiologie

Hinsichtlich der Frühjahrsaktivität und des Fortpflanzungsverhaltens sind keine wesentlichen Differenzen zu den beiden anderen Grünfröschen bekannt. Eine Ausnahme sind jedoch die Lautäußerungen, von denen zwei Revierrufe, ein Balzruf und ein Befreiungs- bzw. Angstlaut unterschieden werden können. Beim Paarungsruf handelt es sich um „schnarrende“ Rufreihen. Ähnlich wie beim Seefrosch beschrieben, brechen größere Rufgemeinschaften ihr auf- und abschwelliges „Geschnarre“ bei warmer Witterung im Frühsommer (Mai/Juni) weder am Tage noch nachts kaum ab. Solche „Schnarrkonzerte“ können noch aus weiter Entfernung gehört werden.

4.14.5 Vergesellschaftungen

Aufgrund ihrer speziellen Fortpflanzungsbiologie ist es wenig verwunderlich, dass der Teichfrosch sehr häufig mit dem Kleinen Wasserfrosch vergesellschaftet ist. Auf Grund ähnlicher Habitatansprüche treten häufig Moorfrösche, Grasfrösche, Erdkröten, Rotbauchunken und Teichmolche mit *R. lessonae*-Populationen auf.

4.14.6 Populationsbiologie

Es liegen keine Langzeituntersuchungen zur Populationsdynamik von *R. lessonae* vor. Bekannt sind kleine bis mittelgroße Populationen. Nur wenige Populationen weisen Bestandszahlen von mehreren hundert Tieren auf (Günther 1996).

4.14.7 Gefährdungssituation

Zwar ist aufgrund der Bestimmungsproblematik in der Vergangenheit häufig nur ungenügend zwischen *R. lessonae* und *R. kl. esculenta* differenziert worden. Trotz einiger Besiedlungshinweise im Hamburger Stadtgebiet (Elbraun und Hamburger Norden) ist insgesamt die **Datenlage** für den Kleinen Wasserfrosch **defizitär**. Daher führen wir diesen Grünfrosch in der RL-Kategorie **D**.

4.14.8 Schutzmaßnahmen

Neben dringend erforderlichen Bestandserfassungen sollten sich Schutzmaßnahmen v.a. auf den nördlichen Moorgürtel (Jungmoränengebiet), seine NSG (wie das Wittmoor und den Duvenstedter Brook) und die angrenzenden potentiellen Habitate (Mellingburger Schleife) beziehen.

4.15 Teichfrosch - *Rana kl. esculenta*

4.15.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Rana kl. esculenta*, leitet sich von *Rana* (lat.: Frosch), *kl.* = Klepton,

von *kleptos* (gr.: Dieb) und *esculenta* (lat.: essbar) ab. Bezüglich der Bezeichnung „Klepton“ siehe Einleitung.

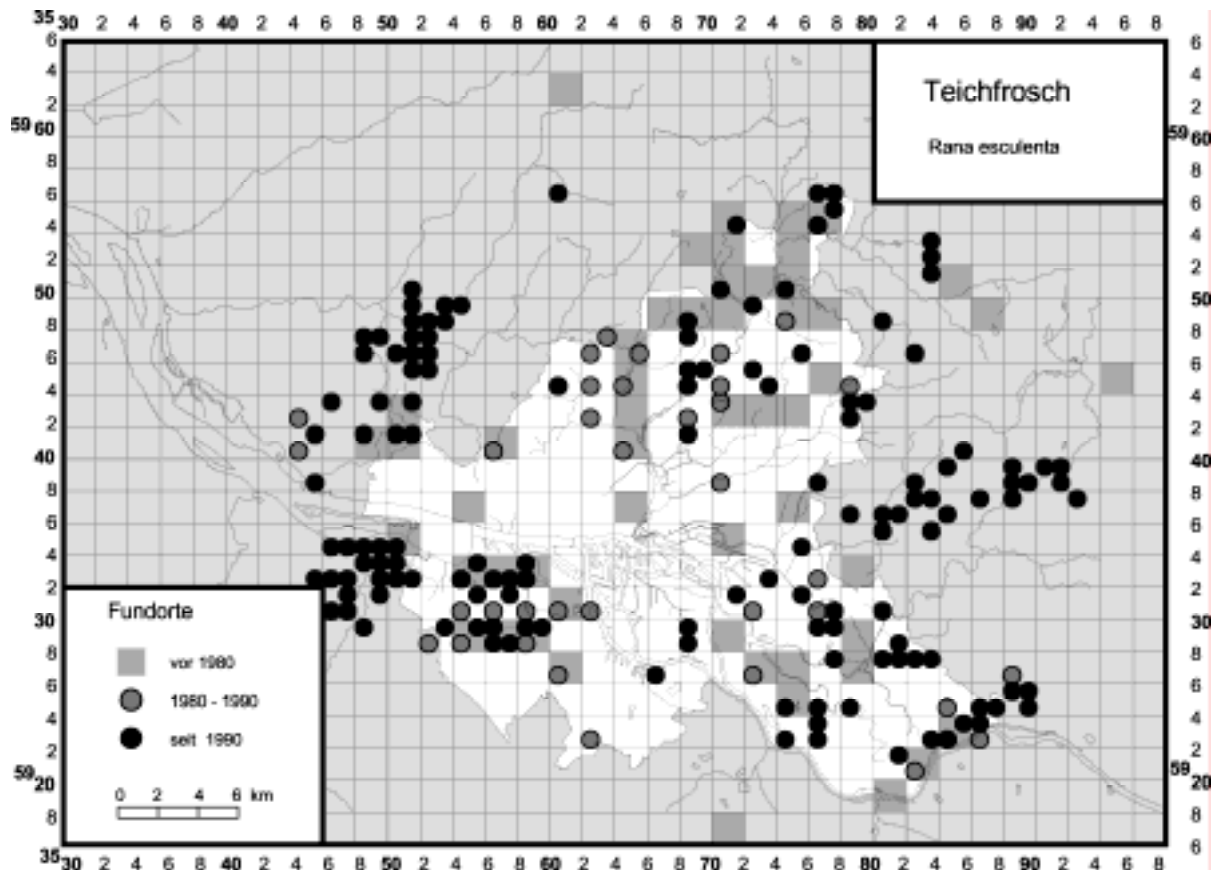


Abb. 14: Teichfrösche

4.15.2 Äußere Merkmale

In seinen äußeren Merkmalen steht der Teichfrosch zwischen dem Seefrosch und dem Kleinen Wasserfrosch. Insbesondere die diploiden Tiere sind daher etwas kleiner und leichter als Seefrösche und etwas größer und schwerer als Kleine Wasserfrösche (8-10 cm Länge und 50-80 g Gewicht). Dieses intermediäre Verhältnis trifft auch für die Färbung sowie für die Quotienten aus den Werten von Körperlänge/Unterschenkellänge (KRL/LTibia), aus Unterschenkellänge/Länge des Fersenhöckers (LTibia/LCi) und der Länge der ersten Zehe/Länge des Fersenhöckers (LDp/LCi) zu. Triploide Tiere mit zwei Chromosomensätzen von *R. lessonae* ähneln dem Kleinen Wasserfrosch, während triploide Tiere mit zwei Chromosomensätzen von *R. ridibunda* eher dem Seefrosch ähneln. Triploiden Formen treten insbesondere in Norddeutschland häufiger auf.

Aufgrund ihres Hybridcharakters nehmen Teichfrösche auch hinsichtlich Lebensraum, Aktionsradius und Jahresrhythmus eine intermediäre Position zwischen See- und Kleinen Wasserfrosch ein. Es ist offensichtlich, dass ein solches Verhalten eine hohe ökologische Potenz nach sich zieht. Hinsichtlich seiner Fortpflanzungsbiologie sollen noch einige Besonderheiten genannt werden. Wie die beiden anderen Grünfroscharten tritt der Teichfrosch relativ spät im Jahr in die reproduktive Phase ein (Anfang Mai). Die Balz und das Paarungsverhalten entsprechen den Elternarten. Die Eier werden in Laichballen abgesetzt. Die Gesamtzahl der Eier pro Weibchen liegt zumeist bei einigen tausend. Viele Weibchen bilden dabei recht unterschiedlich große Eier aus (zwischen 1,8 und 2,6 mm). Aufgrund der Fertilitätsschwäche (Fruchtbarkeitsschwäche) einiger Männchen ist ein mehr oder weniger großer Teil unbefruchtet



oder entwickelt sich nicht zu vitalen Larven (Günther 1990, 1996).

Analysen der Lautäußerungen von Teichfröschen, in Form von Sonogrammen, erbrachten eine Vielzahl von Ruftypen der Männchen. Mit Hilfe weiterer bioakustischer Untersuchungen könnten zusätzliche Methoden entwickelt werden, die eine Bestimmung der verschiedenen Teichfroschformen im Feld erleichtern würden.

4.15.3 Verbreitung

Der Teichfrosch ist von West-Frankreich bis zur Oka-Mündung (Sibirien) und von Süd-Schweden bis nach Nord-Italien bzw. bis auf den nördlichen Balkan verbreitet.

In Deutschland besitzt der Teichfrosch ein fast geschlossenes Siedlungsgebiet und gehört somit zu den verbreitetsten und häufigsten Amphibien. Noch vor einigen Jahrzehnten waren Teichfrösche im Großraum Hamburg sehr häufig, da diese Hybridform über eine große ökologische Potenz verfügt. Der Ballungsraum Hamburg mit seinen stark anthropogen beeinflussten Lebensräumen bietet jedoch nur noch wenige geeignete Habitate, und so ist dieser Grünfrosch nur noch in den Randbezirken und im Elberaum nachzuweisen. Die Einzelvorkommen erscheinen zunehmend disjunkt (zerstreut).

4.15.4 Vergesellschaftungen

Aufgrund der genetischen Beziehungen tritt insbesondere der Seefrosch mit dem Teichfrosch

im gleichen Habitat auf. Syntop treten häufig Erdkröten, Rotbauchunken, Moorfrösche, Grasfrösche, Teichmolche und Ringelnattern in vielen Teichfroschhabitaten auf.

4.15.5 Gefährdungssituation

Der drastische Rückgang der Hamburger Teichfroschbestände hat dazu geführt, dass diese Grünfroschform wahrscheinlich noch stärker im Bestand gefährdet ist als der Seefrosch. Insgesamt werden nur noch sehr wenige größere Rufgemeinschaften (>100 Männchen) ausgemacht und nur ein Bestand, im NSG Duvenstedter Brook, ist hinreichend geschützt. Viele der ehemals im nördlichen Stadtgebiet sowie im Stromspaltungsgebiet der Elbe gelegenen Populationen sind erloschen. Die zunehmende Isolierung und Beeinträchtigung der aquatischen Lebensräume durch Gewässerverschmutzung und Nährstoffeintrag forcierten diesen Rückgang.

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Teichfrosch derzeit nicht geführt. Für Hamburg ordnen wir den Teichfrosch der Kategorie „stark gefährdet“ (RL 2) zu.

4.15.6 Schutzmaßnahmen

Im Bereich der Elbe verweisen wir bezüglich der Schutzmaßnahmen auf Seefrosch, Rotbauchunke und Laubfrosch (Nachahmung der natürlichen Flussdynamik, wie Überstauung von nassen Wiesen bzw. Absperrungen von Abflussgräben etc.), im Bereich der Jungmoränengebiete auf die Vorschläge für Moorfrosch, Erdkröte und Teich-

molch. Die Bestände im Bereich der Dove-Elbe und Brookwetterung sowie in Altengamme, die die letzten zusammenhängenden Habitate mit größeren Beständen darstellen, müssen vor weiteren Beeinträchtigungen geschützt werden.

4.16 Springfrosch - *Rana dalmatina*

4.16.1 Name

Rana dalmatina leitet sich von Rana (lat.: Frosch) und der Herkunft (Dalmatien) der zuerst beschriebenen Typen ab. Der deutsche Trivialname nimmt Bezug auf die große Sprungfähigkeit dieser Art.



Abb. 15: Springfrosch

4.16.2 Systematik

Die Unterfamilie Raninae, stellt mit ca. 24 Gattungen und etwa 270 Spezies eine der artenreichsten Froschlurch-Familien dar. In Deutschland werden zwei Gruppen, die eher terrestrisch lebenden „Braunfrösche“ und die mehr aquatisch orientierten „Grün- oder Wasserfrösche“, voneinander unterschieden. Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen der in Deutschland lebenden drei Braunfrosch-Arten (*R. arvalis*, *R. dalmatina* und *R. temporaria*) nimmt der Moorfrosch (*R. arvalis*) eine Sonderstellung ein (Günther 1996).

4.16.3 Äußere Merkmale

Die typischen Springfrosch-Merkmale (Balzruf, Schallblasen und Daumenschwielen) sind geschlechtsspezifisch und saisonabhängig. Verwechslungen mit Gras- und Moorfrosch kommen häufig vor. Eine Kombination weiterer typischer Springfrosch-Merkmale kann aber zur Differenzierung herangezogen werden:

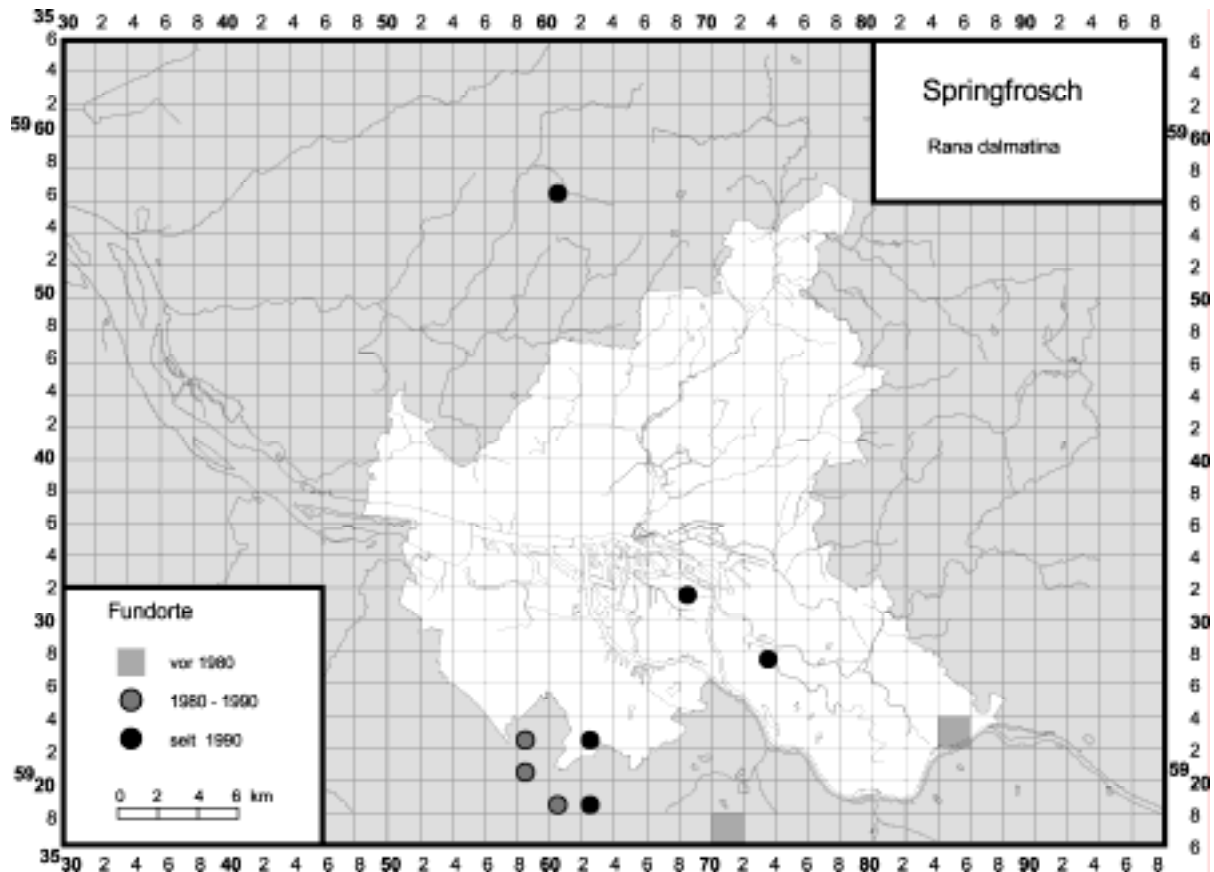
Springfrösche sind mittelgroße Braunfrösche (Länge der Männchen 45-55 mm, Länge der Weibchen 55-65 mm, Gewicht zwischen 15-35 g), die sich u.a. durch eine eher uniforme Oberseite (lehmgelb bis hell rötlichbraun getönt) vom Grasfrosch unterscheiden lassen. Die Bauchun-

terseite ist zumeist ungefleckt und weiß getönt. Das Trommelfell ist groß und steht nahe zum Auge. Im Profil ist die Schnauzenform spitzer als beim Grasfrosch und stumpfer als beim Moorfrosch. Nach vorne gehalten, reicht das Fersengelenk einige Millimeter über die Schnauzenspritze hinaus. Letzteres ist beim Grasfrosch nur sehr selten der Fall (Günther, Podloucky & Podloucky 1996, Grossenbacher 1997).

4.16.4 Verbreitung

Der Springfrosch hat seinen Verbreitungsmittelpunkt in Slowenien und kann als subatlantisch-submediterranes Faunenelement klassifiziert werden. Sein eiszeitlicher Refugialraum wird auf dem Balkan vermutet. Die nördliche Verbreitungsgrenze verläuft in Südschweden bzw. im östlichen Dänemark. Der Springfrosch wird als wärmeliebende kontinentale Art beschrieben (Günther, Podloucky & Podloucky 1996, Grossenbacher 1997).

In Deutschland besitzt der Springfrosch kein geschlossenes Verbreitungsgebiet. Die Vorkommen sind isoliert. Die Lüneburger Heide zwischen Uelzen und Harburg im nördlichen Niedersachsen ist inselartig besiedelt. Die Bestände treten fast ausschließlich in den höheren Bereichen der Heide auf. Hier bevorzugt der Springfrosch Laubmischwälder und nährstoffreiche Weiher und Teiche, aber auch auf landwirtschaftlichen Flächen liegende Gewässer, häufig Viehtränken in Weideland (Podloucky 1997).



Aus Schleswig-Holstein liegen keine Nachweise vor (Klinge & Winkler 2002). Hinweise zu Beginn des 20. Jahrhunderts, die sich auf den Hamburger Raum beziehen, konnten aktuell nicht bestätigt werden (Mohr 1927, Holst 1957, Dierking-Westphal 1981, Hamann 1981). Jedoch wurden noch Mitte der 80er Jahre im Landkreis Harburg 51 Laichgewässer nachgewiesen (Heins & Westphal 1987). Auch Podloucky (1997) schließt ein Springfrosch-Vorkommen an der südlichen Landesgrenze (Schwarze Berge, Eißendorfer Sunder) nicht aus. Den Autoren sind bisher drei Springfrosch-Nachweise aus dem Süden Hamburgs bekannt. Einer davon bestätigt die Vermutung Podlouckys (1997), dass es in den Harburger Bergen, die mit den niedersächsischen Waldgebieten im Rosengarten und den Schwarzen Bergen ein größeres Waldareal bilden, Springfrosch-Populationen gibt. Die beiden anderen Fundorte liegen in der Süderelbmarsch und im NSG Die Reit. Darüber hinaus gibt es einen weiteren Nachweis außerhalb der nördlichen Landesgrenze (Quickborn). Ob es sich bei diesen Meldungen um reproduzierende autochthone Populationen handelt, lässt sich zur Zeit nicht zweifelsfrei beurteilen.

4.16.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Im Hügelland besiedelt der wärmeliebende Springfrosch eine breite Spanne lichter und stillgewässerreicher Laubmischwälder und ist eine ausgesprochen silvicole Art. Offene waldnahe

Grünlandhabitate werden als Landlebensräume ebenfalls genutzt. Kleine bis mittelgroße (>10 bis < 5000 m²) eutrophe Waldtümpel, Weiher und Teiche mit gut entwickelter Röhricht- und Schwimmpflanzenvegetation werden als Laichgewässer bevorzugt. Besonnte pflanzenreiche Wiesengraben und mehrere Hektar große pflanzenreiche Fischteiche werden nicht gemieden.

Frühjahrsaktivität

Für die niedersächsischen Bestände ist der Laichbeginn der drei Braunfrosch-Arten ungefähr zeitgleich (Podloucky 1997). In anderen Gebieten wird der Springfrosch jedoch regelmäßig vor Gras- und Moorfrosch aktiv (Blab 1982, Günther & Podloucky 1996). Das Hauptlaichgeschehen des Springfrosches (Ende März bis Ende April) ist kürzer und liegt zeitlich deutlich vor Gras- und Moorfrosch (J. Podloucky 1997). Blab (1978) beschreibt den Springfrosch als „Spontanlaicher“; danach neigt diese Art dazu, im Gegensatz zu Gras- und Moorfrosch, direkt nach dem Eintreffen am Gewässer abzulaichen. Die beiden anderen Braunfrosch-Arten bilden dagegen zunächst einmal Laichgesellschaften und sind erst einige Tage nach dem Eintreffen am Gewässer laichbereit (siehe Gras- und Moorfrosch).

Paarung und Laichabgabe

Nach Blab (1982) treffen die Männchen 3-10 Tage vor den Weibchen am Laichgewässer ein. Bei Wassertemperaturen zwischen 5-15°C, kommt es

wie oben beschrieben, zumeist schon in der Einwanderungsnacht zur Paarung. Die meisten Weibchen verlassen das Gewässer gleich nach der Laichabgabe, in der Laichnacht oder am nächsten Tag. Die Laichballen werden meist einzeln und ufernah, 5-30 cm unterhalb der Wasseroberfläche gefunden. Häufig sind sie an Wasserpflanzen oder anderen Strukturen angeheftet.

Balzrufe

Viele Männchen verbleiben, im Gegensatz zu den Weibchen, einige Tage bis zu einigen Wochen am bzw. im Laichgewässer. Die Paarungsrufe werden von den Männchen unter Wasser produziert und sind zumeist nur nachts zu hören. Blab (1982) und Podloucky (1996) berichten allerdings auch von Männchengruppen, die auch am Nachmittag zu hören waren. Da diese Art darüber hinaus nur inselartig verbreitet ist, gehört der leise und schnell abgegebene Paarungsruf – ein „wog-wog-wog“ - zu den eher selten wahrgenommenen Naturphänomenen.

Larvenentwicklung

Weitere Unterschiede zur Grasfrosch-Biologie finden sich in der Entwicklung des Springfrosches. Die Eier sind mit einem Durchmesser von 1,5-2,6 mm verhältnismäßig groß. Dies gilt auch für die Larven, die mit 7-10 mm bis zu ein Drittel größer sind als bei den anderen Braunfrosch-Larven, und in einem späteren Entwicklungsstadium schlüpfen (Günther, Podloucky & Podloucky 1996). Unter gleichen Bedingungen entwickeln sich Springfrosch-Larven erheblich langsamer als z.B. Grasfrosch-Larven. Offensichtlich handelt es bei den bisher geschilderten Verhaltens- und Entwicklungsunterschieden um eine Strategie zur Konkurrenzvermeidung zwischen den drei Braunfrosch-Arten. Weiter unten wird auf diesen Aspekt nochmals eingegangen.

Abhängig von den jeweiligen Lebensbedingungen metamorphosieren die Larven nach 2-4 Monaten, gewöhnlich zwischen Juni und September. Die Überlebensrate während der Ei- und Larvenentwicklung wird mit 1,8 bis 6,7 % als niedrig eingeschätzt (Günther, Podloucky & Podloucky 1996).

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Die Abwanderung der Jungtiere in die Sommerlebensräume steht mit dem großen Wandervermögen dieser Art im Zusammenhang. Schon die frisch metamorphosierten Jungfrösche besitzen kräftige Extremitäten und sind in der Lage, sich mehrere hundert Meter von ihrem ehemaligen aquatischen Lebensraum zu entfernen. Damit weicht der wärmeliebende Springfrosch den anderen beiden Braunfröschen am Laichgewässer aus und besitzt den potentiellen Vorteil, neue Nahrungshabitate zu besetzen (Fog 1997). Adulte

Tiere können über 1,5 km vom Laichgewässer entfernt angetroffen werden (Blab 1978). Sie kolonisieren neue Gewässer effektiver als Gras- und Moorfrosch (Fog 1997, Rohrbach & Kuhn 1997).

Winterquartiere

Zwischen September und Oktober wandern die meisten Springfrösche von ihren Sommerlebensräumen zurück an die Laichgewässer, in deren Nähe sie Überwinterungsverstecke aufsuchen. Ein geringer Teil der Population scheint auch im Gewässer selbst zu überwintern (Günther, Podloucky & Podloucky 1996).

4.16.6 Vergesellschaftungen

Im Laichgewässer treten Springfrösche häufig mit Kamm- und Teichmolchen sowie mit der Erdkröte und dem Grasfrosch auf. Da die südlich vom Hamburg gelegenen Populationen häufig Viehtränken in Weideland als Laichgewässer nutzen, ist dort der Springfrosch vermehrt mit dem Laubfrosch und der Knoblauchkröte vergesellschaftet. Über syntope Vorkommen mit dem Moorfrosch wird selten berichtet, da dieser eher anmoorige Gewässer mit niedrigem pH-Wert besiedelt (Günther, Podloucky & Podloucky 1996). Eine Abweichung von dieser Konstellation findet sich nach Berger & Mehnert (1997) in Sachsen. Dort bestehen syntope Vorkommen mit nahezu allen einheimischen Amphibienarten, besonders häufig jedoch mit den beiden anderen Braunfrosch-Arten.

4.16.7 Populationsbiologie

Aufgrund ihrer versteckten Lebensweise, mangelnder Kenntnisse bezüglich ihrer Reproduktionsbiologie und Bestimmungsproblemen liegen wenig genaue Langzeituntersuchungen zur Populationsgröße von Springfröschen vor. Kleine bis mittelgroße Laichpopulationen (< 10 bis 100 Tiere) scheinen zu dominieren, und nur wenige Populationen weisen Bestandszahlen von mehreren hundert Tieren auf (Günther, Podloucky & Podloucky 1996, Briggs 1997, Rohrbach & Kuhn 1997, Seidel 1997).

Über Struktur und Altersaufbau von Springfrosch-Population stehen keine ausreichenden Informationen zur Verfügung. Wie bereits berichtet, wird die Überlebensrate während der Ei- und Larvenentwicklung niedrig eingeschätzt. In Abhängigkeit von den trophischen Bedingungen erreichen die meisten Tiere im 2. oder 3. Lebensjahr die Geschlechtsreife. Über das maximale Alter von Springfröschen ist wenig bekannt. Wahrscheinlich werden sie selten über 10 Jahre alt (Günther, Podloucky & Podloucky 1996).

4.16.8 Gefährdungssituation

Hamann hat 1981 die Art für Hamburg nicht aufgeführt. Bei der Einstufung ist zu berücksichti-

gen, dass Fundmeldungen bei dieser bestimmungskritischen Art immer mit Unsicherheiten behaftet sind und Hamburg am Nordrand des (niedersächsischen) Verbreitungsgebietes liegt. Zudem bietet das Hamburger Stadtgebiet dem Springfrosch potentiell nur wenige optimale Lebensräume. Aufgrund des **ungenügenden Kenntnisstandes** und einer anzunehmenden Gefährdung erhält der Springfrosch die Kategorie **G**.

4.16.9 Schutzmaßnahmen

Die Zerstörung und Beeinträchtigung seiner aquatischen Lebensräume stellt für den Springfrosch eine wesentliche Gefährdung dar. Verfüllen und Trockenlegen von Laichgewässern, Gewässerverschmutzung und -belastungen durch Düngereintrag und Biozide sowie hoher Fischbesatz führten zu einem erheblichen Rückgang der Populationen.

Um für den Springfrosch spezifisch ausgerichtete Schutzmaßnahmen einzuleiten, bedarf es v.a. im Bereich des südlichen Stadtgebietes dringend einer aktualisierten Bestandserfassung (s. Kap. 7). Nur so lassen sich geeignete Vorschläge für sinnvolle Schutzmaßnahmen formulieren, wie z.B. das Offenhalten und die Neuanlage von Laichgewässern,.

4.17 Grasfrosch - *Rana temporaria*

4.17.1 Name

Rana temporaria leitet sich von *Rana* (lat.: Frosch) und *temporaria* (lat.: die Schläfen betreffend) ab. Letzteres bezieht sich auf den charakteristischen dunklen Schläfenfleck dieser Art. Der deutsche Trivialname nimmt dagegen Bezug auf die bevorzugten Grünland-Lebensräume.



Abb. 16: Grasfrösche im Laichgewässer

4.17.2 Systematik

Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen der in Deutschland lebenden drei Braunfroscharten, *R. arvalis*, *R. dalmatina* und *R. temporaria*, siehe Springfrosch (5.13.2) und Moorfrosch (5.15.2).

4.17.3 Äußere Merkmale

Wie bereits beim Springfrosch (5.13.3) erläutert, werden die drei einheimischen Braunfroscharten häufiger miteinander verwechselt, insbesondere Moor- und Grasfrosch. Eine Kombination typischer Grasfrosch-Merkmale kann aber zur Differenzierung herangezogen werden:

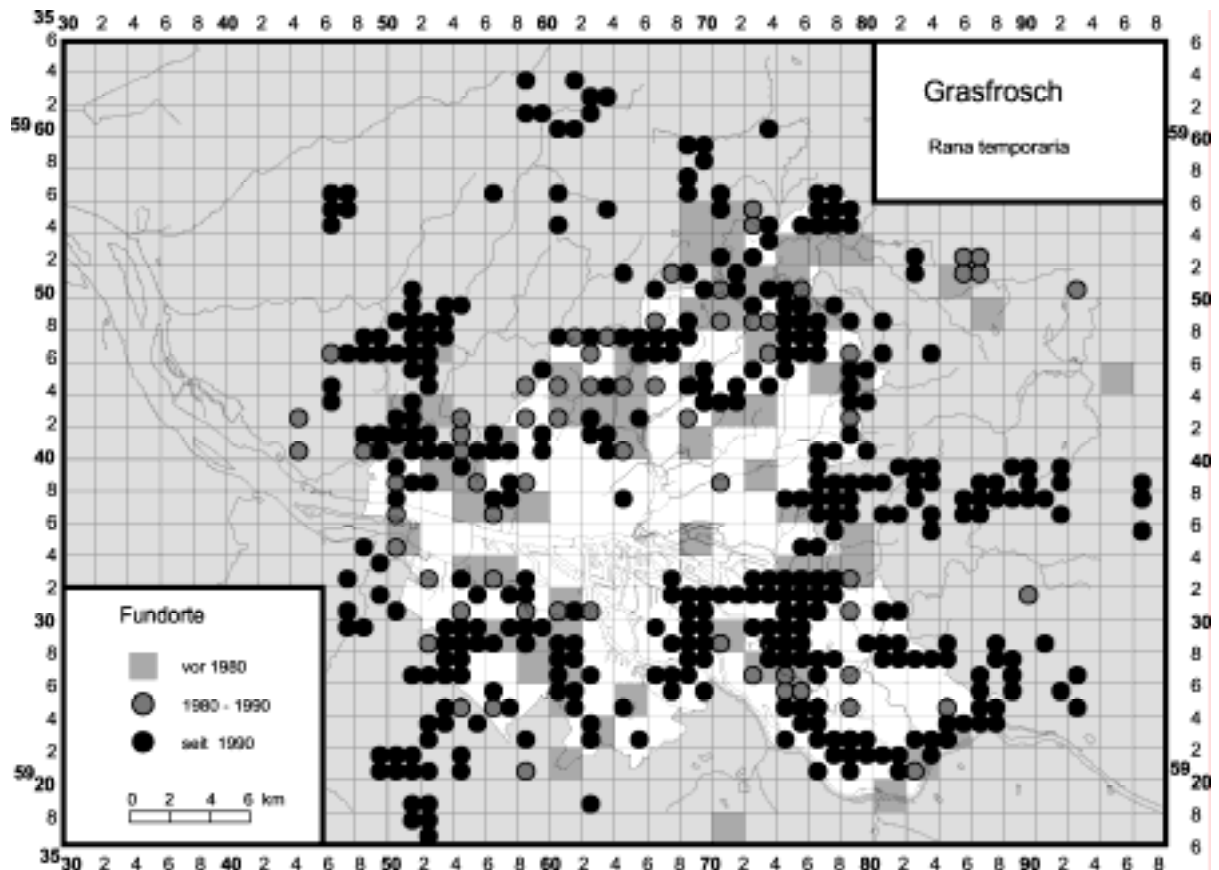
Gegenüber den beiden anderen Braunfröschen besitzt der Grasfrosch im Profil eine auffallend stumpfe bzw. hochaufgewölbte Schnauze. Der innere Fersenhöcker (Metatarsaltuberkel) ist deutlich kleiner, weicher und flacher als beim Moorfrosch. Das Trommelfell ist kleiner als das Auge und mehr als 2 mm davon entfernt. Im Profil ist die Schnauzenform spitzer als beim Grasfrosch und stumpfer als beim Moorfrosch. Im Unterschied zum Springfrosch, reicht das nach vorne gehaltene Fersengelenk nur sehr selten einige Millimeter über die Schnauzenspitze hinaus.

Grasfrösche sind deutlich größer (Männchen im Durchschnitt knapp 70 mm, Länge der Weibchen im Durchschnitt um 77 mm) und schwerer als Moorfrosche (durchschnittliches Gewicht der Weibchen vor dem Laichen um 60 g und danach knapp 40 g). Die Grundfarbe der Oberseite reicht von lehmgelb über hell- bis dunkelbraun zu Grautönen. Das Zeichnungsmuster ist ebenfalls sehr variabel. Dunkle Flecken sind auf der gesamten Oberseite zu finden. Charakteristisch sind bei vielen Tieren die dunklen Querbinden auf den Vorder- und Hinterextremitäten. Die Unterseite ist zumeist weiß, gelblich oder rötlich getönt und im Bereich der Kehle und der Brust häufig dunkel gefleckt (Schlupmann & Günther 1996).

4.17.4 Verbreitung

Der Grasfrosch hat in Mitteleuropa seinen Verbreitungsschwerpunkt, ist aber auch im nördlichen und östlichen Europa weit verbreitet. Er besiedelt ganz Skandinavien bis an das Nordkap. Im Osten reicht sein Areal bis an die Barentsee bzw. weit über die westsibirischen Ebenen hinaus. Im Süden erreicht er das Kantabrische Gebirge, die Pyrenäen, die Apenninen und Nordgriechenland (Schlupmann & Günther 1996).

In Deutschland besitzt der Grasfrosch ein geschlossenes Verbreitungsgebiet. Dennoch zeigen sich deutlich regionale Unterschiede. Insbesondere in den intensiv genutzten und ausgeräumten Agrarsteppen zeigt der Grasfrosch nur sehr geringe Siedlungsdichten (AK-Herpetofauna 2001). Solche lokalen Verbreitungslücken finden



sich häufig in städtischen Ballungsgebieten wie z.B. im Ruhrgebiet (Kordges 1987). Dennoch kann der Grasfrosch, ähnlich wie die Erdkröte, in größeren, wenn auch isolierten Beständen in Großstädten, wie z.B. Hamburg oder Berlin, auftreten (Günther 1996, Brandt & Jaschke 2000). Im Hamburger Raum hat der Grasfrosch insbesondere im Bereich der Elbmarschen und am Stadtrand sein Hauptverbreitungsgebiet.

4.17.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Ein weites Spektrum aus Grünland, Hecken, Wäldern, Gärten und Ruderalflächen wird als Landlebensraum besiedelt. Eine deckungsreiche, krautig-grasige Vegetation mit ausreichender Bodenfeuchte stellt einen entscheidenden Lebensraumfaktor dar. Präferenzhabitate sind daher feuchte, extensiv bewirtschaftete Wiesen und Weiden.

Gräben, Niederungsbäche, Stau- und Quellgewässer sowie permanente, aber auch periodische stehende Kleingewässer werden als Laichgewässer bevorzugt. Der überwiegende Teil der aquatischen Lebensräume besitzt sekundären Charakter. Dies wird wahrscheinlich durch die Fähigkeit ermöglicht, die relevanten hydrochemischen Parameter in weiten Grenzen zu tolerieren. Für das Laichgeschehen besteht eine Vorliebe für besonnte pflanzenreiche Gewässerzonen.

Frühjahrsaktivität

Bei allen drei Braunfrosch-Arten liegt der Laichbeginn im zeitigen Frühjahr, temperaturabhängig etwa Ende März bis Ende April. Im Gegensatz

zum Springfrosch bildet der Grasfrosch, ähnlich wie der Moorfrosch, zunächst einmal Laichgesellschaften und ist erst einige Tage nach dem Eintreffen am Gewässer laichbereit.

Paarung, Balzrufe und Laichabgabe

Die Männchen treffen vor den Weibchen am Laichgewässer ein und bilden an günstigen Laichplatzonen (vegetationsreich, leichte Strömung) Rufgemeinschaften. Bei Wassertemperaturen zwischen 5-15°C, treten dann die ersten Weibchen am Gewässer auf und es kommt, meist schon in der Einwanderungsnacht, zur Paarung. In der Hauptpaarungsperiode sind die Knurrlaute der Männchen, ein „urr, urr, urr“, aus geringer Entfernung Tag und Nacht zu hören. Die Männchen sind während der Balzzeit sexuell sehr erregt und klammern nicht nur art eigene Weibchen, sondern auch andere Froschlurche, oder sogar Fischleichen. Sie verlassen die Gewässer erst gegen Ende der Laichperiode, Weibchen dagegen meist gleich nach der Laichabgabe. Die einzeln abgegebenen Laichballen sinken häufig ab. Der Laich quillt auf, andere Weibchen geben ihre Eiballen ebenfalls ab, so dass sie nach einigen Tagen oftmals in großen Mengen übereinander liegen.

Larvenentwicklung

Im Inneren der Laichmasse ist die Temperatur um einige Grad höher als im umgebenden Wasser. Darüber hinaus entwickeln sich die Eier innerhalb der großen Eimasse unterschiedlich schnell, da die zentralen Eier gegenüber den äußeren physiologisch benachteiligt sind (Sauerstoffman-



Abb. 17: Grasfroschmännchen bei der Balz und Laichballen

gel, Temperaturunterschiede). Die Entwicklung des Grasfrosches unterscheidet sich von den beiden anderen Braunfrosch-Arten. Die Grasfrosch-Larven schlüpfen nach 5-30 Tagen aus den Eiern und benötigen dann noch einmal zwischen 5-12 Wochen bis sie die Gewässer als Jungfrösche verlassen. Die Überlebensrate während der Ei- und Larvenentwicklung liegt zwischen 3 und 20 %. Nach der Schwanzresorption haben die Jungfrösche ein Gewicht von 200-600 mg und eine Größe von 12-18 mm (Schlöpmann & Günther 1996).

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Ähnlich wie beim Springfrosch besitzen bereits Jungtiere ein großes Wandervermögen. Bereits in ihrem ersten Sommer sind sie in der Lage, sich mehrere hundert Meter von ihrem ehemaligen aquatischen Lebensraum zu entfernen. In Einzelfällen entfernen sich Jungfrösche sogar bis zu 2 km vom Laichgewässer. Das Ausbreitungspotenzial einer Population wird danach insbesondere durch geschlechtsreife Jungfrösche realisiert, die ihre Wanderleistung in ihrem zweiten Sommer bis zu 100 % steigern können und neue Gewässer bevölkern. Adulte Tiere tragen dagegen nur bedingt zum Populationsaustausch bzw. zur Ausbreitung bei (Blab 1978, Blab, Sauer & Brüggemann 1991, Schäfer & Kneitz 1993).

Winteraktivität und -quartiere

Wie oben erwähnt, besitzt der Grasfrosch bezüglich seiner Laichgewässer keine strikte Ortstreue. Die Rückkehrbereitschaft ist dennoch groß, und so wandert spät im Herbst ein Großteil der Tiere von ihren Sommerlebensräumen zurück an die Laichgewässer. Der überwiegende Teil der

Abb. 17: Grasfroschmännchen bei der Balz und Laichballen

Population scheint am Gewässergrund zu überwintern, andere, v.a. Jungtiere, suchen in Gewässernähe feuchte, aber frostfreie Überwinterungsverstecke. Der mehrmonatige Aufenthalt unter Wasser wird durch eine hormonell gesteuerte Umstellung des Stoffwechsels ermöglicht. Der reduzierte Sauerstoffbedarf wird während dieser Phase allein durch Hautatmung gewährleistet.

Ähnlich wie Erdkröten oder Seefrösche verharren Grasfrösche nicht in durchgängiger Winterruhe, sondern sind in der Lage, temperaturabhängige Ortswechsel durchzuführen. Bei milden winterlichen Temperaturen treten Grasfrösche an Land auf. Auf der Suche nach einem neuen Quartier können Tiere sogar unter einer Eisschicht schwimmend am Gewässergrund beobachtet werden (Schlöpmann & Günther 1996).

4.17.6 Vergesellschaftungen

Aufgrund seiner hohen ökologischen Valenz kann der Grasfrosch mit allen anderen Amphibien am

gleichen Gewässer auftreten. Am häufigsten ist er mit der Erdkröte, dem Teichmolch und den Grünfrosch-Arten vergesellschaftet. Syntope Vorkommen mit dem Moorfrosch sind im Hamburger Raum v.a. aus der Marsch bekannt. In dem Spaltungsgebiet der Elbe, z.B. in den Grabensystemen des Wihelmsburger Ostens und in Moorburg, sind auch Laichplatzgemeinschaften nicht selten. Solche sind auch aus dem Duvenstedter Brook und Wohldorfer Wald (Röbbelen mdl.) sowie aus anderen Regionen bekannt (Scheske 1986, Geissner 1992). Dennoch besteht zumindest tendenziell eine vikariierende Konstellation zwischen dem Auftreten beider Arten (Schröder 1973, Gillandt & Martens 1983). Syntopes Vorkommen mit den gleichfalls früh am Gewässer erscheinenden Molchen führt häufig zur Dezimierung des Grasfroschlaiches bzw. seiner Kaulquappen. Ein Prädationseffekt, der regional eine gewisse Rolle spielen kann.

4.17.7 Populationsbiologie

Die Populationsdichte von Grasfröschen kann regional, erheblich variieren. Während in intensiv genutzten Agrarlandschaften und Ballungsräumen sehr geringe Dichten auftreten (Kordges 1987, AK-Herpetofauna 2001), können in geeigneten Lebensräumen, wie z.B. in der Marsch und den Moorniederungen, sehr hohen Dichten auftreten (Rahmel & Eikhorst 1988, Reh 1991). Dabei zeigt die Häufigkeitsverteilung der Populationsgrößen ein sehr charakteristisches Bild. Die Mehrzahl der Bestände sind, ähnlich wie beim Springfrosch, kleine (1-10 Laichballen, 40 %) bis mittelgroße Laichpopulationen (>10 bis 150 Laichballen, 50 %). Nur 10 % der Populationen weisen Bestände von mehreren hundert Laichballen auf (Schlüpman & Günther 1996).

Über die Struktur und den Altersaufbau von Grasfrosch-Population stehen wenig Informationen zur Verfügung. Wie bereits erwähnt, ist die Überlebensrate während der Ei- und Larvenentwicklung sehr niedrig. Aufgrund zahlreicher Fressfeinde (Molche, Larven und adulte Wasserinsekten, Egel, Raub- und Friedfische, Grünfrösche, Ringelnatter, diverse Vogelarten sowie einige Säugetiere) besitzen Gasfrösche eine relativ geringe Überlebensrate, so dass vermutlich nur wenige Tiere im Freiland 10 Jahre alt werden.

4.17.8 Gefährdungssituation

Hamann hat 1981 den Grasfrosch für den Hamburger Raum nicht als gefährdete Art aufgeführt, trotz seiner relativ weiten Verbreitung, v.a. in der Elbmarsch und den Stadtrandbereichen, kann diese Einordnung aufgrund größerer Bestandseinbußen im Hamburger Gebiet nicht beibehalten werden. Insbesondere sind in den letzten zwanzig Jahren in der Marsch deutliche Bestandsrückgänge zu verzeichnen. Diese Rückgänge sind v.a. auf suboptimale Wasserstände in den Grabensystemen zurückzuführen.

Die jeweiligen Aufsichtsbehörden entsprechen in immer stärkerem Maße den Forderungen des Gemüse- und Obstanbaus nach geringen Wasserständen. Dies hat Verlandungsprozesse zur Folge, mit denen der Grasfrosch und andere Marschbesiedler ihre aquatischen Lebensräume verlieren. In einem besonderen Maß werden Grasfroschpopulationen von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen, wie Grabenräumung im Winter mit schwerem Gerät, bedroht. Solche Maßnahmen reduzieren die in den Gewässern überwinternden Tiere ganz erheblich. Zusätzlich sind viele der innerstädtischen Populationen erloschen. Dabei muss neben Gewässerrückgang, Lückenbebauung und Zerschneidung durch Straßen die zunehmende fischereiliche Nutzung der innerstädtischen Gewässer als Gefährdungsursache gewertet werden. Wir müssen den Grasfrosch daher auf die **Vorwarnliste (V)** setzen.

4.17.9 Schutzmaßnahmen

Haupt-Fördermaßnahmen für den Grasfrosch sollten die Populationen der Elbmarschen betreffen. Bei geeigneten Wasserständen in den Gräben, die bereits im zeitigen Frühjahr (März) gefahren werden müssen, könnten sich die Populationen in diesen Bereichen stabilisieren. Die Unterhaltungsmaßnahmen sollten räumlich verteilt und nicht vollständig von Anfang August bis Ende September stattfinden. Nur so können die Populationen die Marschgräben in ausreichender Individuenzahl zügig wiederbesiedeln.

In günstigen Gebieten lässt sich das Pionierpotential des Grasfrosches auch mit der Neuschaffung von Kleingewässern fördern, wie es z. B. Glitz (1995a, 1995b, 1996, 1998) sowie Hammer & Röbbelen (1994, 1996, 1997, 1998) am Beispiel des Duvenstedter Brooks zeigen.

4.18 Moorfrosch - *Rana arvalis*

4.18.1 Name

Rana leitet sich von lat.: Frosch und *arvalis* lat.: auf dem Felde/Acker lebend ab. Der deutsche Trivialname bezieht sich auf eine Habitatpräferenz der Art.

4.18.2 Systematik

Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den in Deutschland lebenden drei Braunfrosch-Arten, *R. arvalis*, *R. dalmatina* und *R. temporaria* nimmt der Moorfrosch (*R. arvalis*) eine Sonderstellung ein. Er kann zytologisch problemlos von den beiden anderen Arten unterschieden werden, da er im Gegensatz zu *R. dalmatina* und *R. temporaria* nur 24 Chromosomen aufweist. Es werden bis zu drei Unterarten beschrieben, von denen nur die südost-europäische *R. a. wolterstorfi* allgemein anerkannt wird (Günther 1996).

In Deutschland tritt nur die Nominatform (*R. a. arvalis*) auf.



Abbildung 18: Moorfrosche im Laichgewässer

4.18.3 Äußere Merkmale

Moorfrosche sind in der Regel etwas kleiner als Grasfrosche (Länge 45-60 mm, Gewicht 15-30 g) (Günther & Nabrowsky 1996). Die Färbung der Oberseite ist variabel: einheitlich gelb-grau, rötlich, bräunlich oder schwarz gefleckt. Viele Tiere besitzen einen hellen breiten Rückenstrich. Parallel dazu finden sich häufig beidseitig dunkle Längsstreifen auf dem Rücken. Die Bauchunterseite ist zumeist hell und ungefleckt.

Verwechslungen zwischen Gras- und Moorfrosch sind nicht selten. Eine Kombination typischer Moorfrosch-Merkmale kann jedoch zur Differenzierung herangezogen werden: Im Profil ist die Schnauzenform spitzer als beim Grasfrosch. Der

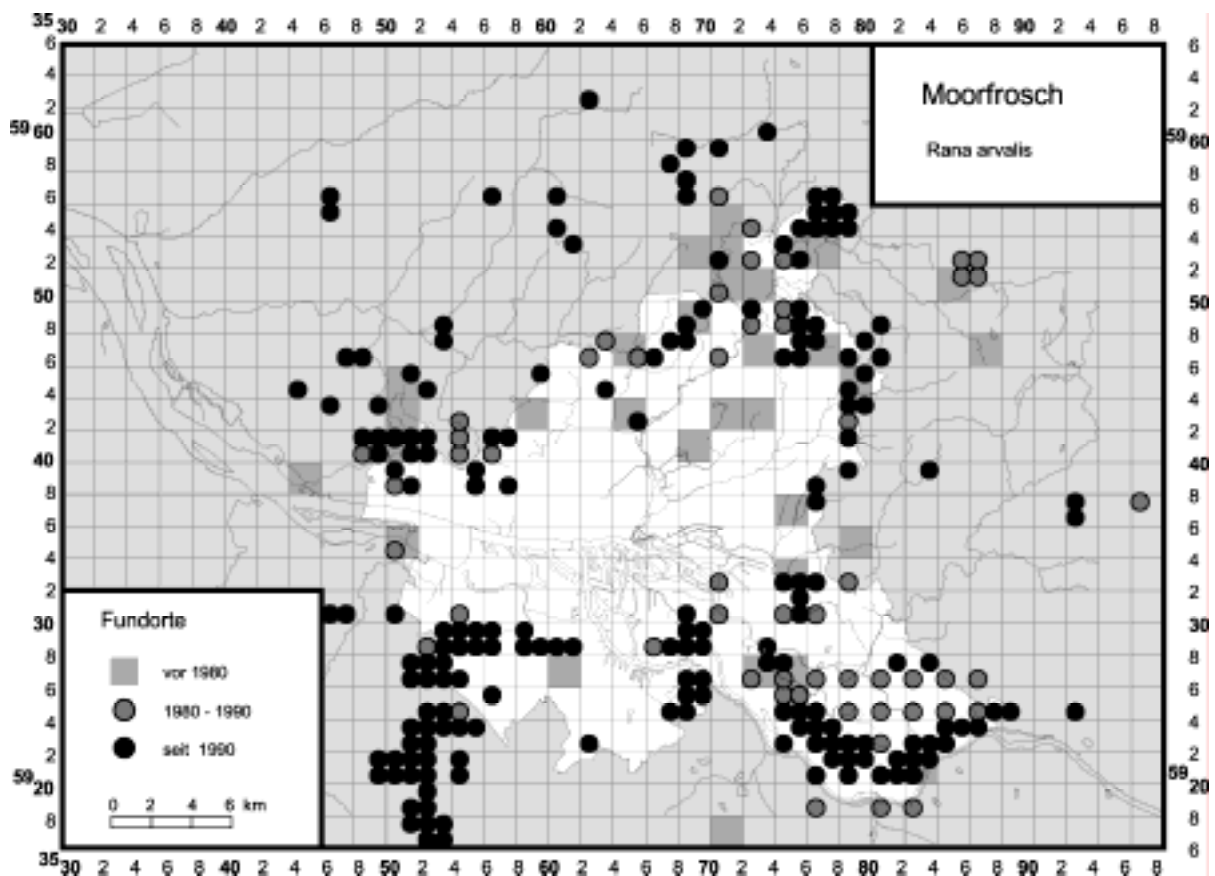
Fersenhöcker ist groß und relativ hart. Weitere Unterschiede sind geschlechtsspezifisch und saisonabhängig (siehe Paarung).

4.18.4 Verbreitung

Das Gesamtareal des Moorfrosches ist insbesondere in Ost-West-Richtung ausgedehnt. Im Westen reicht das Areal bis an die östlichen Niederlande und Ost-Frankreich, im Osten bis zum Baikalsee. Die nördliche Verbreitungsgrenze verläuft in Nordskandinavien und Murmansk, und die südliche bis an die Auenwälder der Save (Nord-Serbien) (Glandt 1987, Günther & Nabrowsky 1996).

In Nord- und Ostdeutschland besitzt der Moorfrosch ein weitgehend geschlossenes Verbreitungsgebiet, im Westen und im Süden gibt es disjunkte Vorkommen. In Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind große Vorkommen mit mehreren tausend Individuen bekannt (Günther & Nabrowsky 1996). Im nördlichen Niedersachsen ist die Art weit verbreitet (v.a. Stader Geest, Lüneburger Heide und in der Elbniederung). Über 99% aller erfassten Laichgewässer liegen im Tiefland (Podloucky 1987).

Weitere individuenreiche und flächenmäßig große Vorkommen befinden sich in Schleswig-Holstein im Grünland der Marschen und in den großen Moorniederungen der Geest. Im Hügelland ist die Art im Bereich der großen Seen und Endmoränengebiete ebenfalls häufig. In den restlichen Landesteilen gibt es überwiegend kleine Vorkommen (Dierking-Westphal 1987, Klinge & Winkler 2002). In Hamburg finden sich größere



zusammenhängende Moorfrosch-Vorkommen vor allen in den Marschen der Elbniederung (Kirchwerder und Altengamme). Weitere größere Populationen siedeln im Bereich des Stromspaltungsgebietes (Wilhelmsburger Osten, Moorwerder, Neuland) und im Bereich des NSG Schnaakenmoor. Mit Ausnahme des Duvenstedter Brooks (Röbbelen mdl.) treten im nördlichen Stadtgebiet zumeist entlang der Nebenflüsse eher kleinere Populationen auf. In Siedlungsgebieten weist die Art deutlich geringere Populationsdichten auf als die Vorkommen in den Elbmarschen.

4.18.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Im Norddeutschen Tiefland ist die Art euryök. Der Moorfrosch besiedelt eine Vielzahl von Habitaten in Gebieten mit hohen Grundwasserständen und staunassen Böden, wie sie im Feuchtgrünland, in den verschiedenen Moortypen und in Erlen-Bruchwäldern (*Alnion glutinosae*) vorherrschen. Die Größe der Laichgewässer schwankt erheblich (zwischen wenigen Quadratmetern und einigen Hektar). Meist sind sie meso- bis dystroph und haben einen pH-Wert um 5 (Günther & Nabrowsky 1996).

Frühjahrsaktivität

Die früheste bekannte Beobachtung stammt von Henle (1999), der bei Lufttemperaturen von 9-12°C einige Moorfrosche am 5. Januar 1999 am Ostufer der Müritz beobachtete. Hinsichtlich ihrer Frühjahrsaktivität und dem Laichgeschehen können einige Gemeinsamkeiten zwischen den drei Braunfroschen ausgemacht werden (vergl. Gras- und Springfrosch). Alle drei Arten gehören zu den sehr frühzeitig im Jahr laichenden Amphibien und zu den so genannten „Explosivlaichern“ mit einer relativ kurzen Paarungs- und Ablaiaphase. Ähnlich wie Grasfrosche, bilden die Moorfrosche nach dem Anwandern zunächst einmal Laichgesellschaften und sind erst einige Tage nach dem Eintreffen am Gewässer laichbereit. Welche Faktoren dieses Verhalten steuern ist nicht bekannt. Das Hauptlaichgeschehen des Moorfrosches beginnt Anfang April. Ende April sind die Fortpflanzungsaktivitäten in der Regel beendet.

Paarung und Laichabgabe

Die Männchen treffen einige Tage vor den Weibchen am Laichgewässer ein. Häufig sind Individuen mit einer hell- bis leuchtendblauen Balztracht. In Abhängigkeit von ihrer Dichte bilden sie Rufgemeinschaften in geeigneten Habitaten, die später auch als Laichplätze dienen. Bei den Lautäußerungen, die in Form von Einzelrufen und Serien abgegeben werden, handelt es sich um ein Glucksen, das wie eine leere Flasche klingt, aus der unter Wasser Luft entweicht (Berninghausen 1994).

Laichbereite Weibchen suchen die Gewässer der rufenden Männchen auf und werden dort im Amplexus geklammert. Laichaustritt und Besamung erfolgen unter der Wasseroberfläche. Nach Abgabe des gesamten Laiches löst sich das Männchen vom Weibchen und hält sich rufend noch einige Zeit in der Nähe des Laichballens auf. Es wird pro Weibchen nur ein Laichballen abgegeben. Die Zahl der Eier schwankt zwischen 500 und 3000.

Da Moor- und Grasfrosche sich oftmals im gleichen Habitat und zeitgleich paaren und die Männchen beider Arten recht wahllos versuchen alle möglichen Objekte zu klammern, kann es zu Fehlpaarungen kommen. Wahrscheinlich verhindern jedoch verschiedene Verhaltenskomponenten in Zusammenhang mit biochemischen Faktoren die meisten Mischpaarungen. Wohl aufgrund der unterschiedlichen Chromosomenzahl sterben die meisten dieser Keimlinge während der Embryogenese ab (Günther & Nabrowsky 1996).

Larvenentwicklung

Die Eier haben einen Durchmesser von 1,5-2,0 mm. Die Larven schlüpfen nach einer bis drei Wochen, und metamorphosieren, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur und den Nahrungsbedingungen, innerhalb von 6 bis 16 Wochen zum Jungfrosch (Günther & Nabrowsky 1996).

Sommerlebensräume und Aktionsradius

Viele Jungtiere, vor allem aber Adulte, halten sich während der Sommermonate in unmittelbarer Nähe der Laichgewässer auf. Abwanderungen in neue Nahrungshabitate kommen vor. Gelder und Bugter (1987) stellten fest, dass die Jungtiere größere Entfernungen (bis zu 1 km) zurücklegen als adulte Tiere (0,5 km).

Winterquartiere

Im Herbst wandert ein Teil der Population von ihren Sommerlebensräumen zurück an die Laichgewässer, in deren Nähe sie überwintern. Ähnlich den beiden anderen Braunfrosch-Arten überwintert ein geringer Teil der Population auch in den aquatischen Lebensräumen (Günther & Nabrowsky 1996).

4.18.6 Vergesellschaftungen

In Niedersachsen (Podlucky 1987) teilt der Moorfrosch sein Laichgewässer häufig mit dem Grasfrosch (zu 59 %), der Erdkröte (zu 51 %) und dem Teichmolch (25 %). Weitere syntope Arten sind Knoblauchkröte, Kammmolch, Laubfrosch, Kreuzkröte und Bergmolch. Im nordöstlichen Deutschland ist der Moorfrosch vermehrt mit der Rotbauchunke vergesellschaftet (Günther & Nabrowsky 1996).

4.18.7 Populationsbiologie

Bestandsgrößen von mehreren 100 bis zu 1000 Individuen sind keine Seltenheit. Über Struktur und Altersaufbau von Moorfrosch-Population ist wenig bekannt. Vermutlich erreichen die Tiere im zweiten oder dritten Lebensjahr die Geschlechtsreife. Shaldybin (1976) gibt das maximale Alter von Moorfroschen mit 12 Jahr an.



Abb. 19: Überschwemmungswiesen können wertvolle Lebensräume für den Moorfrosch darstellen

4.18.8 Gefährdungssituation

Hamann (1981) hat diese Art für den Hamburger Raum als „gefährdet“ eingestuft. In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird der Moorfrosch in der Kategorie 2 „stark gefährdet“ geführt. In den letzten Jahrzehnten wurden die Laichgewässer des Moorfrosches im Hamburger Raum durch Entwässerung (in der Süderelbmarsch auch durch Trinkwasserförderung), Trockenlegung, sowie Gewässerverschmutzung und -belastungen weiter stark beeinträchtigt oder zerstört. In den anmoorigen bis moorigen Gebieten der Elbniederung hat die aktuelle Bewirtschaftung des Grabensystems mit starken Wasserstandsschwankungen, allgemeinen Wasserstandsabsenkungen und starken Verlandungstendenzen erheblich negative Auswirkungen. Aufgrund dieser Eingriffe in den Moorfrosch-Lebensräumen und den damit einhergehenden Bestandsrückgängen ordnen wir dieser Art die Kategorie **2 „stark gefährdet“** zu.

4.18.9 Schutzmaßnahmen

Wegen der relativ großflächigen Vorkommen von Niedermoorstandorten in der Hamburger Elbmarsch und der hohen Anteile ursprünglich geeigneter Moorfroschlebensräume kommt Hamburg eine besondere Verantwortung für Erhalt und Entwicklung der Bestände zu.

Schutzmaßnahmen müssen sich v. a. am Erhalt und der Schaffung ausreichend hoher Wasserstände, eines Grabensystems mit genügend offenen Wasserflächen orientieren. Schwerpunkte für Maßnahmen sollten in den vermoorten

Bereichen der Elbmarschen, Kirchwerder Wiesen, Altengamme, Boberg, Neuland, Gutmoor und dem Moorgürtel der Süderelbmarsch liegen.

4.19 Europäische Sumpfschildkröte - *Emys orbicularis*

4.19.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Emys orbicularis* leitet sich von *Emys*, gr.: Schildkröte und *orbicularis*, lat.: kreis- bzw. scheibenähnlich ab. Der deutsche Trivialname bezieht sich auf den bevorzugten Lebensraum (Fritz & Günther 1996).

4.19.2 Systematik

Aufgrund des charakteristischen Knochenpanzers (geformt aus Hautknochen und umgebildeten Skelettelementen), dem Schädeltypus mit unbezahnnten Kiefern und weiteren spezifischen Merkmalen können Schildkröten aufgrund ihrer stammesgeschichtlichen Beziehungen den anderen „Reptilien“ (Schuppenkriechtieren, Krokodilen und Brückenechsen) gegenübergestellt werden. Ob eine eigene „Ordnung“ für ihre systematische Klassifizierung angemessen ist, ist fachwissenschaftlich nicht entschieden.

Die einzige in Europa vorkommende Art wird in die Familie der Sumpfschildkröten (Emydidae), Gattung *Emys* gestellt. Von *Emys orbicularis* ist die pontische Nominatform (*E. o. orbicularis*), zu der die autochthonen deutschen Vorkommen zählen, sowie die ostmediterrane Unterart *E. o. hellenica* anerkannt. Aus dem süd- und südosteuropäischen Raum sind weitere Formen (z.B. *E. o. galloitalia*) bekannt, deren Status noch strittig ist (Fritz & Günther 1996).

4.19.3 Äußere Merkmale

Sexualdimorphismus

Männchen besitzen einen flacheren Rückenpanzer (Carapax) als Weibchen und einen deutlich nach innen gewölbten (konkaven) Bauchpanzer (Plastron). Die Kloakenöffnung der Männchen liegt deutlich hinter dem äußeren Carapaxrand, die der Weibchen etwa unter dem Rand. Die Farbe der Iris ist bei den Männchen orange bis rotbraun, bei den Weibchen gelblich. Die Männchen besitzen an den Vorderextremitäten stark gekrümmte Krallen (Fritz & Günther 1996).

Größe und Gewicht

Große Sumpfschildkröten können einen 20 cm langen Rückenpanzer besitzen. Durchschnittlich ist etwa 12-18 cm üblich. Das Durchschnittsgewicht liegt etwa bei 400-700 g. Aber auch Tiere über 1 kg Gewicht treten auf (Fritz & Günther 1996).

Gestalt und Färbung

Rücken- und Bauchpanzer sind durch flexiblen Knorpel miteinander verbunden. Bei adulten Tieren ist der Übergang zwischen dem 3. und 4. Schilderpaar des Bauchpanzers (etwa Körpermitte) elastisch.

Gewöhnlich besitzt der Rückenpanzer adulter Tiere eine schwärzliche Grundfärbung, die mit mehr oder weniger deutlichen hellgelben Punkten bzw. Punktlinien besetzt ist. Ähnlich sind die Extremitäten, der Schwanz sowie Hals und Kopf gefärbt/gezeichnet. Die Unterseite kann einheitlich schwarz gefärbt sein. Häufig finden sich Tiere mit überwiegend gelbbraun gefärbten vorderen Schildpaaren, während hinten schwarz überwiegt. Ein schwarzes Zeichnungsmuster (Striche, die auch verschmelzen können) auf gelbbrauner Grundfärbung ist ebenfalls verbreitet (Fritz & Günther 1996).

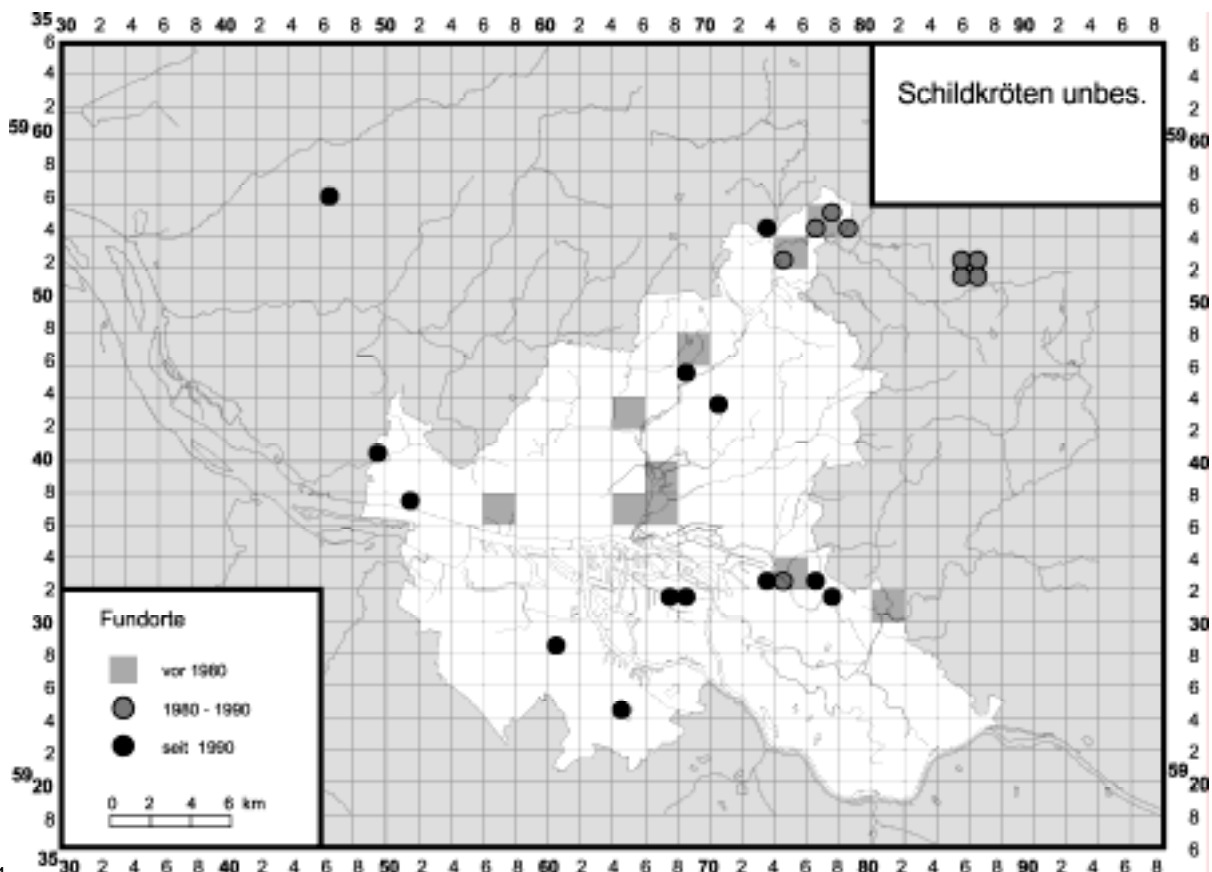
4.19.4 Verbreitung

Die Bildung bzw. Verbreitung der verschiedenen Subspezies ist wahrscheinlich auf den Rückzug in unterschiedliche eiszeitliche Refugien zurückzuführen. Mit Einsetzen der letzten Warmzeit (Holozän, vor etwa 10.000 Jahren) haben osteuropäische Bestände Mitteleuropa bzw. das deutsche Gebiet besiedelt. *E. o. orbicularis* ist heute von Osteuropa (Aralsee) bis nach Zentralfrankreich verbreitet. Südlich liegt ihre Verbreitungsgrenze entlang des Kaukasus, der Karpaten und der Alpen. Ihre nördliche Verbreitungsgrenze liegt heute im südlichen Litauen. Tiergeographisch besitzt sie somit ein Areal des pontischen Verbrei-

tungstyps (Fritz & Günther 1996).

Die Bestände aus der Norddeutschen Tiefebene östlich der Elbe werden als autochthon eingestuft. Das Elbetal bei Hamburg und das Gebiet der Nebenflüsse haben Sumpfschildkröten wahrscheinlich noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts (Mohr 1926) optimale Lebensräume geboten. Westlich der Elbe werden autochthone Vorkommen immer unwahrscheinlicher. Zu berücksichtigen ist, dass es seit dem 19. Jahrhundert in diesem Gebiet, einschließlich des Hamburger Stadtgebietes, zum wiederholten Aussetzen von südländischen Unterarten (z.B. *E. o. hellinica*) gekommen ist (Mohr 1927, 1928, Podloucky 1985, Fritz & Günther 1996). In den letzten Jahrzehnten wurden dagegen v.a. exotische Wasserschildkröten (v.a. *Trachemys* und *Pseudemys*-Arten) ausgesetzt.

Durch subfossile Funde ist belegt, dass auch Schleswig-Holstein zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet der Europäischen Sumpfschildkröte gehörte. Inzwischen ist die Art vermutlich ausgestorben. Gegenwärtig sind die nächst gelegenen, unzweifelhaft autochthonen Vorkommen in dem östlichen Seengebiet entlang der Landesgrenze zu Mecklenburg zu erwarten. In der Mecklenburg-Brandenburgischen Seenplatte befinden sich auch heute noch autochthone Verbreitungszentren. Zudem treten im nordöstlichen Niedersachsen und südwestlichen Mecklenburg Einzelfunde entlang der Elbe und ihrer Nebenflüsse auf (Fritz & Günther 1996, Klinge & Winkler 2002).



Es ist deshalb schwierig zu entscheiden, ob es sich bei den Hamburger Nachweisen aus den letzten 100 Jahren um Aussetzungen von südländischen *E. orbicularis*-Unterarten oder um autochthone Restvorkommen handelt. Beobachtungen von Sumpfschildkröten aus dem Bereich der Außenalster stammen von Anfang und Mitte des letzten Jahrhunderts. Aktuellere Nachweise von Einzeltieren stammen aus der Hamburger Elb- und Alsterniederung, aus den Walddörfern, aus Boberg und Bergedorf sowie aus verschiedenen ehemaligen Ziegelei- und Tonteichen.

4.19.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die Sumpfschildkröte besiedelte ursprünglich aquatische Habitate in einer offeneren steppenartigen Landschaft. Gegenwärtig werden Seen, Teiche, Brüche und Sölle in Laub-, Laubmisch-, oder Kiefernwaldlandschaften besiedelt. Sie bevorzugt dabei stark verkrautete, stehende oder langsam fließende Wohngewässer mit schlammigen Böden. Bei extensiver Bewirtschaftung verhält sie sich als Kulturfolger und besiedelt Agrar- und Fischteichlandschaften. Flache Stillwasserzonen, die sich leicht erwärmen sind genauso unverzichtbar wie geeignete xerotherme (trocken-warme) Eiablageplätze, möglichst sonnenexponierte Trockenrasen oder Endmoränen mit leicht grabbarem vegetationsfreien Substrat (Fritz & Günther 1996).

Frühjahrsaktivität

Im März/April können die ersten Sumpfschildkröten beim Sonnen beobachtet werden. Sonnplätze sind ausschließlich exponierte Strukturen am und im Wasser. Im Frühjahr wird das Wohngewässer außer zum Sonnen und zur Eiablage nicht verlassen.

Paarung und Fortpflanzung

Die Fortpflanzungsperiode beginnt im April/Mai. 4-8 Wochen nach der Befruchtung, suchen die Weibchen geeignete Eiablageplätze auf. Sie graben an günstigen Standorten mit ausreichender Sonnenexposition und ausreichender Drainage eine etwa 8 cm tiefe Grube/Nest und setzen zwischen 6-16 Eier ab. Während sich die nördlichen Populationen mit nur einem Gelege pro Jahr fortpflanzen, setzen die mediterranen Unterarten mehrfach pro Saison Eier ab (Fritz & Günther 1996).

Individualentwicklung

Je nach Inkubationstemperatur entwickeln sich die Embryonen im Freiland in 3-4 Monaten, also zwischen August und Oktober, bis zum Schlupf. Bei ungünstiger Witterung überwintern Embryonen im Ei, geschlüpfte Jungtiere verbleiben im Nest. Bei vielen Schildkröten und Krokodilen wurde eine temperaturabhängige Geschlechts-

herausbildung während einer sensiblen Phase innerhalb der Embryonalentwicklung nachgewiesen. Dies ist auch bei der einheimischen Sumpfschildkröte der Fall. Beträgt die Inkubationstemperatur weniger als 27,5°C, entstehen nur männliche Nachkommen, liegt sie über 29,5°C entwickeln sich ausschließlich Weibchen. Liegt die Temperatur zwischen diesen beiden Werten, treten beide Geschlechter auf. Im Durchschnitt misst der fast kreisrunde Carapax der Jungtiere 23-28 mm. Sie wachsen sehr langsam heran und erreichen ihre Fortpflanzungsfähigkeit erst im zehnten oder zwölften Lebensjahr (Fritz & Günther 1996)

Sommerlebensräume und Nahrung

Während im Frühjahr das Wohngewässer nicht verlassen wird, werden in den Sommermonaten, z.B. nach Trockenfallen der Wohngewässer, z.T. ausgedehnte Überland-Wanderungen, unabhängig von der Eiablage beobachtet. In welchem Ausmaß es zu solchen Wanderungen kommt und inwieweit dies zur Verbreitung der Art beiträgt, ist ungeklärt.

Sumpfschildkröten ernähren sich opportunistisch, d.h. sie sind sowohl Fleisch- bzw. Fisch- als auch Pflanzenfresser. Sie müssen aber im Gewässer fressen, da sie die Nahrung nur mit Hilfe des einströmenden Wassers abschlucken können (Günther & Fritz 1996).

Winterquartiere

Zumindest ein Teil der Bestände zieht sich im Oktober in ihre Winterverstecke am Gewässergrund zurück. Ein anderer Teil vergräbt sich an Land in Gewässernähe.

4.19.6 Populationsbiologie

Für die nordostdeutschen Populationen von Sumpfschildkröten liegen wenig systematisch angelegte Angaben über Bestandsdichten und Altersstruktur vor. Die Bestände werden von Wissenschaftlern generell als ausgedünnt und überaltert eingestuft (Fritz & Günther 1996).

Neben konkreten Angaben zur Dichte und Altersstruktur sind weitere populationsdynamische Aspekte, z.B. über die Beteiligung der verschiedenen Altersklassen am Fortpflanzungsgeschehen, für die Entwicklung wirksamere Schutzmaßnahmen notwendig. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Sumpfschildkröten in Gefangenschaft über 120 Jahre alt werden können.

4.19.7 Gefährdungssituation

In der Roten Liste für Deutschland wird die Sumpfschildkröte als „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft. In der Hamburger Landesliste führt Hamann (1981) diese Art als allochthon und „stark gefährdet“.

Das Hamburger Stadtgebiet liegt am nordwestlichen Rand der natürlichen Verbreitung, und es

besteht der begründete Verdacht, dass zumindest bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts das Stadtgebiet, v.a. das Gebiet der Elbniederung und ihrer Nebenflüsse, von kleineren Beständen der Sumpfschildkröte besiedelt wurde (Mohr 1927, 1928). Im Unterschied zu Hamann (1981), wird die Europäische Sumpfschildkröte (*E. o. orbicularis*) daher als autochthon eingestuft. Dabei wird berücksichtigt, dass bei den Nachweisen der letzten 100 Jahren nicht zweifelsfrei zwischen den südeuropäischen Unterarten (z.B. *E. o. hellinica*) und bodenständigen Reliktvorkommen von *E. o. orbicularis* differenziert wurde.

Bezüglich des Gefährdungsgrades ordnen wir die Europäische Sumpfschildkröte der Kategorie „Ausgestorben“ bzw. „Verschollen“ (RL 0) zu. Bestandsschützende Maßnahmen sind nie erfolgt, und uns liegen weder vermehrte Nachweise aus potentiell günstigen Lebensräumen (z.B. die naturnahen Auenbereiche der Alster und Bille), noch Beobachtungen von Jungtieren vor. Trotz des hohen Lebensalters, das die Sumpfschildkröte erreichen kann, ist es wenig wahrscheinlich, dass sich im Hamburger Stadtgebiet autochthone Bestände über Jahrzehnte hinweg erhalten konnten. Wir interpretieren die meisten der aktuelleren Einzelfunde daher als Aussetzungen. Inwieweit es sich dabei um südländische Unterarten handelt, ist völlig ungeklärt.

Erschwerend kommt hinzu, das exotische Wasserschildkröten in den letzten drei Jahrzehnten vermehrt in den Hamburger Gewässern, wie Alster, Wallgraben und Bille, ausgesetzt wurden (s. Kap. 5.3.10). So hält sich seit über zwei Jahrzehnten in einem Gewässer in Mitten der Hamburger Innenstadt eine kleine Gruppe von Nordamerikanischen Rotwangenschildkröten (*Trachemys scripta elegans*). Sie finden wohl nicht die notwendigen klimatischen Bedingungen für eine Vermehrung vor, können aber offensichtlich an diesem Standort erfolgreich überwintern. In Zukunft sollten daher Funde von Sumpfschildkröten möglichst von Fachleuten nachbestimmt werden. Sind Fänge nicht möglich oder sinnvoll, lassen Fotobelege zumindest eine Differenzierung zwischen den exotischen Formen und Emys zu.

4.19.8 Schutzmaßnahmen

Nach 1990 liegen nur sehr wenige zweifelsfreie Nachweise von Europäischen Sumpfschildkröten vor. Aktualisierte Bestandserfassungen sind deshalb dringend notwendig und, insbesondere unter dem Aspekt Faunenverfälschung (s. Kap. 5.3.10 und Kap. 7), von hohem ökologischem Interesse.

4.20 Blindschleiche - *Anguis fragilis*

4.20.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Anguis fragilis* leitet sich von *Anguis*, lat.: Schlange und *fragilis*, lat.: zerbrechlich ab. Der Gattungsname ist irreführend (*A. fragilis* ist eine Eidechse bzw. Schleiche), der Artname bezieht sich auf das Autotomie-Verhalten (Abwerfen des Schwanzes). Der deutsche Name kann aus dem Althochdeutschen (Plintslicho = blendend, glänzend) abgeleitet werden und bezieht sich nicht auf die fälschlich angenommene Blindheit, sondern auf die glänzende Grundfärbung der Rumpfoberseite (Günther & Völkl 1996).

4.20.2 Systematik

Über 5800 Echsen und Schlangen werden in die Kategorie der sogenannten Schuppenkriechtiere (Squamata) eingeordnet. Hinsichtlich ihrer stammesgeschichtlichen Beziehungen (Phylogenetik), zumindest bezüglich der Großsystematik, besteht wissenschaftlich noch keine Einigung. Mit Änderungen der Einschätzung verwandtschaftlicher Beziehungen muss daher gerechnet werden. Die drei, in unserem Gebiet vorkommenden Echsen, zur Zeit in der Familie Lacertidae, Gattung *Lacerta* mit zwei Vertreterinnen (*L. agilis* und *L. vivipara*) und in der Familie Anguidae, Gattung *Anguis* mit einer Vertreterin (*A. fragilis*), geführt (Estes & Pregill 1988, Kluge 1989, Günther 1996). Von *A. fragilis* werden zur Zeit drei Unterarten anerkannt. In Deutschland tritt nur die Nominatform (*A. a. fragilis*) auf (Günther & Völkl 1996)

4.20.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Obwohl die Weibchen in den oberen Größenklassen dominieren, zeigen Blindschleichen keine deutlichen Unterschiede zwischen den Geschlechtern. Infolge der Autotomie fehlt vielen Tieren ein mehr oder minder großes Schwanzstück bzw. weisen viele Schleichen verkürzte regenerierte Schwänze auf. Anstatt die Gesamtlänge anzugeben, berücksichtigen daher viele Autoren die Körper- bzw. die Rumpflänge (um 150 mm). Dies ist auch insoweit unproblematisch, da der Schwanz in etwa 50 % der Gesamtlänge stellt. Die Durchschnittsgewichte liegen bei Männchen zwischen 7 und 33 g und bei Weibchen zwischen 7,5 und 45,5 g (Günther & Völkl 1996).



Abb. 56: Blindschleiche

Färbung

Gewöhnlich besitzt die Oberseite adulter Blindschleichen eine braune, graubraune oder graue glänzende Grundfärbung. Bei einigen Tieren zieht ein dunkler Streifen fast über die gesamte Länge der Oberseite. Weitere dunkle Streifen, häufig 4-6 an der Zahl, verlaufen entlang der Flanken und können zuweilen zu einem breiteren dunklen Band verschmelzen. Die kleinen Augen der Blindschleiche besitzen eine rötliche Iris und dunkelbraune Pupillen.

4.20.4 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die Blindschleiche ist eine euryöke Art. Besiedelt werden alle Lebensräume mit einer mehr oder minder geschlossenen Vegetation, ausreichender Bodenfeuchte und hinreichendem Nahrungsangebot (Schnecken, Regenwürmer, Insektenlarven, Asseln) (Petzolt 1971). Hinsichtlich der Sonneneexposition und dem Vorhandensein günstiger Kleinstrukturen (Sonn- und Versteck/Überwinterungsplätze) ist die Blindschleiche anspruchslos. So kann sie sowohl in Heidegebieten, Öd- und Brachland, entlang von Feldrainen, Bahndämmen und Böschungen, lichten und geschlossenen Laub- oder Laubmischwäldern, in Bruchwäldern, Moorrandbereichen, Nadelwäldern, aber auch in naturnahen Siedlungsbereichen (Parks und Hausgärten) auftreten (Günther & Völkl 1996). Leider ist über ihr Besiedlungspotential wenig konkretes bekannt.

Frühjahrsaktivität

Blindschleichen erscheinen selten vor April. Totfunde treten auch während der Wintermonate auf. Blindschleichen sind tagaktiv. Obwohl sie, aufgrund ihrer erdnahen Aktivität, sehr im Verborgenen leben, kann man sie morgens beim Aufsuchen von Sonnplätzen oder bei der Nahrungssuche (auch abends) beobachten.

Fortpflanzung und Individualentwicklung

Im Mai beginnen die ersten Tiere mit Paarungsaktivitäten, die bis Mitte Juni andauern können. Dabei kommt es zu den für Eidechsen typischen Verhaltenselementen. Blindschleichen sind ähnlich wie die Waldeidechse ovovivipar, d.h. sie setzen gut entwickelte Jungtiere in sehr dünn- und weichschaligen Eiern ab. Die Embryonen entwickeln sich etwa 3 Monate in Eileitertaschen des Weibchens. Die Anzahl der Jungtiere liegt zwischen 3 und 26 (Körperlänge um 40 mm, Gewicht etwa 0,65 g) (Günther & Völkl 1996).

Bis zur zweiten Überwinterung sind die Jungschleichen bis zu 100 mm lang und 3,5 g schwer. Die meisten Tiere erreichen ihre Fortpflanzungsfähigkeit im dritten oder vierten Lebensjahr (Günther & Völkl 1996).

Vergesellschaftungen und Winterquartiere

In unserem Gebiet kann die Blindschleiche mit allen einheimischen Reptilien im gleichen Lebensraum gefunden werden. Außerdem sind syntope Vorkommen mit Feuersalamander und Erdkröte bekannt. Je nach Witterung ziehen sich die Blindschleichen von Ende September bis Anfang November in ihre Winterverstecke zurück. Geeignete Verstecke sind Erd- und Felsspalten, Hohlräume unter Totholz, Steinen oder Komposthaufen. Die Überwinterung erfolgt z.T. gesellig. Funde im Winterquartier mit Kreuzotter und Waldeidechse sowie Erdkröte und Feuersalamander sind ebenfalls relativ häufig (Günther & Völkl 1996).

4.20.5 Populationsbiologie

Angaben über Bestandsdichten beziehen sich zumeist auf Funde in Tages- oder Überwinterungsverstecken. Unter der Voraussetzung eines relativ geringen Aktionsraumes können unter günstigen Lebensbedingungen lokal hohe Blindschleichen-Dichten ermittelt werden (z.B. 15 adulte Tiere in einem 2000 m² großen Garten). Blindschleichen können in Gefangenschaft ein hohes Alter erreichen. Angaben über 30 Jahre sind nicht selten (Günther & Völkl 1996).

4.20.6 Gefährdungssituation

Die meisten Bearbeiter gehen davon aus, dass Blindschleichen zu den wenigen Reptilienarten gehören, deren Bestände noch nicht akut vom Rückgang bedroht sind (Günther & Völkl 1996). In der Roten Liste für Deutschland wird der Blindschleiche deshalb keine Gefährdungskategorie zugeordnet.

Zwar sind die uns vorliegenden Kartierungsnachweise sicherlich aufgrund der verborgenen Lebensweise lückenhaft, dennoch haben Gefährdungen durch den Rückgang von naturnahen reichstrukturierten Habitaten, sowie durch vermehrten Einsatz von Bioziden (z.B. Schneckenkorn), im Hamburger Stadtgebiet unzweifelhaft

zugenommen. Nicht zu unterschätzen sind die Bestandsrückgänge aufgrund direkter Verfolgung aus Furcht vor Schlangen und die daraus resultierenden Bestandsrückgänge.

Für Hamburg liegt uns nur eine sehr geringe Zahl von aktuellen Nachweisen vor. Diese stammen insbesondere aus dem „reptilienfreundlichen“ nördlichen Stadtgebiet und aus Harburg. Aufgrund des allgemeinen Rückganges geeigneter Lebensräume und der verhältnismäßig geringen Zahl von Zufallsfunden gehen wir von einer Gefährdung der Art aus. Unter Berücksichtigung der **defizitären Datenlage** stufen wir daher die verbliebenen Bestände der Blindschleiche in die Kategorie **G** ein.

4.20.7 Schutzmaßnahmen

Um effektive und spezifisch ausgerichtete Schutzmaßnahmen einzuleiten, bedarf es dringend einer aktualisierten Bestandserfassung und -überwachung (vergl. Kap. 7). Nur so lassen sich die Auswirkungen intensiver gewässer- und gartenbauliche Maßnahmen, der Zerschneidung der Habitate durch Straßentrassen, der Störungen durch Freizeitaktivitäten, sowie des Einsatzes von Bioiziden abschätzen. Bekannt ist, dass Amphibienleitsysteme mit Straßentunnel auch von Blindschleichen genutzt werden (Mohrdieck mdl.).

4.21 Zauneidechse - *Lacerta agilis*

4.21.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Lacerta agilis* leitet sich von Lacerta, lat.: Eidechse und agilis, lat.: beweglich, flink ab. Der deutsche Trivialname bezieht sich wahrscheinlich auf das Fluchtverhalten. Die Zauneidechse sucht bei Störungen häufig heckenartige Umzäunungen auf (Elbing, Günther & Rahmel 1996).

4.21.2 Systematik

Von *L. agilis* werden z. Z. 9 Unterarten anerkannt. Es ist strittig, wo in Deutschland nur die Nominatform (*L. a. agilis*) (Rahmel 1989), oder aber noch eine zweite Subspezies (*L. a. argus*) auftritt (Bischoff 1984).



Abb. 57: Zauneidechse

4.21.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Zauneidechsen zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Geschlechtern (Sexualdimorphismus.). So besitzen Männchen einen etwas längeren Kopf und einen längeren Schwanz als die Weibchen, die wiederum einen längeren Rumpf aufweisen. Andere Aspekte betreffen die Beschuppung bzw. Beschilderung sowie die Färbung. Die Gesamtlänge beträgt etwa zwischen 15 und 20 cm. Das Durchschnittsgewicht liegt etwa bei 10-15 g. Größere und schwerere Tiere sind im Norddeutschen Raum sehr selten (Elbing, Günther & Rahmel 1996).

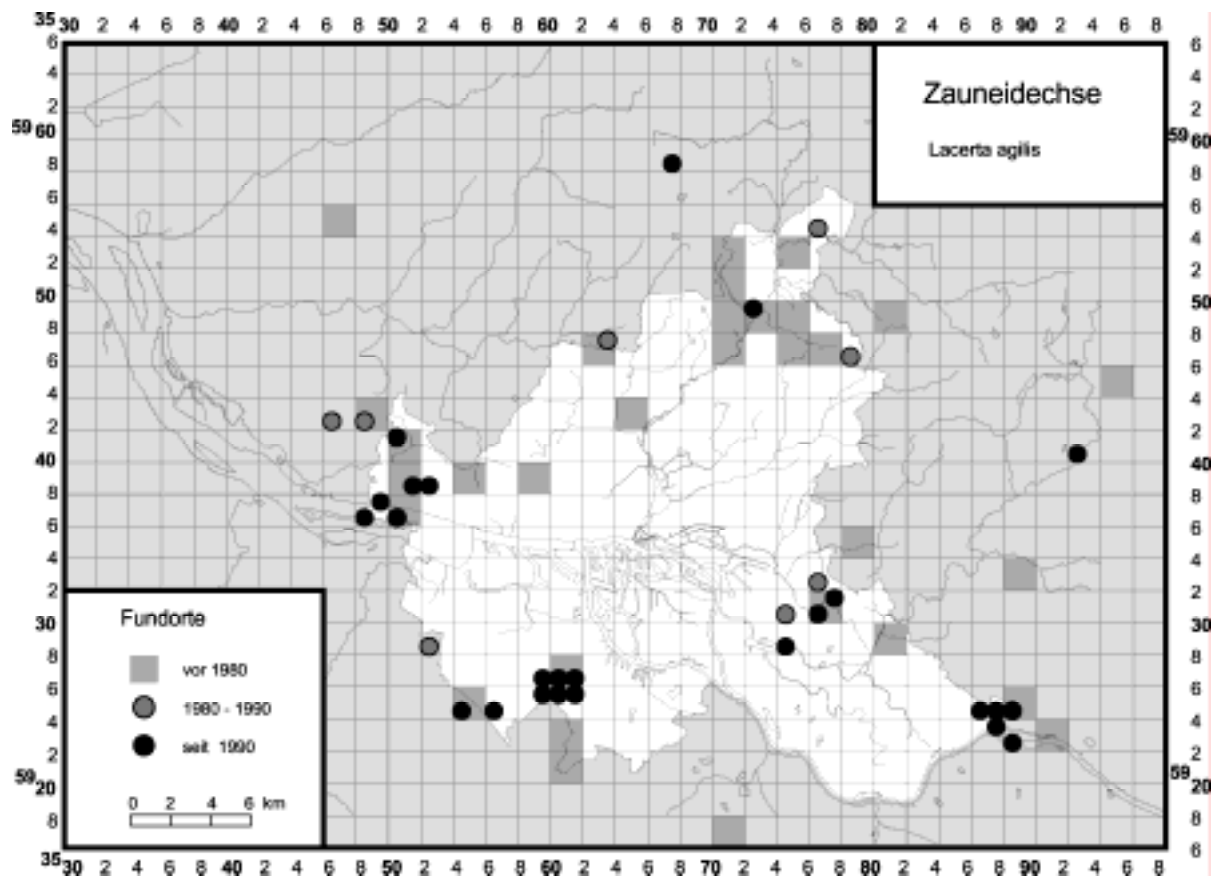
Färbung

In Zeichnung und Färbung treten bei Zauneidechsen erhebliche Variationen auf, und zwar sowohl zwischen den Geschlechtern als auch zwischen Jung- und Alttieren. Während der Paarungszeit besitzen die Männchen an den Körper-, Kopf- und Bauchseiten eine grüne Grundfarbe. Die Kopf- oberseite, der Rücken und Schwanz sind braun gefärbt. Die Weibchen sind in der Regel einheitlich braun. An den Flanken beider Geschlechter finden sich dunkelbraune bis schwarze Flecken, von denen viele einen kleineren weißen Fleck oder Punkt aufweisen (Augenflecken).

Bei vielen Exemplaren verläuft auf der Rückenmitte eine weiße unterbrochene Linie (Occipitallinie). Parallel zu dieser Linie verlaufen beidseitig ebenfalls weiße unterbrochene Linien (Parietallinien). Zwischen diesen Linien sind schwarzbraune Flecken (Dorsalflecken) ausgebildet. Zwischen Rücken und Flanken, parallel zu den Parietallinien verläuft ein 2-5 Schuppen breites, hell braunes bis gelbliches Band (Parietalband).

4.21.4 Verbreitung

Zauneidechsen sind in ganz West- und Mitteleuropa verbreitet. Auch in Deutschland besitzen sie ein großes Verbreitungsgebiet, von Meeresspiegellhöhe (z.B. Ostfriesische Inseln und Sylt) über



die Mittelgebirge bis in einzelne wärmebegünstigte Täler im Bergland in weit über 1000 m Höhe (Alpen).

Im nordwestlichen und nördlichen Niedersachsen liegen ihre Verbreitungszentren überwiegend auf den verbliebenen Hochmoorstandorten, entlang der Fluss- und Küstenmarschen und auf Heidestandorten. In Schleswig-Holstein erscheinen disjunkte Bestände auf der Geest und im östlichen Hügelland (Elbing, Günther & Rahmel 1996, Klinge & Winkler 2002).

In Hamburg kommt die Zauneidechse nur noch in wenigen und relativ kleinen Populationen im Norden der Stadt, im Bereich der Elbniederung sowie in Harburg vor.

Eine positive Bestandsentwicklung am nördlichen Alsterlauf (Mellingburger Schleife) ist auf ehrenamtliche Aktivitäten von NABU-Mitgliedern zurückzuführen. Ohne deren Schutz- und Pflegemaßnahmen wäre die Population sicherlich in einem wesentlich schlechteren Zustand. Weitere Bestände bzw. Fundorte befinden sich am äußersten Stadtrand, am Wedeler/Wittenbergener Steilufer, in den Dünengebieten in Besenhorst im Osten Hamburgs, in der Fischbeker Heide, den Harburger Bergen und auf der Elbinsel Neßsand (IAUM 1991, Michalczyk 1992, Schaper 1992) sowie im NSG Boberger Düne. Alle Bestände sind isoliert und als individuenarm einzustufen (IAUM 1991, Michalczyk 1992, Schaper 1992).

4.21.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Nach Bischoff (1984) gilt die Zauneidechse als eine ursprünglich waldsteppenbesiedelnde Art. Waldrodungen und extensive Landwirtschaft ermöglichten ihre Ausbreitung bis in die Neuzeit hinein. Sie ist eine der vielen heimischen Wirbeltierarten, die in den letzten Jahrzehnten durch die intensive anthropogene Überformung der Landschaft auf refugiale Standorte zurückgedrängt wurde (Hartung & Koch 1988).

Potentielle Biotope weisen eine sonnenexponierte Lage, ausreichende Kleinstrukturen (Sonnplätze) sowie ein lockeres vegetationsfreies Substrat (geeignete Eiablageplätze) auf. Zu den bevorzugten Sekundärlebensräumen zählen Dünen, Heiden, Trockenrasen, Waldränder, Feldraine, Bahndämme, Böschungen, Abbaugruben und -halden, aber auch Hausgärten, Siedlungs- und Industriebrachen.

Hartung & Koch (1988) zählen die Zauneidechse aufgrund dieses weiten Habitatspektrums zu den kulturfolgenden euryöken Arten. Elbing, Günther & Rahmel (1996) merken dazu an, dass diese Einstufung nur für ihre Verbreitungszentren gilt. Zu den Arealrändern hin wird sie stenöke Art eingestuft. So ist die Zauneidechse in Schleswig-Holstein auf vegetationsarme Flächen mit trockenen und sandigen Böden angewiesen (Dierking-Westphal 1981). Dies trifft auch auf die Hamburg

ger Bestände zu. In Niedersachsen werden dagegen auch bewachsene Feld- und Wegränder sowie die Ränder lichter Nadelwälder besiedelt (Podloucky 1988).

Blanke (1999) weist auf die schlechte Erfassbarkeit von Eidechsen hin. Während bei Zufallsbeobachtungen maximal 10 Individuen pro Untersuchungsgebiet registriert wurden, fand Blanke bei gezielter Suche entlang von Bahngleisen an einigen Abschnitten über 100 Individuen pro Untersuchungsgebiet. Bahngleise stellen nach Blanke optimale Lebensräume für die Zauneidechsen dar. Der dunkle Bahnschotter kann sich im Sommer bis zu 70°C aufheizen. Hier werden die für die Tiere notwendigen Aufwärmzeiten erheblich reduziert. Der erhöhte Bahndamm leitet Niederschlagswasser schnell ab. Die vegetationsfreien Randbereiche der Gleise werden vermutlich zur Eiablage genutzt. Die anschließenden, meist mageren und besonnten, trockenrasenartigen Krautfluren bieten vielfältige Nahrungsressourcen, die gegenüber den anschließenden landwirtschaftlichen Nutzflächen um ein Vielfaches reicher an Blüten und Insekten sind. Weiterhin wird das Lückensystem des Schotterbettes der Gleise als Fluchthabitat genutzt. Blanke konnte beobachten, dass die Tiere sich an die Lärmbelastung durch Züge „gewöhnen“ und nur noch geringe Fluchtreaktionen zeigen. Ausschlaggebend für die Besiedlungsdichte von Bahndämmen ist weniger die Nutzungsintensität der Gleise als das Vorhandensein geeigneter angrenzender Habitate.

Pflegemaßnahmen der Bahn wie Herbizideinsätze und Gehölzrückschnitt wirkten sich kurzzeitig negativ, mittelfristig jedoch populationsstabilisierend aus, weil damit die benötigten Habitatstrukturen erhalten bleiben.

Sehr hoch bewertet wurde zudem die vernetzende Funktion der Bahndämme, die zu einem regen Austausch verschiedener Populationen untereinander führte. Dieser Effekt bleibt auch auf stillgelegten Strecken noch über Jahrzehnte hinweg erhalten.



Abb. 58: Eidechsen-Lebensraum in der Boberger Niederung

Frühjahrsaktivität

Bei uns treten Zauneidechsen selten vor April auf. Nur in besonders warmen Frühjahren können am Elbhang vereinzelt Tiere auch schon im März beobachtet werden (Schröder mdl.). In der Regel verlassen die wärmeliebenden Tiere erst nach einer mehrtätigen Schönwetterperiode mit Lufttemperaturen um 15-20°C das Winterquartier. Sie suchen dann sonnenexponierte Plätze auf, um ihre Körpertemperatur zu erhöhen. Nach einigen Tagen beginnen die ersten Tiere mit ihrer Frühjahrshäutung und mit Paarungsaktivitäten.

Paarung und Fortpflanzung

Die Fortpflanzungsperiode beginnt im April/Mai und dauert bis Mitte Juni. Dabei kann es, in Abhängigkeit von den jeweiligen Ressourcen und der Populationsdichte, zu Paar- oder Territorialbildung mit Kommentkämpfen kommen (Bischoff 1984, Weyrauch 1986, Olsson 1992).

Ähnlich wie Imponierverhalten und Kommentkampf setzt sich das Paarungsverhalten aus vielen Elementen zusammen. Unter günstigen Bedingungen können die Weibchen bereits nach 5-10 Tagen 4-15 Eier absetzen. Die etwa 9x12 mm großen weichschaligen Eier werden in eine selbstgegrabene Röhre/Grube oder unter günstigen Strukturen in ein lockeres sandiges Substrat mit ausreichender Sonnenexposition vergraben (Elbing, Günther & Rahmel 1996).

Individualentwicklung

Je nach Inkubationstemperatur benötigen die Embryonen im Freiland zwischen 53 und 75 Tage, schlüpfen also von Juli bis September (Strijbosch 1987, Elbing 1993). Im Durchschnitt sind die Junggechsen 45-65 mm lang und 450-550 mg schwer. Die meisten Tiere erreichen ihre Fortpflanzungsfähigkeit im dritten oder vierten Lebensjahr (Elbing, Günther & Rahmel 1996).

Sommerlebensräume und Nahrung

Während der Fortpflanzungsperiode orientieren sich Zauneidechsen fast ausschließlich an horizontalen Landschaftsstrukturen. Dies ändert sich nach Eintritt in die Sommerlebensräume, in denen zunehmend auch die dritte Dimension genutzt wird (Elbing 1995). Das Streifgebiet kann einige hundert Quadratmeter betragen. Adulte Tiere sind verhältnismäßig ortstreu, jüngere sind mobiler. Zauneidechsen ernähren sich im wesentlichen von Käfern, Bienen, Ameisen, Spinnen, Heuschrecken, Zikaden und Schmetterlingen (Elbing, Günther & Rahmel 1996).

Winterquartiere

Im September/Oktober ziehen sich die Zauneidechsen in ihre Winterverstecke zurück. Geeignete Verstecke bieten Erd- und Felsspalten, Totholz oder Kleinsäugerbauten. Zumeist sind Jungtiere

der Gattung *Lacerta* noch 2-4 Wochen länger aktiv als die Alten und suchen häufig erst Mitte/Ende Oktober ihre Quartiere auf (Elbing, Günther & Rahmel 1996). Da es zu Schwankungen der jährlichen Aktivitätsphase kommen kann, vermuten Nuland & Strijbosch (1981), ähnlich wie bei der Waldeidechse, dass der Beginn und das Ende der Aktivitätsphase stärker von endogenen Faktoren beeinflusst wird.

Vergesellschaftungen

In unserem Gebiet kann die Zauneidechse mit der Ringelnatter, der Kreuzotter, der Waldeidechse sowie mit der Blindschleiche im gleichen Lebensraum gefunden werden.

4.21.6 Populationsbiologie

In nordost- und nordwestdeutschen mehr oder minder optimalen Lebensräumen können Populationen von Zauneidechsen Dichten von 65-130 Tieren/ha (inkl. Jungtiere) erreichen (Nöllert 1989, Elbing 1992, Blanke 1994). Zauneidechsen können über 10 Jahre alt werden.

4.21.7 Gefährdungssituation

Wie weiter oben ausgeführt, ist die Zauneidechse in Hamburg eher als stenöke Art einzustufen und damit in ihren Ausweichmöglichkeiten stark eingeschränkt. Obwohl sie durchaus auch naturnahe bzw. anthropogen gestaltete Habitate besiedelt, müssen die genannten Mindestansprüche (siehe Habitatpräferenzen) erfüllt sein. Die geringe Zahl der Nachweise, insbesondere unter Berücksichtigung der Funde vor 1990, machen deutlich, dass die Hamburger Bestände stark rückgängig sind und auf Restflächen zurückgedrängt wurden. Die zunehmende anthropogene Überformung der Hamburger Stadtrandbereiche, nicht ausreichende artgemäße Schutz- und Pflegemaßnahmen der Habitate, die Beseitigung von Ruderalflächen und relevanter Kleinstrukturen sowie der Einsatz von Bioziden sind als Ursache für den Rückgang der Art zu nennen und gefährden die Hamburger Zauneidechsen-Populationen weiterhin.

In der Roten Liste für Deutschland wird die Zauneidechse als „Gefährdet“ eingestuft. Für die Hamburger Landesliste hat Hamann (1981) diese Art als „**Vom Aussterben bedroht**“ geführt. Die Einstufung (**RL 1**) muss beibehalten werden.

4.21.8 Schutzmaßnahmen

Neben einer dringend notwendigen aktuellen Bestandserfassung und -überwachung, müssen vor allem die gegenwärtigen Lebensräume geschützt und nach naturschutzfachlichen Gesichtspunkten weiterentwickelt werden. Dabei können die vorbildlichen Schutz- und Pflegemaßnahmen am nördlichen Alsterlauf eine Orientierungshilfe sein. Durch gelungene Gestaltungsmaßnahmen wurden hier Biotopstrukturen neu

angelegt. Auch die beiden westlichen und östlichen Populationen, die auf nach Süden exponierten Elbhängen siedeln, sollten durch geeignete landschaftspflegerische Maßnahmen stärker geschützt und entwickelt werden (Auslichten/Reduzierung der Verbuschung und Anlage von Steinterrassen). Darüber hinaus stellen gerade im Sommerhalbjahr zunehmende Freizeitaktivitäten eine Störungsproblematik dar. Die Bevölkerung sollte hier intensiver auf die jeweiligen Zauneidechsen-Vorkommen, z.B. durch dauerhafte Informationen, aufmerksam gemacht werden. Da die Bestände der Besenhorster Sandberge, die östliche Population, zum überwiegenden Teil auf Lauenburgischem Gebiet auftritt, müssen geeignete Maßnahmen mit den schleswig-holsteinischen Behörden abgestimmt werden.

4.22 Waldeidechse - *Lacerta vivipara*

4.22.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Lacerta vivipara* leitet sich von *Lacerta*, lat.: Eidechse und *vivipara*, lat.: lebendgebärend ab. Der deutsche Trivialname bezieht sich (leider etwas unkorrekt) auf einen bevorzugten Lebensraum.

4.22.2 Systematik

In unserem Gebiet besitzt die Gattung *Lacerta* nur 2 Vertreterinnen (*L. agilis* und *L. vivipara*).

4.22.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Waldeidechsen zeigen deutlichen Sexualdimorphismus. Männchen besitzen einen etwas längeren Kopf und einen längeren Schwanz als Weibchen, die wiederum einen längeren Rumpf aufweisen. Andere Unterschiede betreffen die Beschuppung bzw. Beschilderung sowie die Färbung. Die Gesamtlänge liegt etwa zwischen 11-14 cm. Nur wenige Tiere werden über 15 cm lang. Das Durchschnittsgewicht liegt bei 3-5 g (Günther & Völkl 1996).

Färbung

Gewöhnlich besitzt der Rumpf der Waldeidechsen eine kastanienbraune, graubraune oder graue Grundfärbung, die mit mehr oder weniger deutlichen hellen und dunklen Elementen versetzt ist. Die Oberseite des Rumpfes ist zumeist dunkler als die Flanken, welche sich bei vielen Tieren mit einem hellen Streifen vom Rücken abheben. Auf dem Rücken verläuft in der Regel ein dunkler Strich bis zum ersten Schwanzdrittel. Kehle und Hals bei den Männchen sind hell oder rötlich, ihr Bauch und der Schwanz gelb gefärbt. Männchen zeigen zudem häufig eine dunkle Bauchfleckung. Die Unterseite der Weibchen ist dagegen hellgrau oder hellgelb.

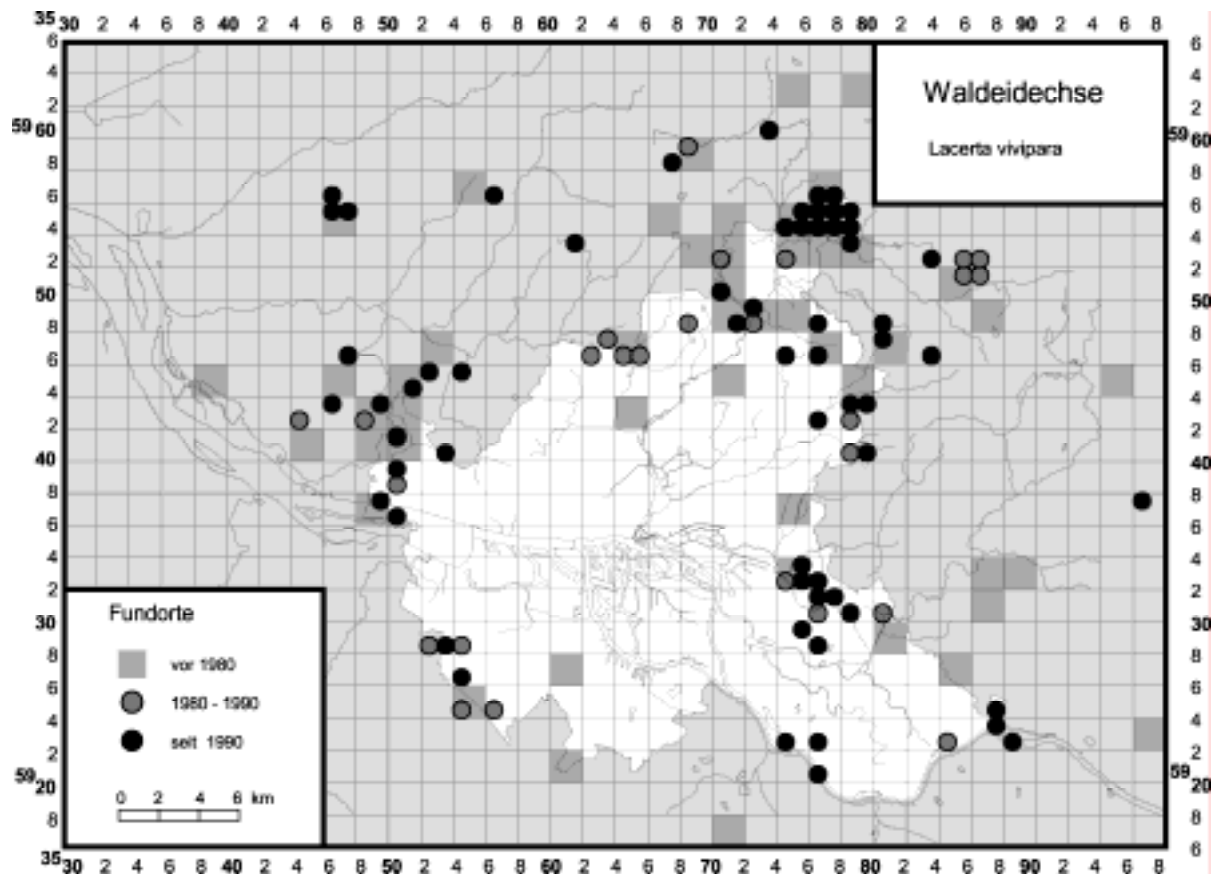


Abb. 59: Waldeidechse

4.22.4 Verbreitung

Waldeidechsen sind in ganz Eurasien bis nach Ostsibirien verbreitet und siedeln bis über den Polarkreis. Diese extrem weite (euryöke) Verbreitung wird sicherlich v.a. durch die spezielle Fortpflanzungsbiologie (Ovoviviparie) ermöglicht. In Deutschland ist diese Eidechse weitverbreitet, von Meeresspiegellhöhe (z.B. Sylt) bis in 2200 m Höhe (Alpen). Sie besiedelt die verschiedensten Primär- und Sekundärhabitats. In Schleswig-Holstein lebt sie in allen geeigneten Naturräumen, v.a. jedoch auf der Geest und dem östlichen Hügelland. Sie ist auch auf den Nordfriesischen

Inseln anzutreffen (Klinge & Winkler 2002). Im nördlichen Niedersachsen finden sich Verbreitungszentren in der Stader Geest und der Lüneburger Heide (Günther & Völkl 1996).

Im Hamburger Raum kommt die Waldeidechse noch in intakten Populationen im Norden der Stadt vor. In der Elbniederung und in den öst- und westlichen Außenbezirken des Stadtgebietes sind die Bestände meist klein und disjunkt.

4.22.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Waldeidechsen besitzen eine große ökologische Valenz, d.h. sie tolerieren und besiedeln eine Vielzahl von Primär- und Sekundärlebensräumen, vorausgesetzt diese weisen ein gewisses Maß an Bodenfeuchtigkeit auf, da die Fähigkeit zur Transpirationsregulierung im Vergleich zu den anderen Vertreterinnen ihrer Gattung als eingeschränkt beurteilt wird (Reichling 1957). Weitere wichtige ökologische Faktoren sind eine geschlossene Vegetation (Zwergsträucher, Gräser etc.) mit sonnenexponierten Strukturen. Die Randbereiche von Mooren, Sumpfwiesen und Stillgewässern, Waldränder und -lichtungen mit ausreichendem Nahrungsangebot stellen daher die bevorzugten Primärlebensräume dar. Sekundär werden auch Heidegebiete, Waldschneisen, Torfstiche, Eisenbahndämme, Gräben, Weideland sowie störungsarme Kiesgruben und Steinbrüche besiedelt. Geschlossene Waldgebiete werden

gemieden. In den Randbereichen von Dörfern und Städten wird die Waldeidechse in geeigneten Gärten und an Bahndämmen ebenfalls angetroffen.

Frühjahrsaktivität

Waldeidechsen können bereits sehr zeitig im Frühjahr auftreten. In der Regel verlassen die Tiere in unserem Gebiet ihre Winterquartiere im März/April bei Boden- bzw. Lufttemperaturen um 10°C bzw. 15-20°C. Sie benötigen eine Körpertemperatur von etwa 15-20°C um aktiv zu werden und suchen sonnenexponierte Plätze auf, um ihre Körpertemperatur auf etwa 25-30°C zu steigern. Sie sind tagaktiv und relativ standorttreu. Nach dem ersten Auftreten an den Sonnplätzen beginnen sie mit der Nahrungssuche und/oder mit Paarungsverhalten. Dabei durchstreifen sie ein Gebiet mit einem Radius von etwa 50 m (Günther & Völkl 1996).

Paarung und Fortpflanzung

Stoßen zwei fortpflanzungsbereite Männchen aufeinander, kommt es zur Vertreibung bzw. Flucht oder zu einem kurzen Beißen. Ein nicht-kopulationsberechtigtes Weibchen zeigt ihre fehlende Paarungsbereitschaft durch ein auffälliges „Aufder-Stelle-Treten“ der Vorderextremitäten an. Trifft ein Männchen auf ein kopulationsberechtigtes Weibchen, verharrt dieses bei Annäherung. Das Paarungsverhalten ist im Vergleich zu *L. agilis* oder *L. viridis* eher kurz und verhältnismäßig arm an Verhaltenselementen. Offenbar paaren sich Männchen wie Weibchen mit einer Vielzahl von Partnern.

Im Gegensatz zu den anderen Lacertiden entwickeln sich die befruchteten Eier bzw. die Jungtiere während der ersten 6-12 Wochen, abhängig von Witterung und Nahrungsangebot, im Weibchen. Waldeidechsen sind lebendgebärend (ovovivipar). Sie setzen 2-12, etwa 9x12 mm große, sehr weichschalige Eier ab, aus denen sich die Jungtiere kurz nach dem Absetzen befreien (Günther & Völkl 1996). Seltener befreien sich die Jungtiere von ihren Eihüllen schon in den Eileitertaschen, so dass „echte“ Viviparie vorliegt. Eine Plazenta wird nicht ausgebildet. Die Embryonen ernähren sich ausschließlich von ihrem Dottervorrat.

Individualentwicklung

Im Durchschnitt sind die Junggechsen 15-25 mm lang und 100-250 mg schwer. Die meisten Tiere erreichen ihre Fortpflanzungsfähigkeit im dritten Lebensjahr bei einer Körperlänge von etwa 8 cm (Günther & Völkl 1996), wobei nur etwa 10 % der Jungtiere ein Alter von einem Jahr erreichen. Diese wiederum besitzen relativ gute Überlebenschancen und können etwa 4-5 Jahre alt werden (Avery 1975).

Nahrung

In Abhängigkeit von der lokalen wie auch von der saisonalen Verfügbarkeit ernähren sich Waldeidechsen im wesentlichen von Spinnen, Hundertfüßlern, Heuschrecken, Zikaden und Fliegen.

Verteidigung

Waldeidechsen ziehen sich bei Störungen sofort zurück. Wird ein Tier in der Nähe eines Gewässers gestört, flieht es auch ins Wasser und versucht schwimmend oder sogar tauchend zu entkommen. Werden Waldeidechsen auf- bzw. gefangengenommen, werfen sie häufig einen Teil ihres Schwanzes ab. Dies erscheint als eine mehr oder minder wirksame Strategie gegenüber ihren zahlreichen Feinden (Schlangen, Klein- und Großsäuger sowie Vögel). Dennoch ist die Autotomie sehr energiezehrend und beeinträchtigt die Fortbewegungsfähigkeit. Man sollte Waldeidechsen daher nicht fangen.

Winterquartiere

Im Verlauf des Septembers und Oktobers ziehen sich die Waldeidechsen in ihre Verstecke zurück und überwintern. Wohl aufgrund des Mangels an geeigneten Verstecken erfolgt die Überwinterung oft gemeinsam mit anderen Echsen, Schlangen und Kröten. Dabei werden gern Erd- und Felspalten am Stammgrund von Bäumen oder unter Totholz genutzt. Jungtiere sind häufig noch 2-4 Wochen länger aktiv. Beginn und Ende der Aktivitätsphase erscheint einigen Autoren deshalb eher von endogenen als von exogenen Faktoren beeinflusst zu sein (Nuland & Strijbosch 1981).

4.22.6 Vergesellschaftungen

Die Waldeidechse ist regelmäßig mit Kreuzotter und Blindschleiche vergesellschaftet. Daneben wird sie auch mit der Erdkröte, Ringelnatter und Zauneidechse im gleichen Lebensraum gefunden.

4.22.7 Populationsbiologie

In mitteleuropäischen Optimallebensräumen können Populationen von Waldeidechsen auf kleiner Fläche Dichten von mehreren 100 Tieren/ha erreichen (Bauwens 1981). Hohe Dichten konnten auch im Hamburger Stadtgebiet erreicht werden. So konnten wir noch in den 70er Jahren entlang der U-Bahndämme (U1 und U2) in der Nähe des Stadtzentrums und im nördlichen Stadtgebiet mehrere Dutzend Tiere auf wenigen hundert Quadratmetern beobachten.

4.22.8 Gefährdungssituation

In der Roten Liste für Deutschland wird die Waldeidechse in keiner Gefährdungskategorie geführt. Auch Hamann (1981) hat diese Art in der Hamburger Landesliste als nicht gefährdet aufgeführt. Ein Rückgang eidechsen- (und reptilien-) spezifischer Lebensräume ist augenfällig.

lig. Magere, artenreiche, blüten- und insektenreiche Saumvegetation ist überall in der Stadt durch intensive Nutzung, Pflege, Düngung, Umnutzung und Randeinflüsse benachbarter Intensivnutzungen bedroht. Damit gehen Lebens- und Nahrungsräume der meisten Reptilienarten (und anderer Tierarten) verloren.

Aktuell ist diese Eidechse nur noch im, insbesondere nördlichen, Stadtrandgebiet verbreitet. Die Bestände des gesamten Stadtgebietes sind, bis auf die Population im NSG Wittmoor und Duvenstedter Brook, als individuenarm, disjunkt und rückläufig einzustufen. Aus den zentraleren Teilen der Stadt sowie potentiellen Arealen wie dem Klövensteen oder Wohldorfer Wald, sind Meldungen nur noch sehr selten. Eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ (RL 3) ist daher berechtigt.

4.22.9 Schutzmaßnahmen

Ähnlich wie bei der Zauneidechse und den drei Schlangenarten gilt es, neben einer dringend notwendigen aktuellen Bestandserfassung, vor allem den Schutz der gegenwärtigen Lebensräume zu gewährleisten (vgl. Schutz- und Pflegemaßnahmen für die Kreuzotter). Zielbiotop sollten artenreiche, magere, naturnahe, insektenreiche Säume mit lückiger, nicht verfilzender Vegetation sein. Derartige Vegetation muss durch gelegentliche Mahd von Gehölzaufwuchs frei gehalten werden. Es sollten südlich exponierte Strukturen, wie Grasbulten, Baumstümpfe oder offene Sand- und Steinflächen als Sonnplätze erhalten bzw. gegebenenfalls neu angelegt werden. Auch in Gärten und Grünanlagen können über eine extensive Pflege und den Erhalt offener, magerer Vegetationsstrukturen Lebensräume geschaffen werden.

4.23 Ringelnatter - *Natrix natrix*

4.23.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Natrix natrix* leitet sich von *Natrix*, lat.: Schwimmerin, ab. Der deutsche Trivialname bezieht sich entweder auf die beiden hellen Nackenflecken, die als ein unvollständiger Halsring interpretiert werden können, oder aber auf die Fähigkeit sich einzuriegeln.

4.23.2 Systematik

Wie die Mehrzahl aller rezenten Schlangenarten, gehören alle in Deutschland natürlich vorkommenden Arten zur Überfamilie der Colubroidea. Die Ringelnatter (*N. natrix*) und die Würfelnatter (*N. tessellata*) werden in die Gattung *Natrix*, Unterfamilie *Natricinae*, Familie *Colubridae* gestellt. Ihre nächsten Verwandten treten in den Gattungen *Afronatrix* (in Afrika), *Sinonatrix* (Südostasien) und *Thamnophis* (in Nordamerika) auf. Keine Übereinstimmung wurde bezüglich der

Anzahl der Unterarten der Ringelnatter erzielt. In der Literatur werden drei bis sieben verschiedene Unterarten angegeben (Günter & Völkl 1996).

4.23.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

Ringelnattern besitzen in Bezug auf Körpergröße und -gewicht einen deutlichen Sexualdimorphismus. Die durchschnittliche Länge bei Tieren aus der Umgebung Berlins liegen für Männchen bei unter 70 cm und für Weibchen bei 85 cm. Weibchen werden auch absolut größer als Männchen, dennoch werden nur wenige Tiere deutlich über einen Meter lang. Maximallängen liegen bei etwa 1,5 m. Das Durchschnittsgewicht der Männchen liegt um 50 g und bei 140 g bei Weibchen. Tiere über 100 cm und 100 g sind daher mit großer Wahrscheinlichkeit Weibchen (Günther & Völkl 1996).

Färbung

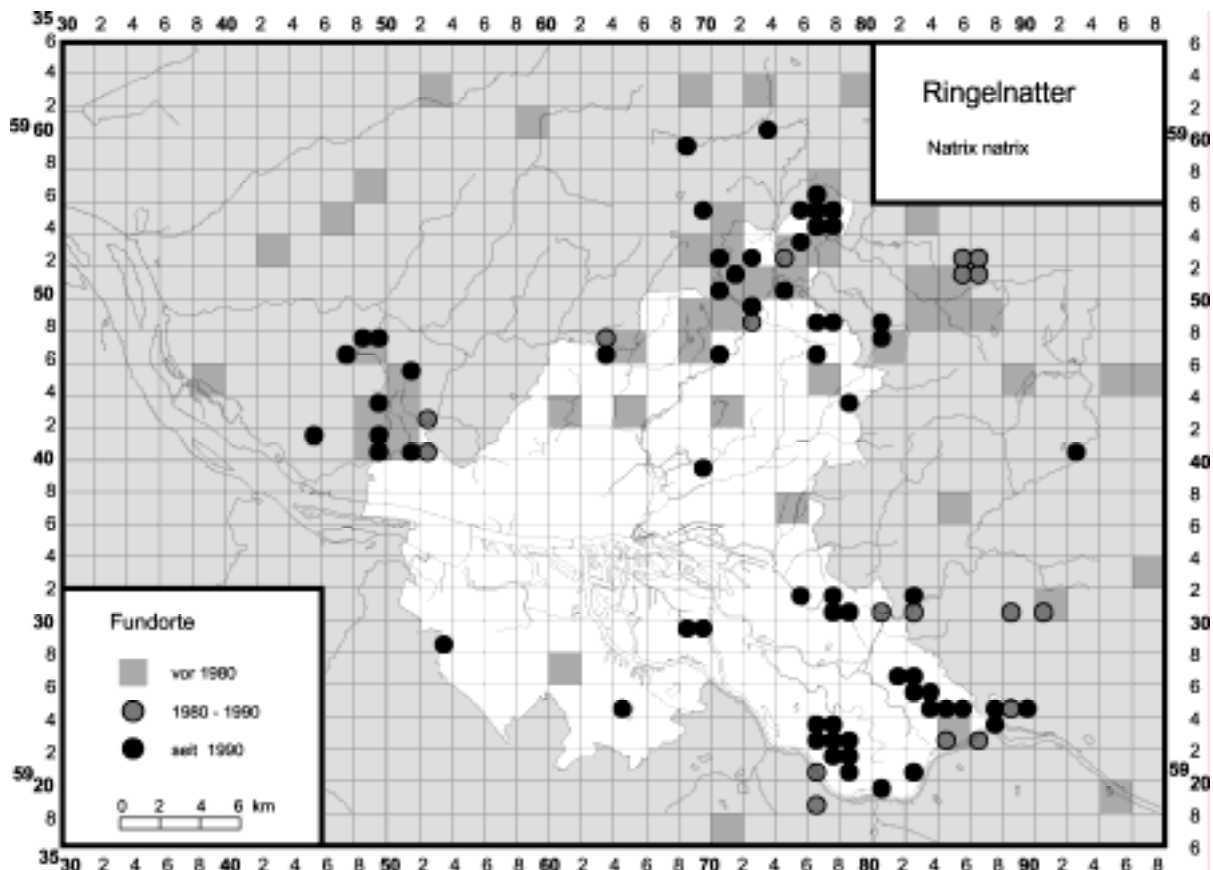
Ringelnattern lassen sich meist ohne Schwierigkeiten an den hellen (weißlich, gelblich bis kräftig gelb gefärbten) paarigen Nackenflecken identifizieren, die in der Regel von einem halbmondförmigen schwarzen Flecken eingerahmt werden. Die Kehle ist weißlich und die Kopfseiten hell-dunkel gemustert. Die Grundfärbung des Rumpfes zumeist grau mit einigen Längsreihen kleiner, schwarzer Flecken. Tiere mit olivgrauen, braunen, grauschwarzen und schwarzen Grundtönen treten ebenfalls auf.



Abb. 60: Ringelnatter

4.23.4 Verbreitung

Die Ringelnatter besiedelt mit Ausnahme von Irland und Nordskandinavien ganz Europa. In Deutschland ist sie die häufigste Schlange und, bis auf die gewässerarmen, intensiv genutzten Agrarlandschaften und die Hochlagen der Mittelgebirge und der Alpen, überall verbreitet. Die Unterart *N. n. helveticus* (Südöstliche Form) und



die Nominatform *N. n. natrix* (Nordwestliche Form) bilden Mischpopulationen östlich des Rheins.

Nördlich gelegene Verbreitungszentren finden sich im Ostholsteinischen Hügelland (Schleswig-Holstein), in der Stader Geest (Niedersachsen) sowie in der Mecklenburger Seenlandschaft (Günther & Völkl 1996).

In Hamburg kommt die Ringelnatter nur noch in kleinräumigen Populationen in den Vier- und Marschlanden, in den Moorgebieten der nördlichen und westlichen Außenbezirke sowie in den Walddörfern vor. Die Verbreitung deckt sich ungefähr mit den Vorkommen des Moorfrösches.

4.23.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die Land- und Wasserlebensräume der Ringelnatter orientieren sich im wesentlichen an dem Vorkommen geeigneter Beutetiere, v.a. Braun- und Grünfrösche, aber auch anderer Amphibien, Fische und Kleinsäuger. Weiterhin sind geeignete Fortpflanzungsbiotop, insbesondere Eiablageplätze, Sonnplätze sowie Tages- und Überwinterungsverstecke wichtig. Als bevorzugte Primärlebensräume gelten die ausgedehnten Seengebiete Mecklenburg-Vorpommerns, Brandenburgs, das Bodenseegebiet sowie das Alpenvorland. Im norddeutschen Tiefland bevorzugt die Ringelnatter Bruchwälder und Flachmoore, in den Mittelge-

birgslagen dagegen Feuchtwiesen und Talauen entlang von Fließgewässern. Sekundär werden geeignete Teiche, Gräben, Weideland sowie störungsarme Kiesgruben und Steinbrüche besiedelt.

Frühjahrsaktivität

Die beiden Aktivitätsgipfel im April/Mai (Paarung) und im Juni/Juli (Eiablage) sowie die damit verbundenen Ortswechsel sind phänologisch am bedeutsamsten. Die Frühjahrsaktivität einer Ringelnatterpopulation verläuft in abhängig von der Witterung. Bei uns verlassen die Tiere ihre Winterquartiere meist im April bei Temperaturen

um 10°C. Nach dem ersten Auftreten beginnen einige Individuen im Mai mit den Wanderungen zu den Paarungsplätzen.

Paarung und Fortpflanzung

Vermutlich werden die Männchen durch Sexuallockstoffe, die von paarungswilligen Schlangeweibchen abgesondert werden, zu einem geeigneten Paarungsplatz gelockt. Häufig bewerben sich mehrere Männchen um ein Weibchen. Wesentliche Elemente des Paarungsverhalten sind Schwanz- und Kopfzucken, Kopfnicken und Züngeln. Das Männchen ist bemüht sich an das Weibchen zu schmiegen. Ist es erfolgreich, umwindet es das Hinterteil des Weibchens und versucht zu kopulieren. Eine Kopulation kann

mehrere Stunden andauern. Während dieser Zeitphase sind beide Partner relativ fest miteinander verbunden, da der Hemipenis des Männchens in der Kloake des Weibchens stark anschwillt.

Zwischen Paarung und Eiablage vergehen einige Wochen. Wie bei Schlangen üblich, speichern die Weibchen die Spermien in ihrem Körper. Die Eier werden erst kurz vor der Ablage befruchtet. Bei geeigneter Witterung werden im Juni/Juli Kompost- oder Dunghaufen, alte Stroh- und Heumieten sowie Schilf- und Binsenhaufen oder vermoerende Baumstämme als Eiablageplätze aufgesucht. Aufgrund der auftretenden Gärungswärme werden an solchen Plätzen bei hoher Luftfeuchte günstige relativ hohe Temperaturen zwischen 22°C und 34°C erreicht (Günther & Völkl 1996). Da günstige Eiablageplätze selten sind, werden sie häufig von mehreren Weibchen gemeinsam genutzt. Aufgrund dieses Verhaltens besitzen Ringelnattern eine gewisse Ortstreue.

Die Eier sind bei der Ablage von einem Sekret umgeben, so dass die unmittelbar benachbarten Eier, zumeist die eines Weibchens, miteinander verkleben. In der Regel werden 10-30 Eier gelegt. Die Eier sind weiß, im Durchschnitt etwa 30 mm lang und 16 mm breit. Das Gewicht liegt bei 5 g/Ei (Günther & Völkl 1996).

Individualentwicklung

In Abhängigkeit von der (Innen-)Temperatur des Eiablageplatzes schlüpfen die kleinen Schlangen nach 1-2 Monaten. Das Schlüpfen dauert 1-3 Tage bevor die 15-20 cm großen und 2-3 g schweren Jungtiere ihre Eischale verlassen können. Pro Jahr, während der etwa vier Monate langen mögliche Nahrungsaufnahme, beträgt der Zuwachs etwa 10 cm. Während der ersten drei Jahre verläuft das Wachstum bei beiden Geschlechtern gleich, danach verlangsamt sich das Wachstum der Männchen.

Nahrung

Wie bereits erwähnt, werden die terrestrischen und aquatischen Habitate der Ringelnatter im wesentlichen von dem Vorkommen geeigneter Beutetiere bestimmt. Die Ringelnatter tritt besonders häufig in typischen Erdkröten-, Grün- oder Braunfroschhabitaten auf. Auch Eidechsen, Kleinsäuger und Fische gehören zum Nahrungsspektrum. Ringelnattern richten aber keinen wirtschaftlichen Schaden an, weil sie keine gesunden Fische erbeuten können.

Sonnplätze, Aktionsradius und Häutung

Ringelnattern sind tagaktiv und, wie alle Reptilien, sogenannte „wechselwarme Tiere“. Wesentlich für das Streifgebiet der Ringelnatter sind exponierte und gleichzeitig geschützte Sonnplätze (Felsen, Schilfhaufen, Seggenbulten oder Holzstämme über Wasser). Ihr bevorzugter Temperaturbereich

liegt zwischen 29°C und 33°C. Ringelnattern sind in der Lage, ihre Körpertemperatur und damit ihre Aktivität zu steuern. Mertens (1992) stellte fest, dass Ringelnattern zwischen 5°C und 34°C Außentemperatur aktiv sein können. Dabei können sie im Extremfall ihre Körpertemperatur für einen begrenzten Zeitraum bis zu 25,4°C über die jeweilige Außentemperatur steigern bzw. um bis zu 11,9°C abzusenken.

Längere Aktivitäten sind generell bevorzugt an warmen und sonnigen Tagen zu erwarten. Ringelnattern halten sich in begrenzten Arealen (8-30 ha) auf und können unter günstigen Bedingungen zwischen 50-460 m Entfernung pro Tag zurücklegen (Madsen 1984, Mertens 1992). Die Aktivität der Tiere wird wesentlich von den 2-4 Häutungen/Jahr beeinflusst. Madsen (1984) beobachtete, dass sich Ringelnattern in den Tagen vor der Häutung kaum fortbewegen, jedoch in der Zeit danach sehr aktiv sind.

Schreckstellung und Verteidigung

Ringelnattern sind für den Menschen ungefährlich. Werden erwachsene Tiere an der Flucht gehindert, zischen sie mit geschlossenem Maul. Bei weiterer Bedrohung nehmen einige Tiere eine Schreckstellung ein. Sie winden sich um ihre Achse, reißen das Maul auf und lassen die Zunge seitlich heraushängen. Sie stellen sich tot. Ihre Reaktionsfähigkeit wird dabei nicht gemindert. Bei Auf- bzw. Gefangennahme entleeren sie aus ihrer Kloake eine unangenehm riechende Flüssigkeit.

Winterquartiere

Neben einem geeigneten Nahrungsangebot, ausreichend Sonn- und günstigen Eiablageplätzen sind Überwinterungsquartiere ein wichtiger Habitatfaktor. In der Regel ziehen sich die Ringelnattern im Verlauf des Septembers und Oktobers in ihre Verstecke zurück und überwintern. Sicherlich ist der Mangel an geeigneten Verstecken der Grund, dass vermehrt mehrere Tiere gemeinsam überwintern und dieselben Orte über mehrere Jahre hinweg immer wieder aufsuchen. Dabei werden gern die Eiablageplätze, Felsspalten oder Kleinsäugerbauten genutzt. Auch günstige anthropogene Strukturen, wie Keller, Sägespäne oder Backsteinhaufen werden aufgesucht.

4.23.6 Vergesellschaftungen

Im Bereich größerer Feuchtgebiete ist die Ringelnatter häufig mit Kreuzotter und Waldeidechse vergesellschaftet. Aufgrund der Nahrungspräferenzen wird die Ringelnatter regelmäßig mit vielen einheimischen Amphibienarten im gleichen Lebensraum gefunden. In Norddeutschland sind insbesondere Vergesellschaftungen mit den Grün- und Braunfröschen, der Erdkröte und dem Teichmolch bekannt.

4.23.7 Populationsbiologie

Über Populationsgrößen von Ringelnattern ist wenig bekannt. In mitteleuropäischen Optimallebensräumen wird von einer durchschnittlichen Dichte von einem Tier/ha ausgegangen. In den für die Ringelnatter nicht optimalen norddeutschen Lebensräumen wird eine 5-10 fache Arealgröße geschätzt.

Männliche Tiere können sich im vierten, weibliche meist im fünften Lebensjahr erstmalig fortpflanzen. Entscheidend ist jedoch nicht das Lebensalter, sondern die Konstitution bzw. das Gewicht der Tiere. Im Freiland können Ringelnattern über 20 Jahre alt werden. Das Durchschnittsalter liegt vermutlich bei etwa 10 Jahren (Günther & Völkl 1996).

4.23.8 Gefährdungssituation

Der Verlust und die Beeinträchtigung der terrestrischen und aquatischen Lebensräume durch Land- und Forstwirtschaft, und die Dezimierung der Nahrungstiere, sowie die Zerschneidung der Habitate durch Straßentrassen bedrohen die Hamburger Ringelnatter-Populationen in ihrem Bestand. Die verbliebenen Populationen können als Restvorkommen interpretiert werden. In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird die Ringelnatter als „Gefährdet“ eingestuft. Hamann (1981) hat diese Art in der Hamburger Landesliste dagegen bereits als „Stark gefährdet“ eingestuft, eine Zuordnung („**Stark gefährdet**“, **RL 2**), die wir beibehalten müssen.

4.23.9 Schutzmaßnahmen

Auf der Basis eines noch zu leistenden aktuellen Bestandsmonitorings wird vorgeschlagen, dass sich konkrete Schutzmaßnahmen für die gegenwärtigen Lebensräume, möglichst im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen (PEP), auf folgende Maßnahmen konzentrieren sollten:

1. Schutz der Eiablage- und Überwinterungsmöglichkeiten, um optimale Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen für diese Lebensphasen zu schaffen (Zuiderwijk et al. 1993). In der aufgeräumten Kulturlandschaft, aber auch in NSGs, sollten unter Umständen geeignete Strukturen in ausreichender Anzahl zusätzlich geschaffen werden. Die Verwendung von anfallendem ortsüblichem Material, also je nach Situation z.B. Laub, Zweige, Grasschnitt (Heu) etc., ist zu bevorzugen. Die Neuanlagen sollten eine Grundfläche von 2,5 x 6 m und eine Höhe von etwa 1,5 bis 2 m besitzen. Ein Monitoring ist unabdingbar, da sich geeignete Bedingungen, insbesondere für die Eiablage, erst im Laufe der Zeit einstellen bzw. verändern.
2. Verbesserung des Nahrungsangebotes und der Sommerlebensräume. Da sich Ringelnattern bevorzugt von Amphibien, insbesondere

von Braunfröschen, ernähren und eine ausgeprägte Gewässerbindung zeigen, sollten Amphibienschutzmaßnahmen, wie sie in den jeweiligen Kapitel ausgeführt werden, im Zusammenhang mit der Förderung und Entwicklung von Ringelnatter-Populationen in Angriff genommen werden.

4.24 Schlingnatter - *Coronella austriaca*

4.24.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Coronella austriaca* leitet sich von *Coronella*, lat.: Krönchen, und *austriaca*, lat.: österreichisch ab. Ersterer bezieht sich auf die entfernt „kronenähnliche“ zackenförmige Zeichnung der Kopfoberseite, letzterer auf den Fundort der zuerst beschriebenen Exemplare. Der deutsche Trivialname bezieht sich auf das Töten der Nahrungstiere, die sie mit dem Körper umschlingt und dabei erdrosselt. Ebenfalls gebräuchlich ist der Name Glattnatter, der sich auf die glatten ungekielten Hautschuppen bezieht.

4.24.2 Systematik

In Hinblick auf die verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den einheimischen Schlangenarten siehe auch Ringelnatter (*Natrix natrix*).

Die Schlingnatter (*C. austriaca*) wird der Unterfamilie Colubrinae zugestellt. Die Gattung *Coronella* tritt in zwei Schwesterarten auf, neben der weitverbreiteten Schlingnatter die nur in Süd- und Südwesteuropa auftretende *C. girondica* (Günter & Völkl 1996).

4.24.3 Äußere Merkmale

Größe und Gewicht

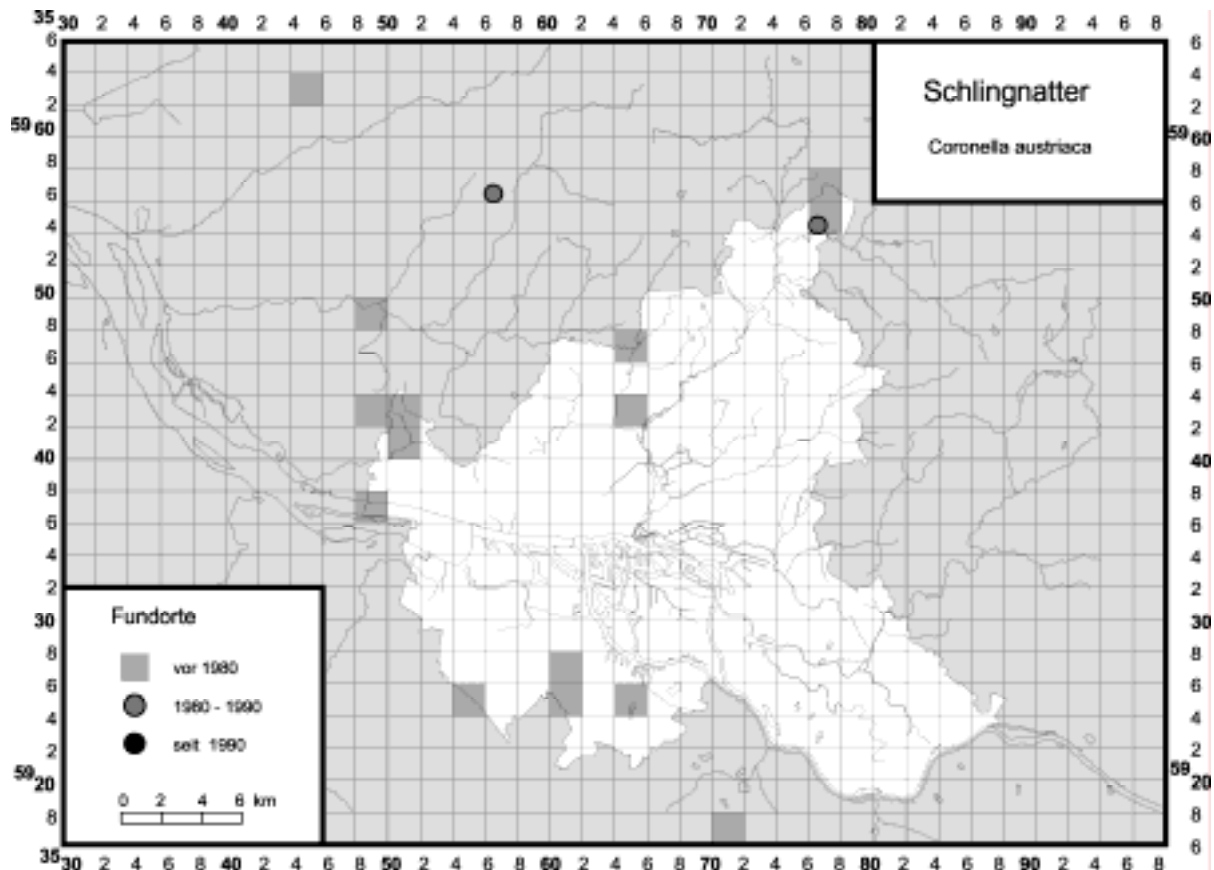
Schlingnattern besitzen in Bezug auf Körpergröße und -gewicht keinen deutlichen Sexualdimorphismus. Durchschnittlich werden sie 50-70 cm lang und etwa 50 g schwer (Günther & Völkl 1996).

Färbung und Gestalt

Die Grundfarbe der Schlingnatter ist grau, braun bis rostrot. Auf dem Rücken verlaufen paarige dunkle Flecken, die zumeist schräg zueinander versetzt sind. In Bewegung befindliche Tiere können damit den falschen Eindruck des durchgehenden gezackten Längsbandes der Kreuzotter erwecken. Die Kopfzeichnung, die schlankere Gestalt und vor allen, die im Gegensatz zur Kreuzotter runden Pupillen in den relativ kleinen Augen sind jedoch gute Unterscheidungsmerkmale.

4.24.4 Verbreitung

Schlingnattern sind in ganz Europa sowie in Teilen Mittel- und Kleinasien verbreitet. In



Deutschland liegt ihre Verbreitungszentren in den Süd- und Südwestdeutschen Mittelgebirgen. In Norddeutschland gibt es nur disjunkte Vorkommen. Einzig entlang der Mecklenburgischen Ostseeküste, zwischen Rostock und dem Darß, finden sich noch kleinere intakte Populationen (Günter & Völkl 1996).

Die Bestände um Hamburg, Lübeck und auf der Schleswig-Holsteinischen Geest (Mohr 1926) sind zum großen Teil erloschen (Dierking-Westphal 1981). Die wenigen aktuellen Vorkommen finden sich v.a. in Mooren und Heiden auf der Geest (Klinge & Winkler 2002). In Hamburg trat die Schlingnatter bis 1990 nur noch in isolierten Populationen in den südlichen, westlichen und nördlichen Außenbezirken der Stadt auf.

4.24.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Schlingnattern leben in einem breiten Spektrum von offenen und halboffenen Habitaten. Sie kommen v.a. dort vor, wo sie ausreichend geeignete Beutetiere, insbesondere Eidechsen, Blindschleichen und Kleinsäuger finden. Im norddeutschen Tiefland bevorzugt die Schlingnatter reichstrukturierte Heideflächen, lichte Kiefernwälder und Moore, an der Ostseeküste Dünengebiete und Küstenheiden. In den Mittelgebirgslagen werden hauptsächlich die wärmeren Hanglagen (Trockenrasen, aufgelassene Weinberge und Steinbrüche) besiedelt. Bahndämme, aber auch geeignete Randbereiche von Dörfern und Städten besitzen eine größere Bedeutung als Lebens-

raum, insbesondere wenn sie ausreichend Nahrung bieten.

Frühjahrs- und Sommeraktivität

Spätestens im Mai können Schlingnatter in ihrem nördlichen Verbreitungsgebiet beobachtet werden. Sie sind dann aufgrund ihres Paarungsdranges aktiver und weniger scheu. Das gleiche trifft für den Juli und August zu, da dann die Weibchen mit der Eiablage und dem damit verbundenen Ortswechsel beginnen. Schlingnattern sind bei einer Körpertemperatur von 20-30°C am aktivsten. Im Frühjahr und Frühsommer kann dieser bevorzugte Temperaturbereich vor allen in der Tagesmitte erreicht werden. Im Hochsommer zeigen die Tiere dagegen häufig eine bimodale Aktivität (späte Morgenstunden und früher Abend).

Paarung und Fortpflanzung

Häufig bewerben sich mehrere Männchen um ein Weibchen. Die Männchen sind in dieser Phase recht aggressiv, sowohl gegenüber anderen Männchen als auch gegen die Weibchen. Die Tiere umschlingen sich und versuchen, einander in die Kopfregion zu beißen.

Zwischen Paarung und Eiablage/Schlupf vergehen 3-4 Monate. Die Jungtiere entwickeln sich dabei im Leib des Weibchens und werden, zumeist im August, voll ausgebildet und nur von einer dünnen Eischale umgeben geboren (Ovoviviparie) (Günther & Völkl 1996).

Individualentwicklung

Die Jungtiere häuten sich kurz nach dem Schlüpfen und begeben sich alsbald auf Nahrungssuche. Ihnen stehen dabei aufgrund des relativ späten Schlüpftermins nur wenige Wochen zur Verfügung, bevor sie ihre Winterquartiere aufsuchen. Neben kleineren Reptilien und Amphibien, werden Insekten und Regenwürmer gefressen. Durchschnittlich sind junge Schlingnatter 16,5 cm lang. Ähnlich wie bei der Ringelnatter werden die meisten Tiere in ihrem vierten Lebensjahr geschlechtsreif.

Nahrung

Wie bereits erwähnt, werden die Habitate der Schlingnatter im wesentlichen vom Vorkommen geeigneter Beutetiere bestimmt. Adulte Tiere fangen besonders häufig Eidechsen. Daneben werden Spitzmäuse, kleine Nagetiere, aber auch nestjunge Vögel und Eier aufgenommen.

Schreckstellung und Verteidigung

Schlingnatter sind für den Menschen nicht gefährlich. In der Regel verlässt sich die Schlange auf ihre Tarnung und verweilt regungslos, wenn sie sich bedroht fühlt. Bei weiterer Bedrohung nimmt sie eine Verteidigungshaltung ein, indem sie ihren Körper flach zusammenrollt und den Vorderkörper aufrichtet. Aus dieser Stellung kann sie schnell vorstoßen und zubeißen. Der Biss der Schlingnatter ist für den Menschen harmlos. Zudem warnt sie den Angreifer mit Zischen. Werden Schlingnatter auf- bzw. gefangengenommen, entleeren sie aus ihrer Kloake eine unangenehm stinkende Flüssigkeit.

Winterquartiere

Geeignete Überwinterungsverstecke stellen einen wichtigen Habitatfaktor dar. In der Regel ziehen sich Schlingnatter im Verlauf des Septembers und Oktobers in ihre Winterquartiere zurück. Wie bei den anderen heimischen Arten scheint der Mangel an geeigneten Verstecken Grund für das gemeinsame Überwintern mehrerer Tiere zu sein. Bei der Schlingnatter scheint dieses Verhalten jedoch nicht so stark ausgeprägt zu sein. Trockene Erd- und Felsspalten, Kleinsäugerbauten und dergleichen werden genutzt. Aber auch Hohlräume hinter Mauern und Steinwerk, Keller oder Backsteinhaufen werden aufgesucht.

4.24.6 Vergesellschaftungen

Im gesamten Bundesgebiet tritt die Schlingnatter regional häufig gemeinsam mit der Zauneidechse und der Blindschleiche auf. In den norddeutschen Habitaten (Heide und Moore) ist die Schlingnatter lokal mit Kreuzotter und Waldeidechse vergesellschaftet.

4.24.7 Populationsbiologie

Über Populationsgrößen und Altersstruktur von Schlingnatter ist wenig bekannt. In ökologisch optimalen Lebensräumen können bis zu 10 Tiere/ha auftreten. Für die suboptimalen norddeutschen Gebiete sollte die zehnfache Arealgröße angesetzt werden. Im Freiland können Schlingnatter etwa 20 Jahre alt werden. Das Durchschnittsalter liegt bei etwa 10 Jahren (Günther & Völkl 1996).

4.24.8 Gefährdungssituation

Der großflächige Verlust und die Beeinträchtigung magerer, artenreicher und naturnaher Lebensräume (z.B. Heide, Moore, Trocken- und Magerasen) in Folge der Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft, hat regional zu einer erheblichen Dezimierung der Schlingnatter-Populationen geführt. Besonders gravierend ist dies im Bereich der nordwestlichen Arealgrenze, in Schleswig-Holstein und im nördlichen Niedersachsen. Hier sind viele Schlingnatter-Bestände offensichtlich erloschen.

In der aktuellen Roten Liste für Deutschland wird die Schlingnatter als „Stark gefährdet“ (RL 2) eingestuft. Hamann (1981) hat diese Art in der Hamburger Landesliste bereits als „Vom Aussterben bedroht“ (RL1) eingeordnet. Da die letzten Meldungen aus dem Hamburger Stadtgebiet aus den 90er Jahren stammen (NSG Duvenstedter Brook), ist diese Art der Kategorie „**Ausgestorben oder Verschollen**“ (RL 0) zuzuordnen.

4.24.9 Schutzmaßnahmen

Bevor konkrete Schutzmaßnahmen und Empfehlungen für den Schutz der Schlingnatter in Hamburg formuliert werden, müssen die ehemaligen und potentiell günstigen Standorte gezielt neu kartiert werden. Unter Umständen können dort vereinzelte Restpopulationen, die besonderen Schutz erfordern, wieder nachgewiesen werden. Grundsätzlich sind die entsprechenden Lebensräume auch aus Schutzbelangen anderer Arten heraus schutz- und entwicklungswürdig. Zudem stehen die meisten der Magerbiotope auch unter Schutz nach § 28 HmbNatSchG.

4.25 Kreuzotter - *Vipera berus*

4.25.1 Name

Der wissenschaftliche Name *Vipera berus* leitet sich von vivipara, lat.: lebendgebärend, ab. Vipera ist eine Verkürzung dieses Begriffes. Die Bedeutung des Begriffs berus sowie der deutsche Trivialname sind nicht zweifelsfrei zu klären. Letzterer könnte sich auf eine mitunter zu beobachtende kreuzförmige Hinterkopfzeichnung oder das zickzackförmige Band auf dem Rücken beziehen.

4.25.2 Systematik

Bezüglich der verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den einheimischen Schlangenarten siehe Ringelnatter (*Natrix natrix*). Die beiden in Deutschland vorkommenden Arten der Familie Viperidae, die Kreuzotter und die Aspispiper (*V. aspis*) werden der Unterfamilie Viperinae, mit insgesamt 8 Gattungen und 46 Arten, zugeordnet. Als Unterarten der Kreuzotter werden drei verschiedene Subspecies anerkannt, neben der Nominatform *V. b. berus* die beiden Unterarten *V. b. bosniensis* und *V. b. sachalinensis* (Schiemenz, Biella, Günther & Völkl 1996).

4.25.3 Äußere Merkmale

Kreuzottern wirken plumper und gedrungener als die beiden heimischen Natternarten. Färbung und Zeichnung können variieren. Unverwechselbar sind die senkrechten Pupillen und eine Schuppenkante über den Augen. Beide Merkmale hinterlassen den Eindruck eines „strengen Blickes“ und sind deutliche Unterscheidungsmerkmale zwischen Schlingnatter und Kreuzotter.

Größe und Gewicht

Wie bei Schlangen häufig, weisen die Geschlechter in Bezug auf den Körperbau einen deutlichen Sexualdimorphismus auf. Die Weibchen sind mit ca. 80 cm Länge und mit ca. 200 g Gewicht größer und schwerer als die bis maximal 70 cm langen und 100-150 g schweren Männchen. Die Männchen haben insgesamt einen schlankeren Körperbau und längere Schwänze, die an der Wurzel verdickt sind und sich kontinuierlich verjüngen. Auch hinsichtlich ihrer Färbung und Beschuppung unterscheiden sich die Geschlechter (Schiemenz, Biella, Günther & Völkl 1996).



Abb. 61: Kreuzotter

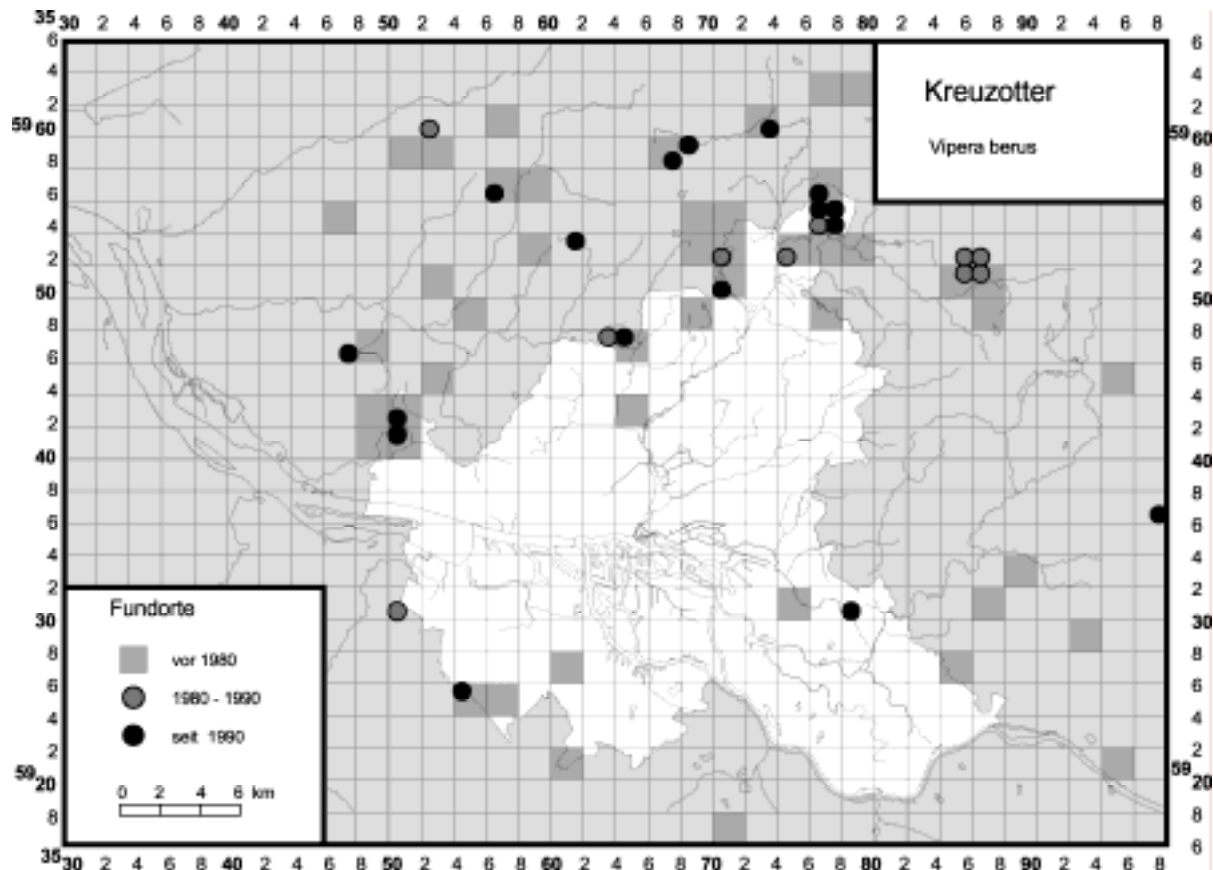
Färbung

Kreuzottern sind sowohl in ihrer Grundfärbung als auch in ihrer Zeichnung äußerst variabel. Dies betrifft insbesondere die Männchen nach der ersten Häutung im Frühjahr. Die Oberseite ihres Rumpfes kann dann von fast weiß, silber-grau, grau, braun-grau, olivbraun, braun bis dunkelbraun reichen. Die Weibchen besitzen dann graue, fahlgelbe, gelbrote, kupferrote, rotbraune bis dunkelbraune Grundtöne. In beiden Geschlechtern treten außerdem Schwärzlinge auf. Solche Farbvarianten (z.B. kupferrote und schwarze Formen) sind auch aus dem Hamburger Gebiet bekannt (Schröder mdl.).

Das dunkle Zickzackband, welches über den ganzen Rumpf bis zum Schwanz verläuft, kann sich deutlich oder weniger deutlich von der Grundfarbe abheben. Auch die Form dieses an sich charakteristischen Zickzackbandes kann erheblich variieren. Das Band kann unterbrochen auftreten, völlig fehlen oder heller als die Grundfärbung erscheinen. Diese Ausprägungen sind aber selten.



Abb. 62: Lebensraum der Kreuzotter in der Fischbeker Heide



4.25.4 Verbreitung

Ähnlich der Waldeidechse ist die Kreuzotter von Nordwestfrankreich bis nach Ostsibirien und Sachalin bzw. von Nordskandinavien bis nach Norditalien verbreitet. Sowohl im atlantisch geprägten niedersächsischen Tiefland (Stader Geest und Lüneburger Heide) und Schleswig-Holstein, v.a. auf der Geest und vereinzelt im Hügelland (Klinge & Winkler 2002), als auch im mehr kontinental beeinflussten Mecklenburg-Vorpommern (Müritzgebiet) und Brandenburg besitzt diese Art in Heide- und Moorgebieten einen Verbreitungsschwerpunkt (Schiemenz, Biella, Günther & Völkl 1996). In Hamburg tritt die Kreuzotter nur noch in wenigen isolierten Populationen in den nörd- und westlichen Außenbezirken auf.

4.25.5 Habitatpräferenzen und Jahresrhythmus

Die primären Habitate der Kreuzotter im norddeutschen Tiefland stellen die verbliebenen Moorgebiete dar. Weiterhin sind die anthropogen geschaffenen Heideflächen, Waldränder und -lichtungen (insbesondere Kiefernwälder) die bevorzugten Lebensräume der Kreuzotter. In den Mittelgebirgen wird ein breites Spektrum von trockenen und feuchten Habitaten, vorwiegend jedoch Hochmoore und lichte Nadelwälder bewohnt.

Frühjahrsaktivität

Kreuzottern sind „kälteresistenter“ als die beiden einheimischen Natternarten und können auch während der Wintermonate bei geeigneter Witterung (klarer Himmel und Temperaturen um 8-12°C) ihre Winterquartiere verlassen, um sich zu sonnen. Dabei gibt es offensichtlich geschlechtsspezifische Präferenzen, da Männchen schon bei Temperaturen um 8°C und Weibchen erst bei Temperaturen um 12°C erscheinen.

Bei Kreuzottern entwickelt sich die Frühjahrsaktivität in Abhängigkeit von der Witterung. Die Winterquartiere werden von Männchen in der Regel im März/April und von den Weibchen im April verlassen. Die erste Aktivitätsphase ist durch ausgiebiges Sonnen in der Nähe der Winterverstecke charakterisiert. Die Vorkommen in den Hamburger Moorgebieten, z.B. im NSG Wittmoor, bevorzugen sie als Sonnplätze exponierte Pfeifengras-Bulten (Denkewitz 1995). Nicht nur die Überwinterungsplätze, auch die Sonnplätze werden über mehrere Jahre, oft von verschiedenen Ottern gleichzeitig aufgesucht und genutzt. Da geeignete Sonn- und Paarungsplätze sowie Winterverstecke selten sind, besitzen Kreuzottern eine gewisse Ortstreue. Während der ersten Sonnphase nehmen die Tiere keine Nahrung auf und müssen von ihren Fettreserven zehren. Nach einigen Wochen, zumeist Ende April, Anfang Mai beginnen die Männchen sich zu häuten und bereiten sich auf die Paarung vor.

Paarung und Fortpflanzung

Die zwei bis vier Wochen anhaltende Paarungsphase ist vom Aufsuchen geeigneter Paarungsplätze und von einem charakteristischen Paarungsverhalten bestimmt. Häufig bewerben sich mehrere Männchen um ein fortpflanzungsbereites Weibchen. Das wohl auffälligste Element des Paarungsverhaltens stellt der ritualisierte Kampf (Kommentkampf) zwischen rivalisierenden Männchen dar. Dieser Kampf beginnt mit verschiedenen Ausdrucksbewegungen und geht in ein Aufrichten, rhythmisches Pendeln und gegenseitiges Umschlingen der Kontrahenten über. Durch das Pendeln und Hochaufrichten verlieren beide Akteure das Gleichgewicht und kippen um. Nun entfernt sich entweder ein Tier, oder die Gegner beginnen von neuem, bis ein Tier aufgibt.

Ende Mai/Anfang Juni wandern die Männchen in die Sommerlebensräume ab. Die befruchteten Eier bzw. die Jungtiere wachsen während der nächsten 8-20 Wochen, abhängig von Klima und Nahrungsangebot, im Weibchen heran. Kurz vor der Eiablage/Geburt können zwischen 13-46 % des Körpergewichts des Weibchens auf die Jungtiere entfallen. Kreuzottern sind lebendgebärend (ovovivipar). Die jungen Schlangen befreien sich kurz nach dem Absetzen von ihren durchsichtigen Eihüllen und kriechen davon. In der Regel werden etwa 4-20 Jungtiere abgesetzt, die im Durchschnitt 13-22 cm lang und 2,5-7 g schwer sind. Die meisten Tiere erreichen in ihrem sechsten Sommer, d.h. im fünften Lebensjahr, ihre Fortpflanzungsfähigkeit (Schiemenz, Biella, Günther & Völkl 1996).

Nahrung

Das Beutespektrum der Kreuzotter ist vom jeweiligen lokalen Angebot abhängig. Geeignete Beutetiere sind vor allem Eidechsen, Amphibien und Kleinsäuger. Sie töten ihre Nahrungstiere durch ein Kreislaufgift, das haemolytische Eigenschaften hat.

Verteidigung

Auf Störungen reagieren Kreuzottern mit Flucht. Werden die Tiere an einer Flucht gehindert, nehmen sie eine Drohhaltung ein und zischen deutlich hörbar. Bei weiterer Bedrohung kommt es zu Scheinangriffen ins Leere und gegebenenfalls zum Biss. Für einen gesunden erwachsenen Menschen ist der Biss bzw. das Gift der Kreuzotter nur selten lebensgefährlich, aber sehr schmerzhaft. Häufig ist weniger die Giftwirkung als der Schock gesundheitsbedrohlich. Kinder, ältere und kreislaufschwache Menschen sollten sich nach einem Biss zügig in ärztliche Behandlung begeben. Vernünftig ist es Kreuzottern, wie andere Schlangen, in Ruhe zu lassen.

Winterquartiere

Kreuzottern begeben sich im Verlauf des Septembers und Oktobers in ihre Winterverstecke (Erd- und Felsspalten, Kleinsäugerbauten und vermodernde Baumstubben), die häufig gemeinsam von mehreren Tieren genutzt werden. Dieselben Orte werden über mehrere Jahre aufgesucht.

4.25.6 Vergesellschaftungen

Die Kreuzotter ist regelmäßig mit der Waldeidechse und mit der Blindschleiche vergesellschaftet.

4.25.7 Populationsbiologie

Vermutlich aufgrund der Beutetierdichte scheinen Populationen von Kreuzottern in wechselfeuchten Habitaten in der Lage zu sein, größere Bestandsdichten aufzubauen als in trockeneren Lebensräumen. In Optimallebensräumen wird von durchschnittlich 1-8 Tieren/ha ausgegangen. Das Durchschnittsalter liegt bei etwa 10 Jahren (Schiemenz, Biella, Günther & Völkl 1996).

4.25.8 Gefährdungssituation

Wie bei den vorgestellten Natternarten stellt der zunehmende Verlust der Lebensräume die Hauptursache für den starken Rückgang der Kreuzotter-Bestände dar. In Hamburg gibt es Kreuzotter-Populationen nur noch in Rückzugsräumen (z.B. NSG Duvenstedter Brook und NSG Wittmoor).

In der Roten Liste für Deutschland wird die Kreuzotter als „Stark gefährdet“ (RL 2) eingestuft. Hamann (1981) hat diese Art in der Hamburger Landesliste als „Vom Aussterben bedroht“ (RL 1) geführt. Aufgrund der aktuellen Daten gehört die Kreuzotter weiterhin in die Kategorie „**Vom Aussterben bedroht**“ (RL 1).

4.25.9 Schutzmaßnahmen

Nur durch eine regelmäßige Bestandsüberwachung und gezielte Pflegemaßnahmen können die verbliebenen Bestände in ihren Lebensräumen weiter geschützt und entwickelt werden. So stellt der Schutz der Winterquartiere und der Frühjahrs-Sonnplätze eine äußerst wichtige Maßnahme dar (Blab & Nowak 1989, Joger 1985). Werden diese Plätze durch Holzgewächse, in Moorbereichen v.a. durch Birken, zu sehr beschattet, sollten Fällmaßnahmen eingeleitet werden. Da auch Waldeidechsen, ein bevorzugtes Beutetier von Jungottern, besonnte Standorte bevorzugen, könnten solche Maßnahmen gleichzeitig die Nahrungssituation verbessern.

Geeignete Maßnahmen in den Sommerlebensräumen müssen darauf abzielen, die Strukturvielfalt und das Nahrungsangebot zu erhalten und zu verbessern.

5 Gefährdungssituation der Amphibien und Reptilien in Hamburg

5.1 Naturräumliche Differenzierung der Vorkommen

Hamburg liegt im Schnittpunkt verschiedener großer Naturräume und Klimaregionen, die jeweils auch Hauptverbreitungsgebiete von Arten repräsentieren. Dieser Umstand hat zur Folge, dass im Ballungsraum Hamburg, trotz seiner stark vom Menschen beeinflussten Lebensräume und der für ein Bundesland relativ geringen Fläche, eine überraschend große Artenvielfalt auftritt.

Landschaftlich ist eine Abfolge von Nordost nach Südwest vorhanden:

- Der Nordosten Hamburgs liegt im Randbereich des rund 10.000 Jahre alten Jungmoränengebietes der letzten großen Inlandvereisung: der Weichseleiszeit. Die verhältnismäßig junge Landschaft ist von Natur aus kleinräumig strukturiert, kuppen- und gewässerreich, vom Substrat her lehmig und nährstoff- und relativ kalkreich. Bei uns sind v.a. Vorkommen von Laubfrosch und Wechselkröten an diese Landschaft geknüpft.
- Große Teile des außerhalb der Elbniederung liegenden Stadtgebietes sind Relikte der Formungsprozesse der älteren Kaltzeit: des Warthestadiums der Saaleeiszeit, die vor rund 70.000 Jahren zuende ging. Diese Flächen sind allgemein struktur- und wasserärmer, sie wurden v. a. während der letzten Eiszeit durch die Lage vor dem Eisrand morphologisch und edaphisch (auf den Boden bezogen) überprägt. Sie sind oberflächlich stark ausgewaschen, entkalkt und sandig. Die Böden sind magerer als im Nordosten. Mulden innerhalb dieser Gebiete waren bevorzugte Entstehungsort für Nieder- und Hochmoore.
- Mitten durch Hamburg verläuft das Urstromtal der Elbe mit umfangreichen Marschen- und Randmoorbildungen, die maximal 10.000 Jahre alt sind. Ein Großteil der sandigen bis tonigen Sedimente wurde in den letzten 3000 Jahren abgelagert. Das Gebiet ist von Natur aus gewässerreich, nährstoffreich und in Teilen vermoort. Die Elbe bildet eine Vernetzungssachse zur Nordsee und zu den kontinentalen Gebieten im Südosten. Typisch für diese Bereiche sind Vorkommen von Rotbauchunke, Laubfrosch, Kreuzkröte und Seefrosch.

- Eine weitere naturräumliche Besonderheit entsteht wiederum fast ausschließlich auf Hamburger Stadtgebiet durch die Tide. Diese wirkt sich, von der Nordsee kommend, stromaufwärts bis in den Hamburger Raum aus und hat hier durch den täglich zweimaligen Stillstand des Wassers (Gleichgewicht aus Flutwelle und Elbabfluss) die Entstehung eines Binnendeltas bewirkt. Damit liegen im Stadtgebiet die am weitesten aufgefächerten Flussabschnitte.

Klimatisch liegt Hamburg zwischen dem ozeanisch geprägten Klima der Nordseeküste und einem subkontinentalen Klimakeil, der von Osten her bis in die östlichen Vier- und Marschlande reicht. Auch wegen des im Südosten gegebenen Rückseitenklimas im Regenschatten der Harburger Berge weist Hamburg auf einer relativ kleinen Fläche Unterschiede der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge von fast 200 mm auf. Dabei fallen im Norden Hamburgs mit deutlich über 700 mm weit mehr Niederschläge als im Südosten mit unter 600 mm. Zudem hebt sich das Klima des Elbe-Urstromtales deutlich von dem der übrigen Stadtgebiete ab: Die Flussnähe bedingt ausgeglichenerere, häufig kühlere Temperaturen und damit eine Häufung von Nebelereignissen.

Die verhältnismäßig hohe Zahl der in Hamburg heimischen Amphibienarten (17 von 21) hängt mit den genannten geographisch-klimatischen Umständen zusammen. Dabei liegt Hamburg für einige Arten am Rand ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Für die Europäische Sumpfschildkröte, Rotbauchunke und Wechselkröte ist der Hamburger Osten bzw. Südosten etwa die westliche Verbreitungsgrenze ihres Besiedlungsgebietes. Insbesondere für Sumpfschildkröte und Wechselkröte stellt das stark atlantisch geprägte Klima einen suboptimalen Faktor dar. Für Feuersalamander, Fadenmolch und Springfrosch stellt das Urstromtal der Elbe, bezogen auf das Hamburger Gebiet, die natürliche nördliche Verbreitungsgrenze dar. Der Flussverlauf selbst stellt keine starre Verbreitungsgrenze dar.

5.2 Natürliche Bestandsentwicklung

Langzeitstudien (Kneitz 1998) haben gezeigt, dass die untersuchten Amphibienpopulationen erheblichen natürlichen Schwankungen unterworfen sind, die witterungsbedingt sein können, aber auch durch intra- und interspezifische Wirkmechanismen (Prädation, Konkurrenz, Nahrungslimitierung) verursacht werden. So konnte beobachtet werden, dass niedrige Laichpopulationen häufig eine besonders zahlreiche Nachkommenschaft produzierten und umgekehrt. Die Zunahme einer Teichmolchpopulation wirkte sich in einem von den Autoren beobachteten Fall z. B. deutlich negativ auf die Bestandsentwicklung der Grasfrösche im selben Gewässer aus. Deutlich ist auch

der Zusammenhang zwischen einem erfolgreichen Fortpflanzungsjahr und der entsprechend zahlreichen Laichpopulation, die dann nach Erlangung der Geschlechtsreife (also je nach Art nach 2-5 Jahren) am Gewässer auftritt.

Die Studien zeigten weiterhin, dass an neu angelegten Gewässern in den ersten Jahren häufig wesentlich größere Populationsschwankungen auftraten als an alten, stabilisierten Laichgewässern.

Bei starken Populationen - insbesondere bei zahlreichen, räumlich miteinander in Beziehung stehenden Teilpopulationen, der sogenannten Metapopulation - haben Bestandsschwankungen nie zum Aussterben geführt. Bei kleinen, isolierten Populationen besteht die Gefahr des kompletten Aussterbens.

5.3 Gefährdungsursachen

In nahezu allen Roten Listen und zusammenfassenden Fachbeiträgen zur Situation der Amphibien und Reptilien werden ungebrochene Rückgangstendenzen für die meisten heimischen Arten festgestellt. Die Zielsetzung des Bundes- und der Landesnaturschutzgesetzes zu nachhaltigem Schutz, Pflege und Entwicklung der heimischen Fauna wurde in diesem Punkt vielerorts weder erreicht, noch sind in den meisten Fällen überhaupt Schritte in die notwendige Richtung zu erkennen (vgl. Artenhilfsprogramm für die Rotbauchunke in Schleswig-Holstein, Dierking 1996). Als Hauptursachen für den anhaltenden Rückgang müssen gelten:

- Land- und Flächenverbrauch
- fortschreitende Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft
- Vernichtung von Laichgewässern.

Im Folgenden werden die Haupt-Gefährdungskomplexe dargestellt, die in Hamburg wirksam werden.

5.3.1 Intensivierung der Landwirtschaft

Vor rund 100 Jahren ernährte ein Landwirt rund 4 Personen, 1988 waren es bereits 67. Zwischen 1960 und 1988 fand eine Produktivitätssteigerung in der Landwirtschaft um 301 % statt. Die Erwerbstätigkeit in der Landwirtschaft ging im selben Zeitraum um 65 % zurück. Der Stickstoff-Mineraldüngerverbrauch stieg seit 1950 von 25 kg/ha auf 120 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche. Wobei zu berücksichtigen ist, dass in diesen Berechnungen auch weniger gedüngte Grünlandflächen einbezogen sind (Jedicke et al. 1996).



Abb. 63: Gülleausbringung trägt zur Gewässer-eutrophierung bei

Die Landwirtschaft war vor rund 100 Jahren von einem kleinräumigen Wechsel der Nutzungsformen geprägt. Durch eine Vielzahl von ungenutzten Rand- und Restflächen, eine Einpassung in naturräumliche Gegebenheiten und v.a. die Abwesenheit von Kunstdünger und Bioziden hatte die Landwirtschaft bis zu diesem Zeitpunkt teilweise sogar zur Steigerung der Artenvielfalt beigetragen. Amphibien und Reptilien wiesen trotz Verfolgung durch den Menschen (Bekämpfung von Schlangen, Nutzung von Fröschen) in geeigneten Lebensräumen in der Regel stabile Populationen auf. Die einzige Ausnahme stellt die Sumpfschildkröte dar. In den katholischen Gebieten Süd- und Mitteldeutschlands waren diese Tiere als Delikatesse und Sonderspeise für die Fastenzeit so sehr gefragt, dass, um die Nachfrage zu decken, große Mengen aus der Norddeutschen Tiefebene entnommen wurden. Der Fang zu Speisezwecken erschöpfte die norddeutschen Vorkommen fast völlig, so dass im 19. Jahrhundert auf südeuropäische Bestände bzw. Importe ausgewichen werden musste (Fritz & Günther 1996).

Für zahlreiche Arten hatte jedoch bereits durch Flussregulierungen und Eindeichungsmaßnahmen entlang der Elbe eine Verdrängung aus ihren angestammten Primärhabitaten begonnen. Aus den ehemals zur Verfügung stehenden Marschen und Mooren wurden sie in neue, von Menschen geschaffene Sekundärhabitats, wie Gräben, Abgrabungsflächen etc., verdrängt. Die Nutzungseinheiten in der Landschaft waren zu jener Zeit noch sehr kleinteilig. Landwirtschaftliche Betriebe bewirtschafteten in der Regel Flächen von weniger als 10 ha - heute sind es oft mehrere hundert Hektar.

Seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts ging die Entwicklung der Landwirtschaft mit einer deutlichen Verschlechterung der gesamtökologischen Situation einher.

Strukturelle Verarmung der Landschaft

Seit wenigstens 100 Jahren gibt es einen Trend in der Landwirtschaft zur Vergrößerung und Zusammenlegung der Nutzungseinheiten. Um den Einsatz immer größerer und leistungsfähigerer Landmaschinen rentabel zu machen, wurden und werden feuchte Geländemulden und Kleingewässer, Hecken und andere Kleinstrukturen innerhalb der Flächen beseitigt. Randbereiche werden zunehmend in die Nutzung integriert. Häufig wird bis dicht an Gräben, Hecken und Wegen umgebrochen, um den Ertrag zu maximieren. In den Elbmarschen besteht in allen intensiver nutzbaren Acker- und Obstbaugebieten die Tendenz, die ehemaligen Beetgräben durch Drainagen zu ersetzen. Kartenvergleiche von heutigen Karten mit solchen vom Ende des 19. Jahrhunderts zeigen an vielen Orten eine rapide Abnahme der Gewässerdichte. Diese geht einher mit einer Verarmung der verbliebenen Gewässer und ihrer Ränder durch die intensiven Randnutzungen, so dass von einer einschneidenden Verminderung der Lebensraumqualitäten im Verlauf der letzten 100 Jahre ausgegangen werden muss.



Abb. 64: maschinengerechte Landschaft

Umgebrochen ist auch der Trend zur Entwässerung der Landschaft. Über die Eintiefung und Begradigung der Hauptvorfluter wurden und werden in ganzen Landstrichen Gewässersysteme eingetieft und trocken gelegt. Verbleibende Gewässer erleiden durch teils erhebliche Wasserstandsschwankungen infolge von Ent- und Bewässerungsmaßnahmen deutliche qualitative Verluste.

Parallel zu der strukturellen Verarmung hat auch eine qualitative Verarmung der Restbiotope stattgefunden:

- Die Verminderung der Strukturvielfalt hat eine zunehmende Isolierung der Restbiotope zur Folge. Dies führt mittelfristig zum Aussterben von Teilpopulationen.
- Der Einsatz von Düngemitteln und Bioziden in der Nähe schmaler Restbiotope wie Hecken und Gräben wirkt sich verarmend auf

diese aus, weil keine unbeeinflussten Restflächen bleiben.

- Die verbesserte Saatgutreinigung und das Verschwinden der Landsorten aus der Landwirtschaft hat eine weitere Verarmung der Ackerbegleitflora und -fauna und damit eine weitere Verminderung des Nahrungsangebotes für Wirbeltiere zur Folge.

Nach Plachter (1991) ist die gegenwärtige intensive Landwirtschaft am Rückgang von 72 % der auf der Roten Liste der Gefäßpflanzen der Bundesrepublik stehenden Arten unmittelbar beteiligt. Anderen Schätzungen nach ist der Anteil noch höher.

Intensivierung der Grünlandnutzung

Der Wandel in der Grünlandnutzung scheint zentrale Bedeutung für den Rückgang der Arten zu haben. Wurde das Grünland noch vor 100 Jahren ohne Düngemittel oder nur mit Wirtschaftsdüngern bewirtschaftet, so hat sich das Bild heute vollständig verändert. Mähwiesen werden heute zum allergrößten Teil zur Silagegewinnung gedüngt, umgebrochen, mit wenigen Hochleistungssorten eingesät und teils sogar mit Herbiziden behandelt. Hier hat auf sehr hohen Anteilen der Landesfläche eine enorme floristische und - als Folge - faunistische Artenverarmung stattgefunden. Für älteres und extensiv genutztes Grünland werden bundesweit 680 Arten höherer Pflanzen als heimisch angesehen. Im heutigen Intensivgrünland ist diese Zahl auf 91 Arten reduziert. Der durchschnittliche Kräuteranteil im Heu sank von 30 % (1920) auf 10 %. Der Artenrückgang der Flora hat unvermeidlich Auswirkungen auf die Fauna. So sind beispielsweise von der Wiesenflockenblume allein 125 spezialisierte Tierarten abhängig (Jedicke et al. 1996). Ringler (1987) konnte beim Übergang einer extensiv genutzten, einschürigen Feuchtwiese zu gedüngtem, 2-3 schürigem Intensivgrünland einen Verlust von 1000-1300 Tierarten auf der Fläche nachweisen.



Abb. 65: intensive Grünlandnutzung verdrängt Amphibien

Ein noch größerer Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen wird als Viehweide genutzt. Auch hier schlägt sich der im Übermaß vorhandene Dünger in einer Monotonisierung und Verarmung der Flora nieder. In altem Grünland hält sich örtlich noch ein Teil der einst bedeutenden Pflanzenvielfalt. Diese ist jedoch gefährdet durch einen Wandel in der Art der Viehhaltung. Wurde noch vor 50 Jahren hauptsächlich Milchviehwirtschaft mit Auf- und Abtrieb der Herden betrieben, so herrscht heute häufig die Muttertierhaltung zur Zucht- und Fleischgewinnung vor. Die Weiden werden zu dauerhaften Standweiden und verkrautet in hohem Maß. Dies zieht mittelfristig wiederum Umbruch, Einbauten und Herbizideinsätze nach sich. Die für die Artenvielfalt des Grünlandes ausschlaggebende Kontinuität der Nutzung geht verloren. Artenreiche Mähwiesen und -weiden sind heute zu einer naturschutzfachlich sehr wertvollen Rarität geworden. Ein Zusammenhang dieses Sachverhaltes mit dem anhaltenden Rückgang von Wirbeltierarten wie den Amphibien und Reptilien aber auch den Vögeln und Säugern ist höchst wahrscheinlich.



Abb. 66: Die Nutzung führt zu einer Verlandung der Gräben

Intensivierung im Obstbau

Im Obstanbaugürtel der Süderelbmarsch hat sich im Verlauf des letzten Jahrhunderts ein grundlegender Wandel vollzogen. War ursprünglich ein dichtes, wasserführendes Grabennetz innerhalb der Hochstammobstkulturen Hauptschuttfaktor gegen Spätfröste und Bestandseinbußen, so wird heute das Gewässersystem als „Haupthindernis“ eines wirtschaftlichen Obstbaus angesehen. In den Nachkriegsjahrzehnten war ein steiler Anstieg des Einsatzes von Bioziden im Obstbau zu verzeichnen. Dieser Trend wurde verstärkt und zementiert durch die Festlegung EU-weiter Handelsklassen mit speziellen Anforderungen an

das äußere Erscheinungsbild des Obstes, die die Obstproduktion ohne Biozide nahezu unmöglich machten. In Zeiten sehr geringer Sensibilität gegenüber Naturschutzfragen wurde der Artenrückgang anfänglich wenig beachtet. Später vollzog sich ein struktureller Wandel im Obstbau: Weg von den Hochstammkulturen hin zu niedrigen, schnell tragenden Niederstammkulturen, die ein schnelleres Reagieren auf veränderte Verbrauchernachfragen beim Obst erlaubten und die Erntekosten verminderten, aber durch den bodennahen Wuchs auch zu einer erhöhten Frostgefährdung führten. Die Gefährdung der Umwelt durch Biozide hat zu Restriktionen bei deren Zulassungen geführt. So darf heute kaum ein Pestizid noch in Gewässernähe eingesetzt werden. Dies und die erhöhte Frostgefährdung haben in der Süderelbmarsch zur Praxis der Gewässersprich Grabenbeseitigung und der künstlichen Frostschutzberegnung geführt.

Die Zahl der Gewässer ist massiv zurückgegangen. Die Beregnungsbecken, die heute an die Stelle der Gräben getreten sind, sind aus folgenden Gründen für Amphibien nur von untergeordnetem Wert:

- Sie sind oft steilwandig und strukturarm.
- Dort wo Bepflanzungen vorgenommen wurden, sind diese häufig naturfern.
- Der Bodenschlamm der Gewässer zeigt, dass diese hoch biozidbelastet sind (unveröffentlichte Untersuchungen zum Ausbau der Beregnungsbecken, Dierking 2001)
- Beregnungen finden zur Hauptlaichzeit der Amphibien statt. Damit sind Wasserstandsschwankungen und die Gefahr des Ansaugens des Laiches durch Beregnungspumpen verbunden.
- Das Umfeld der Becken ist hoch belastet mit Bioziden, die potentielle Nahrung der Amphibien - Insekten - wird gezielt bekämpft. Es besteht die Gefahr der Aufnahme vergifteter Nahrung.

Mineraldünger

Der zunehmende Einsatz von Mineraldünger in der intensivierten Landwirtschaft führte zu einem grundlegenden Wandel im Nährstoffgehalt großer Flächen. Die Mangelware Dünger stand plötzlich in fast unbegrenztem Umfang zur Verfügung. Daraus resultieren sowohl in terrestrischen als auch in Gewässerlebensräumen umfangreiche Veränderungen. Nährstoffarme Gewässer mit klarem Wasser und geringem Bewuchs sind nahezu vollständig aus unserer Landschaft verschwunden. Selbst Gewässer mit mittleren Nährstoffgehalten sind in ackerbaulich genutzten Gebieten kaum noch vorhanden. Einzelne Ge-

wässer wurden durch Überdüngung als Lebensraum für Amphibien ungeeignet.

Der ständige Nährstoffeintrag in die Gewässer - direkt, über den Regen oder über Verwehungen von Bodenmaterial - führte zu einer beschleunigten Verlandung. Einige Kleingewässer sind aus diesem Grund heute nicht mehr für Amphibien nutzbar, bei anderen resultiert aus der schnellen Verkräutung ein erhöhter Unterhaltungsbedarf, der mit erheblichen Eingriffen in gewachsene Lebensraumgemeinschaften (Biozönosen) und Ökosysteme verbunden ist (nicht selten werden Gewässerunterhaltungen während der Winterruhe der Tiere bzw. während der Laichperiode durchgeführt). In den Gewässern selbst kann eine erhöhte Nährstofffracht für ein Veralgeln und Absterben von Amphibienlaich verantwortlich sein.

Bei Amphibien, die ihren Laich in nasse Senken im oder am Rand von Ackerflächen absetzen, die im Frühjahr eine noch ausreichende Wasserüberstauung aufwiesen, wurde nachgewiesen, dass Mineraldünger zu direkten Verätzungen am Laich führt.

Aus Sicht der Reptilien hat die Eutrophierung der Landschaft zu einem Verschwinden trockenmagerer, offener, niederwüchsiger Vegetationsbestände zugunsten hochwüchsiger, verfilzender, zudem meist arten- und blütenarmer und damit nahrungsarmer Bestände in allen Randbereichen landwirtschaftlicher Nutzflächen geführt. Dieser Wandel stellt für wärmebedürftige Arten einen direkten Lebensraumverlust dar. Darunter leiden neben den Wirbellosen auch alle Reptilien.

Mineralgedüngte Böden sind wesentlich humusärmer und ärmer an höherem Bodenleben als beispielsweise gemulchte, oder mit Wirtschaftsdünger versehene Böden. Damit vermindert sich wiederum das Nahrungsangebot für insektenfressende Tiere wie Amphibien und Reptilien.

Auch bei Biotopen, die nicht in unmittelbarem Kontakt zu landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen, führt der atmosphärische Eintrag von Nitraten mittlerweile zu einer erheblichen Verschiebung in der Struktur und im Artengefüge. Hochmoorwachstum ist unter den gegebenen Umständen selbst bei ausreichenden Niederschlagsmengen nicht mehr möglich. Heideflächen und Trockenrasen vergrasen und verfilzen ohne aktive Pflege und verarmen an Arten. Auch diese Lebensräume verlieren damit ihre besonderen Eignungen für Schlangen und Eidechsen.

Biozide

Durch den Einsatz von Herbiziden, also Stoffen zur „Unkraut“-Bekämpfung im Obst- und Ackerbau und teilweise auch in der Grünlandbewirtschaftung, hat eine Reduzierung der Flora eingesetzt. Die Vegetation der herbizidbehandelten Flächen, wenn sie sich wieder entwickelt hat, besteht v.a.

aus ausbreitungsstarken Ruderalarten und nährstoffliebenden Nitrophyten. Für die Insektenfauna, die eine der Hauptnahrungsquellen der Reptilien und Amphibien darstellt, hat dies ebenfalls eine Artenverarmung und einen zahlenmäßigen Rückgang zur Folge, zudem wird den Tieren während ihres Entwicklungszyklus durch das Vernichten der Vegetation die Nahrung entzogen.

Insektizide wirken sich indirekt über die Nahrungsverknappung auf die Lebensraumqualität aus.

Eine direkte Wirkung von Bioziden ist zumindest für den Laubfrosch nachgewiesen, der auf in der Landwirtschaft häufig eingesetzte Biozide mit erhöhten Missbildungsraten und Mortalität reagiert. Eine Schädigung anderer Amphibienarten ist wegen der sehr durchlässigen Haut der Tiere sehr wahrscheinlich. Genauere Untersuchungen hierüber fehlen.



Abb. 67: Spritzung eines Getreidefeldes

Einsatz von Kreiselmähern

Vergleichende Untersuchungen verschiedener Mähgeräte - Kreiselmäher, Balkenmäher, Sense - aus Polen (Claßen et al. 1996) zeigten unter den Amphibien des Grünlandes signifikant höhere Verlustraten beim Kreiselmäher. Dieser vernichtete jeweils rund 25 % der Amphibien einer Fläche gegenüber rund 10 % bei Balkenmäher und Sense.

Auch Insekten werden im Grünland durch den Einsatz der sehr schnell rotierenden Mähgeräte erheblich dezimiert (Stellungnahmen im Internet: ENTOMOLOGISCHE GESELLSCHAFT ZÜRICH, NABU zum Kreiselmäher). Dies wird teilweise als Ursache für den noch unbremsten Rückgang von Wiesenvögeln diskutiert und dürfte auch für die Amphibien und Reptilien den durch monotone Sortenwahl beim Saatgut und Einsatz von Agrochemikalien bereits bestehenden Nahrungsmangel verstärken.

Walzen

Wie auch für die Gelege von wiesenbrütenden Vögeln wirkt sich das Walzen von Grünlandflächen während der Hauptvegetationsperiode katastrophal auf Amphibienbestände aus, die die Wiesen und Weiden als Sommerlebensraum nutzen.



Abb. 68: Wiesenwalzen

5.3.2 Nahrungsmangel

Nahrung der meisten Amphibien und Reptilien sind Insekten, Schnecken, Spinnen und kleine Wirbeltiere. Deren Menge und Vielfalt in der Landschaft ist eng mit der pflanzlichen Artenvielfalt und dem Vorhandensein extensiv oder nicht genutzter Biotopstrukturen verknüpft. Qualität und Menge derartiger Strukturen sind als Folge der intensiven Landwirtschaft erheblich zurückgegangen:

- Artenverarmung innerhalb der Nutzflächen (Äcker, Grünland) durch Saatgutreinigung, Biozideinsätze, Mineraldüngung, Nutzungswandel
- Artenverarmung der Randstrukturen durch Flächenverminderung und Einträge von Nähr- und Schadstoffen
- Verminderung von Fläche und Zahl extensiv genutzter Rand- und Kleinstrukturen

Vor allem in den Randbereichen der Stadt wird ein Großteil der Privatgärten und Grünanlagen, aber auch der Straßenränder in Einzel- und Mehrfamilienhausbebauungsgebieten relativ intensiv genutzt und gepflegt:

- Mechanische und chemische Vernichtung von „Wildwuchs“ („wucherndem Grün“) in Gärten und Straßenrandbereichen.
- Beseitigung von Laubablagerungen und Totholz.
- Verwendung von fast ausschließlich genetisch einheitlicher Pflanzware mit meist exotischer Herkunft aus Gärtnereien und damit Verdrängen der heimischen Flora und der an sie angepassten Fauna.

- Versiegelung großer Teilbereiche von Privatgrundstücken als Stellplatzflächen für Fahrzeuge.
- Einsatz von Laubgebläsen durch die Stadtreinigung und Grünflächenämter: Verminderung der Lebensmöglichkeiten für das streuzersetzende Edaphon (Bodenleben).
- Abtransport großer Mengen organischer Abfälle aus den Stadtrandbereichen durch die Stadtreinigung wegen fehlender Kompostwirtschaft. Dies ist ein Beitrag zur Schaffung steriler, lebensfeindlicher Gärten.

5.3.3 Gewässermangel

Zahlreiche Autoren (Kneitz 1998, Cabela et al. 2001, Günther 1996) stimmen nach wie vor darin überein, dass ein wesentlicher Faktor für die Gefährdung der Amphibien der eklatante Mangel an geeigneten Laichgewässern bzw. deren fortgesetzte Beseitigung und Degradierung ist.

Beseitigung von Gewässern

Während im besiedelten Bereich zwar in den vergangenen Jahrzehnten zahlreiche Gartenteiche entstanden sind, die jedoch oft isoliert liegen bzw. für stabile Populationen zu klein und nicht optimal ausgebildet sind, gehen in den landwirtschaftlichen Nutzflächen selbst die wenigen verbliebenen Kleingewässer auch heute noch durch Verschütten, Zupflügen, Entwässern verloren. Dies widerspricht zwar deren Schutz nach § 28 Hamburgischem Naturschutzgesetz, Eingriffe sind jedoch in vielen Fällen kaum nachprüfbar, weil keine ausreichende Bestandsdokumentation und Kontrolle vor Ort stattfinden kann.

Problematisch ist in diesem Zusammenhang auch die Beseitigung von temporären Gewässern, die nicht immer sicher als solche angesprochen werden können, wie zeitweilig wasserüberstaute Mulden im Grünland und in Äckern, die aber als Laichgewässer bei einer ausreichend dauerhaften Wasserführung große Bedeutung erlangen können und die häufig im Rahmen der „geregelten Landwirtschaft“ über Drainagen trockengelegt werden.

In aktuellen Untersuchungen (Arbeitskreis Herpetofauna im Kreis Euskirchen [Hrsg.] 2001) wird darauf hingewiesen, welche spezielle Gefährdungssituation für die an dynamische Lebensräume angepassten Amphibienarten (Kreuzkröte, Wechselkröte, Laubfrosch) besteht. Da die natürlichen Lebensräume der Auen mit regelmäßig neu entstehenden Initialstadien von Kleingewässern nicht mehr existieren, hängt ihr Überleben ausschließlich von Sekundärbiotopen v.a. in Kies- und Sandgruben ab. Gerade deren Zahl hat in den vergangenen Jahrzehnten in und um Hamburg deutlich abgenommen. Die vormals

großen Bestände gefährdeter Amphibien sind extrem zurückgegangen.

Alte Genehmigungen bei derartigen Verfahren berücksichtigen Belange des Naturschutzes oft nur unzureichend.

Bei großen Kiesgruben in Wedel wurde die Möglichkeit der Schaffung bzw. des Erhaltes einer Vielzahl von Kleingewässern nach Beendigung des Abbaus nicht wahrgenommen, weil die Hamburger Wasserwerke hier wegen möglicher Belastungsquellen Einspruch gegen offene Gewässer im Wasserschutzgebiet einlegten.

Auch die Förderung von Grundwasser kann zum Austrocknen von Gewässern beitragen. So liegen im Bereich der Förderbrunnen des Wasserwerkes Süderelbmarsch in Fischbek-Neugraben zahlreiche Gräben in einem ursprünglichen Moorgebiet zeitweilig trocken.

Mangel an optimal ausgeprägten Gewässern

Fischer (1999) hat aufgrund von Vergleichsdaten aus den 80er Jahren am Ende der 90er Jahre für Ostfriesland einen generellen Rückgang der Bestände von Amphibien festgestellt. So haben Kreuz- und Knoblauchkrötenpopulationen um 50-80 % innerhalb von 15 Jahren abgenommen. Fischer führt dies v.a. auf den Verlust geeigneter Laichgewässer infolge veränderter Kies- und Sandabbaupraktiken zurück. Der früher übliche Trockenabbau bis zur Oberfläche des Grundwassers führte zur Entstehung zahlreicher besonderer Flachgewässer in den Gruben. Der heute üblich Nassabbau mit Saugbaggern hat dagegen die Entstehung von großen Baggerseen zur Folge, die für diese Arten als Laichgewässer gänzlich ungeeignet sind.



Abb. 69: Nassabbau mit Saugbagger

Wasserstandsschwankungen

In jüngerer Zeit konnten verstärkt erhebliche Wasserstandsschwankungen an Marschen- und Moorgewässern beobachtet werden, die auf landwirtschaftlich motivierte Maßnahmen von Wasserverbänden zurückzuführen sind. So

werden in vielen Verbandsgebieten die Winterwasserstände gegenüber den Sommerwasserständen deutlich abgesenkt, um den Wirkungen winterlicher Niederschläge prophylaktisch entgegenzuwirken. Auch werden während oder nach Niederschlagszeiten die Wasserstände heruntergefahren um das anfallende Wasser schneller aus den Nutzflächen abzuführen. Die spätere Anhebung der Wasserstände erfolgt oft zu spät. Der Übergang von Winter- zu Sommerwasserständen findet oft mitten in der Laichzeit von Amphibien statt. Im Gemüse- und Blumenanbau werden die Grabenwasserstände in heißen Zeiten durch Bewässerungsmaßnahmen erheblich abgesenkt. In Wilhelmsburg ist durch den Nutzungswandel von Grünland hin zu Garten- und Ackerbau eine deutliche Absenkung der allgemeinen Wasserstände erfolgt.

Selbst in NSG, deren Schutzwürdigkeit v.a. auf dem Vorhandensein von Moorböden beruht, die eine dauerhafte Durchnässung benötigen, wie den Kirchwerder Wiesen und dem Moorgürtel, waren in der Vergangenheit Wasserstände zu beobachten, die unter dem ursprünglichen Niveau lagen. Dichte Grabennetze führten zu tiefgreifender Entwässerung des Moorkörpers.

Das Grabensystem in Moorgebieten wie Neuland erleidet durch die gegenwärtige Flächennutzung und das Management der Wasserstände schwer behebbar Schäden: Starke Entwässerung und große Wasserstandsschwankungen im Hauptgrabensystem haben die Entwässerung des Moorkörpers zur Folge. Bei Luftzutritt beginnt die Mineralisierung des Torfes: Der Moorkörper sackt zusammen und verdichtet sich, große Nährstoffmengen werden freigesetzt. In der Folge werden die Beetgräben von nitrophytischen Röhrichten überwachsen und es entsteht ein großer Räumungsbedarf (der sich z. T. wegen geringer Erträge nicht lohnt). Werden nun die Moorgräben grundgeräumt geht deren feste Gewässersohle verloren, in der Folge entstehen Gewässer, die bis zur Geländeoberfläche von flüssigen Torfmudden eingenommen werden, in denen kaum Tiere oder Pflanzen leben können und die zu einer abermals schnellen Verlandung führen: In Neuland konnten Gräben kartiert werden, die 2 Jahre nach einer Grundräumung bereits wieder vollständig verlandet waren.

Entwässerung und Wasserstandsschwankungen wirken sich auf verschiedene Arten teils erheblich negativ auf Amphibienpopulationen aus:

- Beetgräben fallen trocken und sind nicht mehr als Laichplatz geeignet.
- Laich oder Larven fallen trocken und verenden.
- Wasserpflanzen sterben aus. Gewässerbiotopen verarmen erheblich.

- Moorböden werden entwässert, setzen und verdichten sich und setzen große Nährstoffmengen frei.
- Die Notwendigkeit von Grabenunterhaltungsmaßnahmen erhöht sich aufgrund beschleunigter Verlandung stark und führt zur zusätzlichen Verarmung der Lebensgemeinschaften und zu direkten Schäden an Tieren.

Gräben

Oberflächlich betrachtet sollte in der Elbmarsch kein Mangel an geeigneten Laichgewässern für die hier auftretenden Amphibienarten bestehen. Ein Blick auf die Landkarte zeigt fast überall ein dichtes Netz von Be- und Entwässerungsgräben. Bei der Betrachtung vor Ort wird jedoch schnell klar, warum ganze Landstriche in den Vier- und Marschlanden oder in der Süderelbmarsch keine oder nur noch sehr geringe Besiedlung von Amphibien aufweisen:

- Großflächig wirken sich in ackerfähigen Gebieten gezielte Absenkungen des gesamten oberflächennahen Grundwasserspiegels aus. Ganze Grabensysteme in den hoch gelegenen, lehmigen Elbmarschen in der Nähe der großen Wasserarme liegen zeitweilig trocken.
- Im Obstbaugürtel im Alten Land wurden große Flächen über ein tief liegendes Rohrsystem, die Polderung, entwässert. Die Gräben in diesen Gebieten führen nur noch periodisch Wasser und sind als Laichgewässer ungeeignet. Hier ist häufig die Erdkröte die einzige vorkommende Art, weil sie in der Lage ist, die Hauptwettern und teilweise die Beregnungsbecken als Laichbiotop zu nutzen.
- In mehr oder weniger reinen Grünlandgebieten erscheint vielen Landwirten heute die Ertragssituation derart ungünstig, dass häufig nur noch geringe Energien und Finanzmittel in den Erhalt des Beetgrabensystems gesteckt werden. Auf Grenzertragsstandorten ist, v.a. in den Mooregebieten am Rand der Marschen, eine Verbrachung von Flächen erkennbar, die dazu führt, dass ganze Grabensysteme über Jahre hinweg gänzlich verlandet sind und als Gewässerlebensraum fast vollständig ausfallen.

Bei Untersuchungen des NABU-Bergedorf (Weishaar, Totzke 1993) in dem gewässer- und amphibienreichen Gebiet der Kirchwerder Wiesen zeigten sich unter anderem negative Auswirkungen der zeitlichen Steuerung der Grabenwasserstände. Insbesondere bei den im Frühjahr üblichen Flutungen des Grabensystems waren

Auswirkungen eines zu späten Flutungszeitpunktes auf die Laichmöglichkeiten ablesbar.



Abb. 70: extremer Gewässerausbau am Schlemmer Bach

5.3.4 Gewässerunterhaltung

In den Elbmarschen ist das ausgeprägte, ursprünglich sehr engmaschige Netz der Gräben ökologisch ein direktes Folgebiotop der natürlichen Gewässer dieser Gebiete, der Priele und Altwasser. Die Situation der Grabenräumung ersetzt die natürliche Dynamik der Laufverlagerung. Gräben weisen ähnliche Lebensgemeinschaften und Sukzessionsabläufe wie die ursprünglichen Marschengewässer auf. Zwar stellt die Räumung und Entkrautung von Gräben immer einen einschneidenden Eingriff in gewachsene Systeme dar, doch sind zahlreiche Arten an diesen Wandel in ihrem Lebensraum angepasst. So konnte sich in den Gräben über Jahrhunderte eine überaus artenreiche Flora und Fauna erhalten, die von der früheren Art der Gewässerunterhaltung profitierte. Bedingungen und Art der Grabenräumung haben sich jedoch im Verlauf des letzten Jahrhunderts deutlich gewandelt. Wurde ursprünglich in relativ großen Zeitabständen von 7-10 Jahren von Hand über meist relativ kurze Abschnitte geräumt, so geschieht dies heute mitunter jährlich, maschinell und über größere Abschnitte. Die frühere Richtlinie des Amtes für Wasserwirtschaft nennt Rahmenbedingungen für die Durchführung der Unterhaltungsmaßnahmen. So soll nur zwischen Oktober und Dezember des Jahres unterhalten werden. Gefährdete, geschützte und seltene Arten sollen gezielt erhalten

werden. Diese Aussagen beziehen sich jedoch nur auf Verbandsgewässer und nicht auf die große Zahl der Beetgräben. Die Richtlinie war zudem nicht bindend.



Abb. 71: naturferner Gewässerausbau

Die heutige Form der Gewässerunterhaltung stellt eine deutliche Gefährdung der ehemaligen Artenvielfalt der Gräben dar:

- Hohe Nährstofffrachten der Gewässer führen zu einer sehr schnellen Verkräutung, die einen erhöhten Unterhaltungsbedarf nach sich zieht und für viele Be- und Entwässerungsgräben vermehrt auch zu Räumtätigkeiten während der Hauptvegetationsperiode und der Fortpflanzungszeit der Amphibien führt. Aus Kostengründen werden Beetgräben selten und nur bei Bedarf geräumt. Dabei verlanden sie zuerst so stark, dass eine erhebliche Artenverarmung einsetzt. Danach werden ganze Grabensysteme in einem Stück und oft sehr tiefreichend geräumt, so dass nicht selten komplette Populationen seltenerer Arten vernichtet werden. Wegen der Großflächigkeit der Aktion ist eine Neubesiedlung der entstehenden Gewässer aus anderen intakten Gewässern heraus nicht möglich.
- Die maschinelle Räumung mit Bagger oder Mähkorb ist gegenüber der alten Handräumung wesentlich intensiver und tiefgreifender. Seltene Pflanzen werden nicht geschont.
- Die Räumung greift, mit dem Ziel möglichst langfristig zu wirken, oft tief in den Bodenschlamm ein und vernichtet dabei einen hohen Anteil des Diasporenreservoirs sowie weit mehr Tiere als die frühere Form der Unterhaltung.
- Das die Räumungen durchführende Personal ist in der Regel nicht fachlich geschult, um seltene Arten erkennen und erhalten zu können.

Grabenfräsen

Schmale Gräben und v.a. Gruppen im Feuchtgrünland werden in jüngerer Zeit mitunter zur tödlichen Falle, wenn für die Grabenunterhaltung eine Grabenfräse eingesetzt wird. Der mit hoher Geschwindigkeit rotierende Fräskopf vernichtet alle von ihm erfassten Tiere und Pflanzen. Das fein zerhackte Material wird bis zu 15 m durch die Luft auf die benachbarten Flächen geworfen. Die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zitiert auf ihrer Homepage Untersuchungen, nach denen bei der Grabenunterhaltung mit der Fräse nur rund 20 % der Amphibien und 40 % der Fische unversehrt überleben, bei der Unterhaltung mit einem Löffelbagger sind es dagegen 80 % bzw. 100 % der Tiere!

Die schädlichen Wirkungen der Fräse auf Grabenbiozöten sind bekannt und haben beispielsweise in Bayern schon 1998 dazu geführt, dass ihr Einsatz nach dem Naturschutzgesetz in wasserführenden Gräben vollständig verboten wurde und in trockenen Gräben genehmigungspflichtig ist. Der Deutsche Verband für Landschaftspflege stellt in seinem Positionspapier zur Gewässerunterhaltung heraus, dass der Einsatz der Fräse für einen Landschaftspflegeverband nicht satzungskonform verantwortbar ist!

Leider wird weder im neuen Hamburger Naturschutzgesetz noch in der aktuellen Novelle zum Bundesgesetz zur Grabenfräse oder zu den - für Landlebensräume ähnlich katastrophal wirkenden - Laubgebläsen Stellung bezogen.

5.3.5 Sand- und Kiesabbau

Einige heute stark gefährdete Reptilien- und Amphibienarten hatten örtlich und zeitlich begrenzt eine besondere Förderung durch den Sand- und Kiesabbau erfahren. Diese Entwicklung hat sich in jüngerer Zeit offenbar nicht mehr fortgesetzt. Die Kies- bzw. Sandgruben bei Tangstedt, Wedel, Lürade, Barsbüttel, Neu Wulmstorf, Berne und Öjendorf hatten große Bedeutung als reich strukturierte, trocken-magere, offene und oft gewässerreiche Lebensräume. Der früher übliche Trockenabbau der Baumaterialien bis hinunter auf das Niveau des oberflächennahen Grundwassers hatte die Entstehung zahlreicher, flacher, besonnter Kleingewässer zur Folge, die regelmäßig von Kreuzkröten, Knoblauchkröten, Grünfröschen und Laubfröschen angenommen wurden; auch Schlangen und Wechselkröten konnten sich hier einfinden.

Leider wurde dem hohen Wert, den diese Gebiete für seltenere Amphibienarten und Reptilienarten entwickelten, nirgends Rechnung getragen. Teils aus Unkenntnis seitens der Betreiber und auf Grund fehlender Konzepte im Rahmen der Genehmigungsverfahren wurden und werden die ökologischen Belange während der Betriebszeit der Gruben in der Regel nicht berücksichtigt. So

wird die Entstehung geschützter Biotope und die Bildung von Kleingewässern von den Betreibern mitunter gezielt unterbunden, weil Befürchtungen bestehen, durch Auflagen von Naturschutzbehörden in der Abbautätigkeit behindert zu werden. Mitunter werden vorhandene Senken während der Frühjahrsmonate einschließlich Laich und Larven von Amphibien vernichtet (dies betrifft häufig auch Brutwände von Insekten, Uferschwalben oder Eisvögeln).

Nach Beendigung des Abbaus werden fast alle Gruben „rekultiviert“. Durch Abschrägen der Steilwände, Erdabdeckung des mageren Substrates und Bepflanzung werden nahezu alle Habitate, die für seltene Tierarten von Bedeutung sind, vernichtet. Früher war zudem eine Folgenutzung häufig die Wiederaufnahme der Ackernutzung. Der heute verbreitete Umgang mit den Flächen, diese zu Freizeitwecken herzurichten, hat für die gefährdeten Arten jedoch ähnlich fatale Folgen, wie z.B. beim Golfplatz Treudenberg (Schröder mdl.).

In jüngerer Zeit findet neben dem Trockenabbau von Baustoffen häufig der Nassabbau mit Saugbaggern unterhalb der Oberfläche des Grundwassers statt. Dabei entstehen oft sehr tiefe und große Gewässer, die als Lebensraum für Amphibien in der Regel kaum geeignet sind. Auch hier sind die Planungen der Folgenutzung in der Regel an der Freizeitnutzung orientiert. Die große Chance, mit einfachen Mitteln und geringem Kostenaufwand, hier wertvolle Biotopkomplexe entstehen zu lassen, bleibt bei der Planung bisher nahezu ungenutzt.

Zur naturschutzfachlich sinnvollen Ausgestaltung von Abbauflächen während und nach der Rohstoffgewinnung werden in Kapitel 6 Vorschläge gemacht.

5.3.6 Verstädterung

Neben dem Verlust von Gewässern und Landlebensräumen in ländlichen Gebieten sind Amphibien und v. a. Reptilien in der Stadt zudem durch die Inanspruchnahme von Flächen für die Bebauung bedroht. Hamann & Uthoff (1994) geben für Gelsenkirchen den Laichgewässerverlust durch Bebauung als einen der Hauptfaktoren für den Rückgang der Amphibien an. Auch in Hamburg hat eine Verdichtung der Bebauung in den Randbereichen, wie z.B. in den Walddörfern, in Niendorf und Schnelsen stattgefunden. In den 90er Jahren mussten große Marschflächen in Allermöhe und Fischbek-Neugraben Neubaugebieten weichen. Aktuell schreitet die Zersiedelung der alten Kulturlandschaft weiter voran. Neben neuen Industrieansiedlungen in Allermöhe und Moorburg sind es v.a. vermeintliche „Baulücken“, die z.B. in den Vier- und Marschlanden oft ohne Bebauungspläne geschlossen werden können.

Der hohe Flächenverbrauch durch den Trend zum "Wohnen im Grünen" in Ein- der Mehrfamilienhäusern führt in immer neuen Wellen zum fortschreitenden Verlust von Freiflächen im stadtnahen Randbereich.

Die immer noch ungebremsste Ausweitung des Straßenverkehrsnetzes führt neben dem Landschaftsverbrauch auch zu einer weiteren Zerschneidung der Landschaft. Jüngste Auswertungen des Bundesamtes für Naturschutz (In: SCHUPP 2001) attestieren beispielsweise einen Rückgang der „unzerschnittenen verkehrsarmen Räume“ in Deutschland in den letzten 25 Jahren um 38%! Damit gehen Gefährdungen zahlreicher Tiergruppen durch Verkehrstod, Zerschneidung der Teillebensräume, Störung, Verinselung von Populationen, Unterschreitung von Minimumarealen, Schadstoffbelastungen u.a. einher.

5.3.7 Isolierung von Populationen

Die Isolierung von Populationen, also das Unterbinden des Austausches der Lebensgemeinschaften von Restlebensräumen untereinander, ist gerade in Gebieten mit großer Bevölkerungsdichte der Hauptfaktor für die Begrenzung der Artenvielfalt von Flächen. Kleine Restbiotope mit nur geringen Austauschbeziehungen zu Nachbargebieten sind sehr instabil. Häufig kommt es zu Massenvermehrungen einzelner Arten und zum Aussterben konkurrenzschwächerer Arten. Extremsituationen, wie besonders kalte Winter oder sehr trocken-heiße Sommer, können beispielsweise zum Verschwinden von Amphibien aus einem Gebiet führen. Eine Neubesiedlung kann dann wegen der isolierten Lage nicht erfolgen.

5.3.8 Straßen

Speziell unter den wanderfreudigen Amphibienarten - Teichmolch, Grasfrosch, Moorfrosch, Erdkröte - kommt es während der Hauptwanderzeiten im Frühjahr, Hochsommer und Herbstanfang immer wieder zu großen Verlusten auf unseren Straßen. Dies trifft besonders für relativ wenig befahrene Straßen in den Stadtrandbereichen zu. In Regionen mit einem hohen Verkehrsaufkommen finden sich in der Regel kaum noch Amphibienpopulationen. Zudem ist auf vielbefahrenen Straßen die Barrierewirkung so ausgeprägt, dass querende Wanderbeziehungen kaum noch bestehen.

Amphibien sind wegen ihrer relativ langsamen Fortbewegung besonders durch den Verkehr gefährdet. Aber auch für Reptilien, die nicht selten Straßenböschungen als bevorzugten Lebensraum nutzen, stellt der Verkehr einen hohen Gefährdungsfaktor dar.

Schon bei geringen Verkehrsdichten ist unter wandernden Amphibienarten eine hohe Mortalität feststellbar. So konnten an einer Erdkrötenpopula-

tion in Bayern folgende Beobachtungen gemacht

werden (Plachter 1991):

Verkehrsdichte Kfz/h	Anteil der Verkehrstoten an der Zahl der querenden Individuen
1-20	12 %
21-40	50 %
41-60	77 %
61-80	80 %

In einer Untersuchung im Naturschutzgebiet „Reit“ weist Sachs (2000) nach, dass die Sperrung einer Straße für den Durchgangsverkehr die Mortalität

insbesondere für Molche erheblich senkt. Dennoch löst der mengenmäßig wesentlich geringere Anwohnerverkehr Verluste aus.

Mortalitätsraten einzelner Arten vor und nach der Errichtung einer Straßensperre am Reitdeich

Jahr	Erdkröte	Grasfrosch	Moorfrosch	Kammmolch	Teichmolch	gesamt
1991	7,02 %	9,9 %	4 %	19,2 %	65,2 %	11,3 %
1999	0,97 %	3,7 %	1,4 %	8,9 %	10,8 %	4,9 %

Der Anteil der durch den Verkehr getöteten Amphibien kann nachweislich zum Aussterben einer Population führen. Sehr problematisch sind dabei Straßen und Wege geringer Verkehrsdichten, die durch naturnahe, amphibienreiche Gebiete führen, die aber als Schleichweg oder Anliegerstraße regelmäßig genutzt werden. So sind in Hamburg folgende Straßen und Wege Brennpunkte des Amphibientodes zur Wanderzeit (die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit):

- Fersenweg und Marschbahndamm in Kirchwerder
- Der Weg am Nördlichen Bahngraben zwischen Mittlerer Landweg und Unterer Landweg in Billwerder-Moorfleet
- Grothwisch in Burgwedel
- Wittenbergener Weg und Rissener Ufer in Wittenbergen
- Falkensteiner Weg und Falkensteiner Ufer (wird teilweise während der Krötenwanderung gesperrt)
- Zufahrt zum Parkplatz im Waldpark Marienhöhe in Rissen
- Mühlenberger Weg in Blankenese
- Eichelhäherkamp in Lemsahl
- Wiemerskamper Weg in Duvenstedt
- Georgswerder Hauptdeich, südlich der A1
- Neuenfelder Weg in Francop
- Nincooper Moorweg in Neuenfelde

- Kirchenaußendeichsweg in Finkenwerder
- Vahrendorfer Stadtweg in Marmstorf
- Tatenberger Deich und Marschenbahndamm in Tatenberg
- Vorderdeich in Reitbrook
- Außerdem sind Wanderbewegungen mit Verkehrsopfern regelmäßig an weiteren Straßen in den Walddörfern, in der Süderelbmarsch und in den Vier- und Marschlanden zu beobachten. Der Klövensteenweg in Rissen sowie der Wespenstieg und Moorweg in Rissen/Wedel wurden bereits über Tunnelanlagen entschärft.



Abb. 72: Bordstein und Gully sind eine tödliche Falle für wandernde Amphibien

Die Zahl der überfahrenen Amphibien an Straßen wird wesentlich durch deren Ausgestaltung beeinflusst (Ratzel 1993): Bordsteine, v.a. wenn diese steil und hoch sind, erhöhen die Verweildauer der querenden Tiere auf der Straße. Sie haben, selbst wenn sie überwindbar sind, ablenkende und kanalisierende Wirkungen auf die Wanderung der Tiere. Bei Teichmolchen und frisch metamorphisierten Jungtieren aller Amphibienarten treten derartige Effekte schon bei Bordsteinen mit nur 2 cm Höhe auf (persönliche Beobachtungen).



Abb. 73: Selbst angeschrägte Bordsteine werden von einem Teichmolch schwer überwunden

Durch den Leiteffekt der Bordsteine werden zahlreiche Tiere zu Sielen am Straßenrand geführt, die - ähnlich wie die Fangeimer an einem Schutzzaun - zur Falle werden. Die Zahl der in Sielen verendenden Tiere ist unbekannt. Stichprobenartige Untersuchungen aus anderen Gebieten deuten jedoch darauf hin, dass hier bedeutende Verluste auftreten. Dabei sind Siele nicht nur zur Wanderzeit und wegen der Lage am Bordstein eine Falle. Gerade in trocken-warmen Sommermonaten wirkt die feucht-kühle Luft im Umfeld der Siele attraktiv auf Amphibien, die diese dann teils aktiv aufsuchen. Diese Wirkung zeigen besonders solche Siele, die durch Laubanreicherungen „waldähnliche“ Gerüche aussenden (Ratzel 1993).

Bei Erdkröten, evtl. auch bei anderen Arten erhöht sich die Verweildauer auf den Straßen jedoch auch durch eigene Verhaltensbesonderheiten. So halten sich männliche Tiere teilweise mehrere Nächte nacheinander durchgehend auf der Straße auf, um vorbeiwandernde Weibchen erkennen und ergreifen zu können. Hier wird die Übersichtlichkeit der Straßen in das eigene Verhalten integriert. Für viele Reptilien ist bekannt, dass der sich stark erhitzende Asphalt zum „Wärmetanken“ benutzt wird.

5.3.9 Störungen und Verfolgungen

Hamann & Utloff (1994) kommen bei der Untersuchung der Amphibien und Reptilien von Gelsenkirchen zu dem Schluss, dass für das Aussterben lokaler Amphibienpopulationen der Fang von Tieren für den heimischen Gartenteich, das Aquarium oder Terrarium aber auch als Futter für exotische Terrarientiere die Ursache ist. In Einzelfällen können auch spielende Kinder kleinere Tümpel leer keschern. Welchen Anteil diese Eingriffe an der Gefährdung der heimischen Vorkommen haben, lässt sich jedoch selten feststellen.



Abb. 74: Eine Erdkröte überklettert den Schutzzaun

5.3.10 Faunenverfälschung

Weil Amphibien und Reptilien attraktive Tiere für das heimische Terrarium sind, werden sie häufig aus anderen Regionen und Ländern mitgebracht oder es werden exotische Arten in Zoohandlungen erstanden. Verliert das Hobby an Reiz oder sind die Tiere „zu erfolgreich“ bei der Vermehrung, werden sie ausgesetzt. Das Aussetzen gebietsfremder Tierarten ist nach § 26 Abs. 1 Nr. 4 HmbNatSchG verboten. Eine Missachtung dieses Verbotes ist eine Ordnungswidrigkeit, die mit einem Bußgeld geahndet wird.

Schmuckschildkröten und andere exotische Schildkröten

Einige Arten, v.a. tropische Schildkröten finden bei uns zwar nicht die klimatischen Bedingungen für eine Vermehrung, werden aber sehr alt und können den Winter überdauernd. So kommen in zahlreichen Parkgewässern der Stadt amerikanische Schmuckschildkröten vor, die ausgesetzt wurden. Dieses Phänomen ist auch aus anderen Ballungsräumen gut bekannt (z.B. Ruhrgebiet/Essen). Wegen fortgesetzten Aussetzens entsteht dabei der Eindruck von „stabilen Populationen“ in einigen unserer Parkgewässer. Zwar wurden durchaus in verschiedenen Parkgewäs-

sern Gelege nachgewiesen (Schröder l.c., Wehrmann mdl.), eine Vermehrung bisher jedoch nicht. Allein aus ethischen Gründen sollte der Handel mit diesen Tieren jedoch erschwert werden. Denn obwohl sich die unerwünschten Schmuckschildkrötenbestände nicht erfolgreich fortpflanzen, tauchen immer mehr Exoten auf. Ein untrügerisches Zeichen, dass Aussetzungen zunehmen.

Der Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*)

Thiesmeier, Jäger und Fritz (1994) zeigen, dass der von Nordmexiko bis Südkanada und den mittleren USA stammende Ochsenfrosch, der sich durch Aussetzungen seit dem 2. Weltkrieg auch in der Po-Ebene etablieren konnte, in günstigen Jahren auch in der Bundesrepublik zur Reproduktion kommen kann. Dort, wo sich die großen Exemplare halten konnten, z.B. im Landkreis Böblingen, erwiesen sie sich nicht nur als Nahrungskonkurrent gegenüber den heimischen Amphibienarten, sondern können auch deren Bestände erheblich dezimieren (Ludwig et al. 2000). Kann sich diese eingeführte Art (Neozoon) noch weiter ausbreiten, besitzt sie ein großes Gefährdungspotenzial für die bodenständige Froschfauna. Wie die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg am 17.8.2001 berichtet, breitet sich der Ochsenfrosch nun auch in Karlsruher Gewässern aus und bedroht hier die heimische Fauna. Bis jetzt sind ausgebrachte Ochsenfrösche in Hamburg noch nicht zu einem akuten Problem geworden. Insbesondere beim Ochsenfrosch verweisen wir auf § 26 Abs. 1 Nr. 4 HmbNatSchG.

5.3.11 Fischerei

In natürlichen, strukturreichen Lebensräumen (z. B. Auen) ist von der Koexistenz von Amphibien und Fischen auszugehen (PINTAR & SPÜLWIND 1998). Fischereilich genutzte Gewässer werden aber durch direkte Eingriffe oder mittelbar über einen durch Fütterung künstlich hoch gehaltenen Fischbestand häufig zu strukturarmen Gewässern (steile, gleichförmige Ufer, geringe submerse Vegetation, Wassertrübung). Dies erschwert eine Koexistenz deutlich oder lässt sie unmöglich werden (RL Baden-Württemberg).

Den rund 600.000 - zum allergrößten Teil passiven - Mitgliedern deutscher Naturschutzverbände stehen rund 1.000.000 eingetragene Mitglieder von Anglervereinen gegenüber, von denen ein relativ großer Anteil zumindest zeitweilig als „Naturnutzer“ auftritt. Um den Angelerfolg zu sichern, findet an vielen Gewässern ein Besatz mit Nutzfischarten und eine Zufütterung statt. Dies bleibt oft nicht auf die Pachtgewässer beschränkt. Es konnte mehrfach beobachtet werden, wie neu angelegte Kleingewässer, die Biotopschutzzwecken dienen sollten, innerhalb kurzer Zeit mit

Fischen besetzt waren und deutliche Anzeichen der Nutzung durch Angler aufwiesen.

Dauerbeobachtungen an Gewässern im Südwesten von Bonn (Kneitz 1998) haben gezeigt, dass nur die Reproduktionsrate von Erdkröten nicht unter einem Fischbesatz leidet. Erdkrötenlarven haben wirksame Abwehrmechanismen (Schreckstoffe, Hautsekrete), die sie vor Fischen schützen. Da die Erdkröte aus diesen Gründen bei uns noch die meisten für eine Fortpflanzung geeigneten Gewässer findet, ist sie entsprechend die am wenigsten gefährdete Amphibienart.

Alle anderen Amphibien unterliegen einer starken Prädation durch Fische (vgl. HEHMANN & ZUCHI 1985). Die Intensivierung der Fischerei (Aussetzen von Fischen) trägt zum Rückgang der Amphibien bei, häufig werden sogar ganze Populationen vernichtet (HUTTER & RIMPP 1982, ZIMMERMANN 1990). In verschiedenen Hamburger Gewässern konnten wir z.B. beobachten, wie in pflanzen- und strukturreichen Laichgewässern von Gras- und Grünfröschen Spiegel-Karpfen auf der Jagd nach Larven bis in die entlegensten und flachsten Uferbereiche vordringen und dabei das Gewässer halb verließen. Im Raum Basel ist der künstliche Fischbesatz ein wesentlicher Grund für den Rückgang des Laubfrosches (TESTER 1990). Springfrosch (vgl. LAUFER et al. 1997) und Geburtshelferkröte reagieren extrem empfindlich auf den Fraßdruck durch Besatzfische.

Bei Langzeitstudien aus den Rheinauen an Laubfröschen konnte beobachtet werden, wie eine Laubfroschpopulation von 10 rufenden Männchen, bei denen die Laichgewässer im Sommer trocken fielen und der Fischbestand vernichtet wurde, nach günstigen Wasserständen in den folgenden Jahren explosionsartig auf über 10.000 rufende Männchen zunahm.

Aus diesen Gründen ist der Fischbesatz von Gewässern, wie er regelmäßig durch Angler vorgenommen wird, überwiegend negativ zu bewerten. Alle selteneren Amphibienarten erleiden durch Nutzfische deutliche Bestandeseinbußen.

5.3.12 Zierteiche

Zahlreiche Kleingewässer, die in Gärten zu Zierzwecken angelegt werden, sind potentiell positive Ergänzungsgewässer in den Lebensräumen von Amphibien. Der positive Effekt bleibt jedoch aus, wenn Teiche mit Goldfischen besetzt, mit einem Springbrunnen versehen oder sehr naturfern ausgestaltet werden. Üblich sind mitunter steile Uferbefestigungen, die die Gewässer für Amphibien zur Falle werden lassen, weil sie nicht oder nur schwer wieder verlassen werden können.

5.3.13 Problematik von Folienteichen

Kleingewässer, die mehr oder weniger zu Zwecken des Naturschutzes oder der Naturförderung angelegt werden, werden heute häufig durch Folien abgedichtet. Einige Folien sind dabei nicht für den Teichbau geeignet, weil sie zu dünn oder nicht UV-beständig sind. Hier droht das Undichtwerden schon nach kurzer Zeit. Gewässer, die mitunter schnell von Amphibien als Laichhabitat angenommen werden, verlieren dann ihre Eignung und die Amphibien einen Laichplatz, evtl. auch den Laich eines Jahres.

Auch bei den heute erhältlichen stabilen und prinzipiell gut geeigneten Folien ist ein Undichtwerden durch Verletzung bei Pflegearbeiten und bei größerem Alter (10-20 Jahre) nicht ausgeschlossen bzw. wahrscheinlich. Foliengewässer können also ohne gesicherte Wartung und Pflege nie als Ersatz für dauerhafte Gewässer angesehen werden. Sie sind aber immer eine wertvolle, wenn auch zeitlich begrenzte Ergänzung in Lebensräumen von Amphibien, wenn sie entsprechend den Anforderungen an geeignete Amphibiengewässer ausgestaltet werden.

Ein anderes Problem der Folienteiche ist die oft geringe Tiefe und die geringe Abdeckung der Folie mit Bodenmaterial: Die Gewässer werden von einigen Amphibien (Grün- und Braunfrösche) gern als Überwinterungshabitat aufgesucht. Oft verkriechen sich Tiere in den Falten der Folien. Bei Frost und starker Eisbildung kann es zum Durchfrieren derartiger Gewässer kommen. Dabei werden mitunter große Amphibienbestände vernichtet.

5.3.14 Klimatische Veränderungen

Kuhn (1994) konnte an Erdkrötenpopulationen im Alpenvorland eine erhöhte Mortalität in den Wintermonaten feststellen (40 % der angewanderten Individuen), die er auf einen untypisch warmen Witterungsverlauf im Winter des Untersuchungsjahres zurückführte. Warme Wintertage lassen die Tiere aus ihrer Winterstarre erwachen und führen zu überdurchschnittlichem Energieverbrauch, der dann zur vollständigen Entkräftung und zum Sterben der Tiere während der Laichperiode beitragen kann.

Im Winter 1996/97 kam es in Hamburg zu starken, andauernden Spätfrösten mit Eisbildung auf allen Gewässern. In diesem Frühjahr erlitten v.a. Grasfrösche erhebliche Bestandseinbußen, weil die bereits aktiven Tiere in den Gewässern unter der Eisdecke ertranken.

Es wird mittlerweile von fast allen Klimaforschern bestätigt, dass es in den letzten Jahrzehnten zu einer deutlichen anthropogenen Klimabeeinflussung gekommen ist. Eine erkennbare Zunahme außergewöhnlicher Klimaereignisse, wie warme Winter, kalte Sommer, Sturmhäufung ist die Folge. Wie sich diese Veränderungen auf die eng

an klimatische Abläufe angepassten Amphibien auswirken wird, lässt sich nur anhand von Langzeituntersuchungen nachweisen. Sehr wahrscheinlich ist jedoch eine Reduktion der Bestände an den Rändern ihrer Verbreitungsgebiete.

5.3.15 Schadstoff- und Giftbelastung

Amphibien haben eine sehr offene, wenig geschützte Haut und sind daher Umweltgiften verhältnismäßig ungeschützt ausgesetzt. Inwieweit Anreicherungen von schwer oder nicht abbaubaren Umweltgiften eine Rolle für den Fortpflanzungserfolg spielen, ist quantitativ bisher wenig untersucht worden. Zumindest regional scheinen Missbildungen unter Amphibien zuzunehmen, ohne dass direkte Ursachen angegeben werden können.

Schon seit 15 Jahren ist die negative Wirkung von niedrigen pH-Werten auf Amphibienlaich bekannt (Gebhardt et al. 1987). Dabei treten in der Regel bei pH-Werten unter 5 deutliche Schwächungen und Schädigungen des Laiches und der Larven auf. Häufig kommt es zum Verpilzen des Laichs. Für schwach abgepufferte, nährstoffarme Gewässer in silikatischen Gebieten ist auch die negative Wirkung des „sauren Regens“ belegt. Diese Phänomene dürften bei den zumeist eutrophen Gewässern des Hamburger Raumes eine untergeordnete Rolle spielen.

Auch die direkte Schädigung von Amphibien und Laich durch den Kontakt mit Mineraldüngersalzen ist belegt. Dringender Untersuchungsbedarf besteht für Regenrückhaltebecken, die mitunter eine große Bedeutung als Amphibiengewässer erlangen und regelmäßig über Straßenabwässer Schadstoffen und Salzen in wechselnden Konzentrationen ausgesetzt sind. Wesentlich aufwendiger dürften sich Untersuchungen zum Nachweis von Schadwirkungen durch Aufnahme vergifteter Nahrung (v.a. biozidbelastete Schnecken und Insekten) gestalten.

6 Schutz- und Förderungsmaßnahmen

6.1 Gesetzlicher Schutz

Im neuen Bundesnaturschutzgesetz (**BNatSchG**) regeln die Paragraphen des Abschnitts 5 „Schutz und Pflege wild lebender Tier- und Pflanzenarten“ die allgemeinen Grundlagen zum Artenschutz. So sind die Länder nach § 41 verpflichtet Regelungen zu schaffen, die Sorge dafür tragen:

„1. Tiere nicht mutwillig zu beunruhigen oder ohne vernünftigen Grund zu fangen, zu verletzen oder zu töten,

2. Pflanzen nicht ohne vernünftigen Grund von ihrem Standort zu entnehmen oder zu nutzen oder ihre Bestände niederzuschlagen oder auf sonstige Weise zu verwüsten,

3. Lebensstätten nicht ohne vernünftigen Grund zu beeinträchtigen oder zu zerstören,..“

Dem entspricht die Stadt Hamburg durch den § 26 des Hamburgischen Naturschutzgesetzes (**HmbNatSchG**):

„Allgemeiner Schutz wild lebender Tiere und Pflanzen sowie ihrer Biotope

(1) Es ist verboten,

1. wild lebende Tiere mutwillig zu beunruhigen oder ohne vernünftigen Grund zu fangen, zu verletzen oder zu töten,..(..)..

3. Biotope wild lebender Tier- und Pflanzenarten ohne vernünftigen Grund zu beeinträchtigen oder zu zerstören;

insbesondere ist es verboten,

a) die Bodendecke auf Wiesen, Feldrainen, ungemähtem Gelände, abgeernteten Feldern sowie an Hecken, Hängen oder Böschungen abzubrennen,

b) Weg- oder Gewässerränder, Feldraine oder nicht bewirtschaftete Flächen durch das Ausbringen von Stoffen wie chemische Mittel zur Bekämpfung von Tieren oder Pflanzen sowie Wirkstoffe, die den Entwicklungsablauf von Tieren oder Pflanzen beeinträchtigen können, zu beeinträchtigen,

c) in der Zeit vom 15. März bis zum 30. September Bäume, Hecken oder Gebüsche abzuschneiden, zu roden oder auf andere Weise zu zerstören oder

d) in der Zeit vom 1. Februar bis zum 30. September Bäume mit erkennbaren oder bekannten Horsten oder Brut- oder Schlafhöhlen zu fällen oder zu besteigen,

4. wild lebende oder nicht wild lebende Tiere oder Pflanzen gebietsfremder Arten auszusetzen oder in der freien Natur anzusiedeln oder auszusäen,

5. wild lebende Tiere oder Pflanzen nicht besonders geschützter Arten oder Teile derselben für den Handel oder für andere gewerbliche Zwecke zu sammeln oder sonst der Natur zu entnehmen..(..)..“

Da Amphibien häufig in Verbindung mit Gewässern und Feuchtgebieten auftreten und Reptilien teils mit Feuchtbiotopen und teils mit trockenwarmen Biotopstrukturen verknüpft auftreten, besteht für viele Bestandteile ihrer Lebensräume darüber hinaus ein gesetzlicher Schutz als „gesetzlich geschützte Biotope“ nach § 28 des

HmbNatSchG. So sind u.a. Trockenrasen, Wälder und Gebüsche trocken-warmer Standorte, naturnahe Klein- und Fließgewässer, Moore, Sümpfe und Brüche geschützt.

Alle heimischen Reptilien und Amphibien sind nach Anlage 1 der **Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV)** im Zusammenhang mit dem § 42 des **BNatSchG** besonders geschützt. Nach Absatz 1 ist es verboten:

„1. wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen, zu töten oder ihre Entwicklungsformen, Nist-, Brut-, Wohn- oder Zufluchtstätten der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,..(..)..“

nach Artikel 2 ist es ferner verboten,

„1. Tiere und Pflanzen der besonders geschützten Arten in Besitz oder Gewahrsam zu nehmen, in Besitz oder Gewahrsam zu haben oder zu bearbeiten (Besitzverbote),

2. Tiere und Pflanzen der besonders geschützten Arten im Sinne des § 10 Abs. 2 Nr. 10 BNatSchG, Buchstabe b und c,

a) zu verkaufen, zu kaufen, zum Verkauf oder Kauf anzubieten, zum Verkauf vorrätig zu halten oder zu befördern,

b) zu kommerziellen Zwecken zu erwerben, zur Schau zu stellen oder sonst zu verwenden (Vermarktungsverbote).“

Der Umgang mit Amphibien und Reptilien erfordert also in jedem Fall eine Genehmigung der zuständigen Naturschutzbehörde! Missachtungen können als Ordnungswidrigkeit geahndet und mit einem Bußgeld belegt werden.

Auch auf europäischer Ebene bestehen mit der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (**FFH-Richtlinie**) mittlerweile gesetzliche Schutzbestimmungen, die unsere heimischen Amphibien betreffen. So sind zahlreiche Biotope Lebensraumtypen gemäß Anhang 1 der FFH-Richtlinie, die potentiell Bestandteil des Schutzsystems Natura 2000 der EU werden können und für die die Länder gehalten sind, entsprechende Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu gestalten, die geeignet sind, die Schutzgebiete in einen „günstigen Erhaltungszustand“ zu versetzen. Das gleiche gilt für Lebensstätten der nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie prioritären Tierarten. Hierzu gehören u. a. Kammolch, Rotbauchunke, Wechselkröte und Europäische Sumpfschildkröte.

Anders als die bisherige Naturschutzgesetzgebung fordert die FFH-Richtlinie über den Erhalt und Schutz der Arten hinaus auch deren Förderung und Beobachtung (Monitoring).

6.2 Ökologische Grundlagen des Amphibien- und Reptilienschutzes

Bevor wir auf einzelne und gezielte Maßnahmen zum Schutz der hier behandelten Tiergruppen eingehen, sollen einige Grundlagen und allgemeingültige Elemente des Schutzes von Amphibien und Reptilien erläutert werden.

6.2.1 Neubesiedlung von Gewässern

Kneitz (1998) hat das Ausbreitungsverhalten der als sehr gewässertreu geltenden Arten Springfrosch, Grasfrosch, Grünfrösche und Erdkröte anhand von Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen studiert. Er stellte für adulte Braunfrösche eine nahezu 100 %ige Laichgewässertreue fest. Unter 1 % der markierten Tiere wichen auf nah liegende Nachbargewässer aus. Für die Molcharten werden ähnliche Werte angegeben. Fern liegende Gewässer wurden nicht besiedelt. Für adulte Erdkröten liegt der Anteil von Neubesiedlungen jedoch höher.

Die Hauptverantwortung für die Besiedlung neuer Gewässer kommt diesen Untersuchungen nach eindeutig den frisch metamorphisierten Tieren zu. Für junge Braunfrösche wurden kontinuierliche Ausbreitungsgeschwindigkeiten von rund 30-40 m/Tag errechnet. Bis zum Herbst wurde ein Radius um das Geburtsgewässer von rund 1 km besiedelt. In den folgenden Jahren erfolgte keine nennenswerte weitere Ausbreitung. Gewässer, die in diesem Radius liegen und als geeignet erschienen, wurden bevorzugt neu besiedelt, wobei deutliche Präferenzen bei der Wanderrichtung der Tiere feststellbar waren. So erfolgte die Ausbreitung auf Pfaden mit geringem Raumwiderstand - Wege, lineare Gewässer, Gräben und Ackerfurchen - und besonders bei Braunfröschen v.a. in Richtung auf und entlang von Wald- und Gehölzrändern. Am Waldrand oder vor einer Hecke liegende Gewässer wurden auf diese Art schneller neu besiedelt, als solche inmitten intensiv genutzter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Zudem erfolgt eine Neubesiedlung bevorzugt in Jahren mit hohen Reproduktionsraten. Clausnitzer (1996) konnte die ausbreitungshemmende Wirkung von Straßen sowie monotonen Äckern und Fichtenforsten für Laubfrösche feststellen.

Neu angelegte Gewässer werden den Untersuchungen nach relativ schnell neu besiedelt, wenn sie innerhalb eines Radius von maximal 850 m um ein Amphibienausbreitungsgewässer liegen. Besiedelte Gewässer, die nicht weiter voneinander entfernt liegen, können also einen regelmäßigen Individuenaustausch aufweisen und so die Aussterbewahrscheinlichkeit von Teilpopulationen erheblich vermindern. Diese Erkenntnisse heben die Bedeutung einer ausreichenden Gewässerdichte in der Agrarlandschaft und die Bedeutung

sogenannter Trittsteinbiotope für diese Tiergruppe hervor.

6.2.2 Die Bedeutung von Gewässerverbundsystemen und Metapopulationen

Clausnitzer (1996) konnte anhand der Untersuchung einer gelungenen Neuansiedlung von Laubfröschen (vgl. auch den Abschnitt zu dieser Art) die große Bedeutung von benachbarten Populationen (Metapopulationen) und komplexen, miteinander vernetzten Gewässersystemen für den Erhalt von Amphibienpopulationen zeigen. Witterungs-, alters- aber auch nutzungsabhängig boten im Untersuchungsgebiet wechselnde Gewässer optimale Fortpflanzungsbedingungen für die untersuchten Tiere. An scheinbar optimal ausgeprägten Gewässern brach aus ungeklärten Gründen nach guten Reproduktionsjahren eine lokale Population zusammen und wurde später durch zuwandernde Tiere ersetzt. Die Ausbreitungsrichtung und Ausbreitungsgeschwindigkeit war vom Verhältnis des ökologischen Raumwiderstandes und der Entfernung der Gewässer zueinander bestimmt. Dabei dienten weniger günstig ausgeprägte Gewässer als Trittsteinbiotope.

Anhand der Erfahrungen mit Fördermaßnahmen für Amphibien und den Maßnahmen zur Wiederansiedlung des Laubfrosches im Duvenstedter Brook seit 1983 konnte GLITZ (1995) konkrete Rahmenbedingungen für das Gelingen derartiger Projekte benennen:

- Für die Schaffung von Ausbreitungszentren von Amphibienpopulationen sollten 200-300 ha unzerschnittener Lebensräume mit Grünland und Laubwaldbiotopkomplexen zur Verfügung stehen.
- In einem Gewässerzentrum sollten 10-15 unterschiedlich ausgestaltete Weiher in einem 5-9 ha großen Gebiet angelegt werden. Die nächste verkehrsreiche Straße sollte wenigstens 500 m Abstand zu diesem Gebiet haben.
- Verbundachsen zu anderen potentiell von Amphibien besiedelten oder besiedelbaren Gebieten sollten jeweils über die Schaffung kleinerer Teichgruppen von 3-6 Weihern wieder hergestellt werden. Auch die Verbundachsen sollten bevorzugt verkehrsfremd und in Grünland- und Laubwaldgebieten liegen.
- Die Gewässer sollten Mindestmaße von 400 m² und 1,5 m Tiefe aufweisen.

6.2.3 Ausstattung eines Amphibiengewässers

Wie unten gezeigt wird, gibt es das „optimale“ Gewässer für Amphibien nicht. Innerhalb einer gewissen Spannweite lassen sich jedoch diverse

Faktoren benennen, die für die meisten Amphibien von ähnlich positiver Bedeutung sind.

Förderung einzelner Arten

Vor Anlage eines Gewässers sollte klar sein, welche Art(en) gefördert werden soll(en). Die Arten der jungen, dynamischen Lebensräume (Knoblauchkröte, Wechselkröte, Kreuzkröte, Laubfrosch) benötigen sehr flache, warme, stark besonnte und relativ pflanzenarme Gewässer; auch das Umfeld sollte hier offen, sandig und mager sein. Einige früh laichende Arten wie Grasfrosch, Moorfrosch und Erdkröte ertragen eine Teilbeschattung des Gewässers, die meisten anderen Arten benötigen eine dauerhafte Besonnung. Erdkröten können in tieferen und größeren Gewässern zusammen mit Fischen leben, die meisten anderen Arten nicht. Die Ansprüche der Arten lassen sich den einzelnen Beschreibungen entnehmen.

Nicht immer stellt sich der Erfolg in der gewünschten Weise ein. Anhand eigener Beobachtungen kann es infolge einer hohen Reproduktionsrate von beispielsweise Braunfröschen in neuen kleineren Gewässern zu einer Massenvermehrung ihrer Fraßfeinde, wie Libellen oder Molchen kommen. Diese Entwicklung wiederum kann zu einem vollständigen Einbruch der Froschpopulation führen. Auf diese Art kommt es oft in den ersten Jahren zu erheblichen Verschiebungen des Arteninventars. Da auch die anderen Tiergruppen und Arten grundsätzlich als schutz- und förderungswürdig anzusehen sind, kann und soll hier nicht lenkend eingegriffen werden. Es zeigt sich auch, dass wegen solch komplexer und kaum vorhersagbarer Mechanismen einzelnen Arten mitunter nur schwer gezielt geholfen werden kann. Um beispielsweise die Braunfroschpopulation in diesem Fall zu fördern ist also die Anlage der oben beschriebenen Kleingewässerkomplexe ratsam.

Gewässergröße

Auch hier bestehen Abhängigkeiten von der jeweiligen Zielart. Die Angaben für die Mindestgröße eines einzelnen Gewässers für eine stabile Population einer Amphibienart variieren in der Literatur zwischen 30 und 80 m² Wasserfläche. Kneitz (1998) formuliert jedoch zahlreiche Gründe, warum ein für mehrere Arten geeignetes Gewässer wesentlich größer (500 m² und mehr) sein sollte. Nach Grell, Grell, Voß (1999) steigt der Wert von Gewässern mit ausgedehnten Flachwasserbereichen für Amphibien ab einer Größe von 1000 m² noch einmal sprunghaft an!

- Nur größere Gewässer weisen den verschiedenen Habitatansprüchen der Arten entsprechend vielfältige Uferstrukturen auf.
- Große Gewässer bieten Nahrung für ausreichend große Populationen.

- Kleine Gewässer verlanden in der Regel so schnell, dass eine hohe Pflegeintensität vorprogrammiert ist, die gleichzeitig immer Kosten und Eingriffe in gewachsene Systeme mit sich bringt. Die Mindestgröße der Restwasserfläche wird im Verlandungsprozess schnell unterschritten. Nur große Gewässer können dauerhaft ohne Pflege ihre Qualitäten als Laichgewässer bewahren.
- Bei großen Gewässern bleibt eine ausreichende Besonnung und Erwärmung dauerhaft gewährleistet.
- An kleinen, übersichtlichen Gewässern wirken sich anthropogene Störungen wesentlich deutlicher aus als an großen.
- Über die allgemeine Empfehlung hinaus, Gewässer wenigstens mit einer Tiefe von 1-1,5 m anzulegen, sollten optimale Laichbiotope neben großflächigen Flachwasserbereichen auch bis zu 3 m tiefe Tiefwasserstellen haben, um ausgeglichene Temperaturverhältnisse im Gewässer und einen ausreichenden Schutz vor schneller Verlandung zu haben. Solche Tiefen können nur in großen Gewässern stabil erhalten werden.

Die Ziele der Strukturvielfalt und der Stabilität von Populationen können, wie in der Literatur häufig angeführt, auch sehr gut mit einer Vielzahl kleinerer Gewässer erfüllt werden. Da diese jedoch in der Regel von einer schnellen Verlandung bedroht sind, muss hier relativ intensiv gepflegt werden. Im Duvenstedter Brook z.B. wurde ein System verschieden ausgestalteter und verschieden schnell verlandender Gewässer konzipiert, in dem durch regelmäßige Neuanlage von Gewässern immer auch ausreichend offene Wasserflächen vorhanden sind. Ein solches Naturraum-Management bildet die nicht mehr vorhandene Dynamik der Lebensräume nach.

Strukturelle Ausgestaltung der Gewässer

Für die meisten bei uns auftretenden Amphibienarten weisen optimale Laichgewässer folgende Strukturmerkmale auf:

- Flachwasserzonen
Breite, besonnte Flachwasserzonen, v.a. auf der Nordseite des Gewässers (Südexposition). Die bevorzugten Laichplätze der meisten Amphibienarten liegen in Gewässerbereichen von unter 0,5 m Wassertiefe. Nur hier sind die ausreichende Belichtung und Erwärmung des Laiches gewährleistet.
- Flache Ufer
Flache Ufer bieten auf größerer Breite durch kapillaren Aufstieg des Wassers bodenfeuchte Kleinsthabitate, die der bevorzugte Aufenthaltsort frisch metamorphosierter aber auch adulter Tiere außerhalb

des Wassers sind. Hier halten sich in der Regel auch viele Insekten auf, die als Nahrung dienen.

Verschiedene Beobachtungen im Gelände deuten darauf hin, dass kleineren niederrwüchsigen und offenen Bereichen dabei große Bedeutung zukommt. Mitunter profitiert der Strukturreichtum der Ufer eines Gewässers von einer mäßigen, zeitlich begrenzten Beweidung, die den Aufwuchs im Uferbereich kurz hält, dies allerdings nur in soweit, wie vom Weidevieh keine deutliche Eutrophierung des Gewässers durch Kot und offene Trittstellen im Uferbereich ausgeht.

- Tiefwasserzonen
Gewässerbereiche mit mehr als 1 m Tiefe gelten im Allgemeinen als frostfrei und sollen das Überleben der im Gewässer überwinternden adulten Tiere sichern. Tiefwasserbereiche mit mehr als 2 m Tiefe sichern größere Gewässer langfristig vor einer schnellen Verlandung und vermindern die Pflegenotwendigkeiten.
- Wasserpflanzen
Viele Amphibienarten benutzen submerse Pflanzen (Unterwasserpflanzen) als Deckung und Befestigung für ihren Laich. Wasserpflanzenbewuchs bietet an größeren Gewässern den besseren Schutz der Larven vor Fraßfeinden (Prädatoren).
- Uferlinie
Eine vielfältig gestaltete Uferlinie bietet insgesamt eine weit größere Vielfalt an Kleinsthabitaten und erhöht die Wahrscheinlichkeit, den Lebensraumsprüchen verschiedener Arten gerecht zu werden. Die Deckungsmöglichkeiten und damit der Schutz vor Räubern wird erhöht.
- Naturnahe Gehölzstrukturen
Wie weiter oben erläutert, wirken Gewässer, die südlich vor einer Gehölzkante liegen, besonders attraktiv auf verschiedene Amphibienarten. Es entstehen windberuhigte, kleinklimatisch begünstigte Lebensräume. Die meist blüten- und insektenreichen, südexponierten Waldsäume sind bevorzugter Sommerlebensraum für viele Arten, und totholz- und laubreiche Waldinnenräume bieten ebenfalls Nahrung und Überwinterungsplätze.
- Besonnung
Die Südseite der Gewässer sollte durch geeignete Maßnahmen (sporadische Mahd, Entkusselung, Beweidung) dauerhaft gehölzfrei gehalten werden. Speziell bei Gewässerneuanlagen tritt wegen der noch vorhandenen Rohböden oft ein schneller Aufwuchs von Erlen entlang der Wasserlinie auf. Dieser wird am wirksamsten durch

eine dichte Grasnarbe, also eine anfänglich regelmäßig stattfindende Mahd unterdrückt.

Wasserpflanzen

Zwar benötigen zahlreiche Amphibienarten Wasserpflanzenbestände als strukturelles Element des Laichgewässers, dennoch sollte von einer Bepflanzung neu angelegter Gewässer aus den folgenden Gründen abgesehen werden:

- Das wertvolle Initialstadium der Gewässerentwicklung wird übersprungen, da Pionierarten der Gewässerrohböden keinen Lebensraum finden.
- Kreuzkröte, Wechselkröte und Laubfrosch sind an Pionierstadien der Gewässer angepasste Amphibienarten und werden somit von den Fördermaßnahmen nicht berücksichtigt.
- Mit Wasserpflanzen werden häufig Fremdorganismen, wie z.B. Fischlaich, eingeschleppt.
- Pflanzmaterial aus Gärtnereien ist genetisch einheitlich, stammt häufig aus gebietsfremden Herkünften und muss somit im strengen Sinn als florenverfälschend angesehen werden.
- Die Bepflanzung beschleunigt die Sukzession und führt zu einer vorzeitigen Pflege-notwendigkeit.

Eine Förderung gebietstypischer Flora kann erfolgen, indem Bodenschlamm mit dem entsprechenden Samen- und Sporenvorrat (Diasporenservoir) in das neue Gewässer eingebracht wird.

Wasserqualität

Optimale Laichgewässer haben klares bis mäßig getrübbtes Wasser. Dies gewährleistet eine ausreichende Durchsonnung und verhindert die Verschmutzung des Laiches durch Trübstoffe. Ausgesprochen nährstoffarme Gewässer sind nahrungssarm und mitunter von Versauerung bedroht. Mäßig nährstoffreiche Gewässer sind durch den Basenreichtum gegen Versauerung besser abgepuffert und bieten größeren Tierpopulationen ausreichend Nahrung.

Bei neu angelegten Gewässern besteht die „Gefahr“ zu geringer Nährstoffgehalte kaum, weil der atmosphärische Eintrag von Nährstoffen und Staub relativ groß ist.

Pufferzonen

Bei Gewässern, die in intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen angelegt werden, sollte ein Streifen von rund 20 m Breite um das Gewässer nicht oder nur extensiv genutzt werden. Bodenverletzungen, Umbruch, der Einsatz von Düngemitteln und Bioziden sollte in diesen Zonen nicht

erfolgen, weil es dadurch zu erheblichen Nährstoffeinträgen und Veränderungen des Gewässerchemismus sowie zu einer bedeutenden Beschleunigung des Verlandungsprozesses kommen kann. In vielen Gebieten ist eine Pufferzone darüber hinaus als Nahrungshabitat und Überwinterungsplatz zwingend notwendig, da in den landwirtschaftlichen Flächen häufig ein Mangel an geeigneten Ressourcen für landlebende Amphibien herrscht. Eine optimale Ausprägung der Pufferzone beinhaltet Gehölzstrukturen im Norden und strukturelle Bereicherungen, wie Steinhaufen, Totholz, Reisig oder Laubhaufen. Eine Beweidung der Pufferzonen kann in begrenztem Umfang positiv wirken (strukturelle Bereicherung und Offenhalten der Ufer).

6.2.4 Nahrung

Da örtlich der Nahrungsmangel limitierender Faktor für den Erhalt von Amphibien, Reptilien aber auch zahlreicher anderer Tiergruppe ist, kommt den aus Sicht dieser Gruppen nahrungsreichen Biotopstrukturen eine Schlüsselrolle zu. Intensive Landwirtschaft, Versiegelung und naturferne Gestaltung und Pflege städtischer Grünflächen haben große Stadtgebiete zu extrem verarmten, lebensfeindlichen Flächen werden lassen. Für die Ernährung der Tiere sind folgende Maßnahmenkomplexe wichtig:

- Erhalt alter, tiefgründiger Böden in Wäldern, Mooren, Grünland und sonstigen naturnahen Gebieten durch nur extensive oder unterbleibende Nutzung (ein hoher Anteil der Nahrung von Wirbeltieren besteht aus Bodenlebewesen),
- Erhalt und Förderung aller naturnahen oder natürlichen Vegetationsstrukturen,
- Vermeidung von Pflanzungen aus Gärtnerei und Baumschulware, die oft - nicht heimisch und genetisch wenig vielfältig - für heimische Wirbellose als Lebensraum nicht annehmbar ist, Förderung der Vermehrung und Ausbringung heimischer Wildsorten bei öffentlich geförderten Maßnahmen,
- Bevorzugung natürlicher Sukzessionsprozesse an möglichst vielen Standorten,
- Minimierung der Pflege von Grünflächen, Erhalt von Totholz und Laubansammlungen,
- Minimierung der Bodenversiegelung,
- Förderung von Randstreifen ohne Nutzung an allen Nutzungsgrenzen.

6.3 Amphibienlebensräume: Schaffung von und Umgang mit Kleingewässern

6.3.1 Ausgestaltung von Regenrückhaltebecken

Regenrückhaltebecken haben in der Stadt gewollt oder ungewollt schon an verschiedener Stelle große Bedeutung für Amphibien erlangt. Entlang der A7 im Bereich der Harburger Berge stellen Regenrückhaltebecken beispielsweise einen wesentlichen Teil des Gewässerbestandes dar und werden zumindest von Erdkröten und Teichmolchen in hohem Maß angenommen. Dies ist jedoch in mehrfacher Hinsicht problematisch:

- Die Wirkung der Schadstoffe des Straßenabwassers auf die Tiere und deren Reproduktionsraten bleibt ungeklärt, da bisher keine diesbezüglichen Untersuchungen durchgeführt wurden.
- Die Becken liegen regelmäßig in Straßennähe, was einen hohen Anteil von verkehrstoten Amphibien zur Folge hat.
- Regenrückhaltebecken besitzen als Gewässer v.a. eine technische Bedeutung. Ein naturschutzfachlich begründeter Umgang mit ihnen ist in der Praxis oft nicht durchsetzbar. Es kommt daher häufig zu nicht vermeidbaren „Katastrophenereignissen“: Ausbaggern, Trockenfallen, Schadstoffüberfrachtung nach Starkregenereignissen. Stabile Biotope sind hier nicht zu gewährleisten.

Nicht zuletzt wegen der positiven Wirkungen auf die Wasserqualität sollten Regenrückhaltebecken dennoch grundsätzlich naturnah ausgestaltet werden:

- Sie sollten Bereiche mit dauerhafter Wasserführung und intensivem Pflanzenbewuchs aufweisen dürfen, d.h. sie sollten von Beginn an für ein ausreichendes Wasservolumen konzipiert werden, um so den Unterhaltungsbedarf zu vermindern.
- Sie sollten flache, struktureiche Ufer und unterschiedliche Tiefenbereiche aufweisen.
- Sie sollten immer mehrstufig (mit „Vorklärstufe“) konstruiert werden.
- Sie sollten offen und besonnt sein.
- Unterhalt und Pflege sollte zu amphibienverträglichen Zeiten, also nicht zwischen Februar und September stattfinden.
- Bei intensiver Amphibienbesiedlung ist evtl. eine Barriere gegen Überwanderung entlang benachbarter Straßen notwendig.

Regenrückhaltebecken können aus den genannten Gründen kein Ersatz für echte Biotopanlagen sein, obwohl sie Amphibien als Laichgewässern dienen können.

6.3.2 Beregnungsbecken in der Landwirtschaft

Speziell in Obstbaugebieten (Altes Land, Süderelbmarsch) sind nach nahezu vollständigem Beseitigen bzw. Trockenlegen des alten Grabensystems die zur Frostschutzberegnung eingerichteten und in jüngerer Zeit wegen erhöhter Bedarfe noch ausgeweiteten Beregnungsbecken die einzigen Restgewässer in einer einst gewässer- und amphibienreichen Landschaft. Die meisten Gewässer wurden funktionell und strukturarm angelegt. Das Standardgewässer ist aus Platzersparnisgründen rechteckig, hat steile Böschungen und eine relativ große Tiefe. Wasserpflanzenbewuchs ist wegen der Verstopfungsgefahr für die Ansaugstutzen der Pumpen nicht erwünscht. Aufgrund des intensiven Einsatzes von Spritzmitteln im Obstbau, ist eine Kontamination der Gewässer sehr wahrscheinlich bzw. für das Jahr 2001 in Einzelfällen belegt. Zudem treten Beregnungsereignisse naturgemäß in zeitlicher Nähe zur potentiellen Laichzeit der Amphibien auf.

Trotz der ungünstigen Voraussetzungen werden Beregnungsteiche mitunter von Amphibien zur Fortpflanzung genutzt. Erdkröten, Teichmolche und Grünfrösche wurden nachgewiesen. Bevorzugt treten Bestände jedoch in sichtbar extensiv genutzten bzw. unterhaltenen Gewässern mit optisch guter Wasserqualität und strukturreichem Bewuchs auf.

Bei Beregnungsteichen ist ähnlich wie bei Regenrückhaltebecken eine Aufwertung durch großzügigere, in Teilen naturnähere Ausgestaltung denkbar. Sie sollten:

- ausreichend groß bemessen sein, um bei Beregnungsereignissen nie trocken zu fallen und möglichst geringe Wasserstandsschwankungen aufzuweisen.
- strukturreich ausgestaltet und in Teilen vegetationsreich sein. Es sollte eine Differenzierung in intensiv gepflegten Teilbereich für den Ansaugstutzen der Pumpen und naturnah ausgestalteten Bereich mit Schutz vor Austrocknung erfolgen.
- von Pufferzonen umgeben sein, die den Eintrag von Bioziden minimieren und als Sommerlebensraum der Tiere dienen können. Innerhalb der Obstbauflächen müssen, ähnlich den Knicks und Feldrainen der Ackergebiete, extensive oder nicht genutzte Randstrukturen vorhanden sein.
- möglichst flache Ufer aufweisen. Vor allem südexponierte Uferabschnitte sollten offen, naturnah und flach sein.

- nicht künstlich bepflanzt werden.

Dennoch bleibt der Konflikt zwischen intensiven Nutzungsansprüchen und dem Schutz der Tiere unauflösbar. Aus Sicht des Schutzes der heimischen Amphibien wird für Obstbaugebiete die Regeneration des alten Grabensystems und die Extensivierung der Nutzung auf den Flächen empfohlen.

6.3.3 Anlage von Garten- bzw. Folienteichen

Folienteiche, soweit sie aus Sicht des Amphibienschutzes optimal ausgestaltet werden, können eine erhebliche Bedeutung für eine Stabilisierung und Bereicherung von Amphibienpopulationen erlangen. Pflanzenreiche, besonnte, strukturreiche, flache, jedoch am Grund frostfreie Kleingewässer mit flachen Ufern, ohne Fischbesatz und mit guter Wasserqualität sind nicht nur für zahlreiche Amphibienarten optimal, sondern auch als Lebensraum von Wasserkäfern und Libellen gut geeignet.

Garten- und Schulteiche spielen für den Naturkontakt und das Verständnis für natürliche Zusammenhänge in der breiten Bevölkerung eine bedeutende Rolle. Nirgends sonst kann auf so engem Raum und aus nächster Nähe so viel Natur erlebt werden. Wichtig ist in Gärten auch immer die Ausgestaltung der Nachbarflächen. Diese sollten nie zu gepflegt sein, Holz- und Laubhaufen sowie naturnahe, d.h. gärtnerisch weniger gepflegte, Gehölz- und Krautbereiche haben.

Folienteiche sind für den großmaßstäblichen Amphibienschutz jedoch oft ungeeignet, weil sie zu klein sind, einen hohen Pflegebedarf haben und keinen dauerhaften Bestand gewährleisten. Sollen die Teiche im Rahmen von dauerhaft wirksamen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen eingesetzt werden, so ist dem Rechnung zu tragen:

- Es sollten in jedem Fall sehr haltbare Folien zum Einsatz kommen.
- Die Folien sollten, zur Vermeidung mechanischer Schäden bei Pflegearbeiten, tief liegen und eine vollständige und dicke Abdeckung aus Ton oder Sand erhalten. Erdmaterial ist zu nährstoffreich und kann nicht verwendet werden.
- Die Gewässer sind möglichst groß zu dimensionieren.
- Die Schaffung einer Gewässergruppe gewährleistet, das auch bei Undichtwerden eines Gewässers die Funktion erhalten bleibt.
- Undichte und trockenfallende Gewässer müssen repariert und/oder ersetzt werden.

6.3.4 Anlage von Gewässern in der offenen Landschaft

Gewässer, die als Ausgleichs- bzw. Biotopentwicklungsmaßnahme entstehen, sollten eine dauerhafte Abdichtung erhalten bzw. in Gebieten angelegt werden, in denen ein ausreichend hoher, oberflächennaher Grundwasserstand die Anlage von Gewässern ohne technische Abdichtung erlaubt. Da die Kosten für eine Pflege nie langfristig sicherbar sind, sollen Gewässer geschaffen werden, die ohne Pflege eine möglichst lange Lebensdauer versprechen. Dazu sind folgende Punkte zu beachten (ausführlich im Abschnitt „Wie sieht ein ideales Amphibiengewässer aus?“ erläutert):

- Gewässer möglichst groß konzipieren.
- Nährstoffeintrag weitgehend minimieren,
- Gehölzaufwuchs der Ufer minimieren.
- geschützte, ungestörte, abgeschirmte Lage im Biotopverbund mit Landlebensräumen und Überwinterungsplätzen.
- Anlage möglichst zusammen mit weiteren Kleingewässern.

6.3.5 Überschwemmungswiesen

Ein sehr großer Teil der natürlichen Amphibienlaichgewässer lag ursprünglich in den Bach- und Flußauen. Hier hinterließen die regelmäßig über die Ufer tretenden Fließgewässer zahlreiche temporäre Kleingewässer im Bereich der Aue, die im Verlauf des Frühjahres allmählich abtrockneten. Heute fließt kaum ein Bach noch auf seinem ursprünglichen Niveau und Überschwemmungen der Aue werden von den nutzenden Landwirten als Versäumnis der Wasserverbände bewertet.

Nachdem in Schleswig-Holstein Artenschutzkonzepte für Laubfrosch und Rotbauchunke auf freiwilliger Basis keine Erfolge zeigten, wurden durch den Vertragsnaturschutz zunehmend Überschwemmungs- und Überstauungsmaßnahmen von Weideflächen gefördert. 1997 wurde in umfangreichen Untersuchungen deren Erfolg bestätigt (Berninghausen 1995, Grell, Grell & Voss 1999). Großflächige Überstauungen hatten an vielen Stellen positive Wirkungen auf zahlreiche Amphibienarten.

Bei 120 begutachteten Gewässern wurden bis zu 7 Amphibienarten, durchschnittlich 2,4 an einem Gewässer, festgestellt (Grell, Grell & Voss 1999). Die verbreiteten Arten wurden in erheblichem Maß gefördert, von den gefährdeten profitierte der Kammmolch am stärksten von den Maßnahmen. Dabei war im Vergleich der Erfolg der Überschwemmungsflächen weit größer als der der herkömmlichen, gegrabenen Gewässerneuanlagen. Eine zentrale Rolle bei diesen Gewässern spielen die breiten Wechselwasserbereiche, die nur zeitweilig überstaut sind. Auch eine extensive

Beweidung der Nachbarflächen wurde als positiv registriert, weil damit Beschattung und Verlandung unterbunden wird. Zudem schaffen Tritt und Verbiss strukturreiche Uferbereiche mit besserer Deckung, so dass auch die Koexistenz von Fischbeständen und Amphibien möglich wurde. Dennoch besteht grundsätzlich die Gefahr der Gewässereutrophierung und -verarmung durch ein Zuviel an Trittschäden und Dung.

In der Untersuchung wurde ein deutlicher Anstieg der gefundenen Arten- und Individuenzahlen bei Gewässern von mehr als 1000 m² Wasserfläche registriert. Wir plädieren daher für eine Integration der Überschwemmungsflächen in ein Konzept der halboffenen Weidelandschaften und für den Einsatz speziell in der Nähe zu Restbeständen stark gefährdeter Amphibienarten wie Laubfrosch, Rotbauchunke, Knoblauch-, Kreuz- und Wechselkröte. Neben den positiven Effekten für Amphibien bringen Überschwemmungsflächen Verbesserungen der Lebensräume für Wiesen- und Wasservögel mit sich. Langfristig setzt sicherlich bei vielen Flächen auch die Förderung seltener Pflanzenarten ein.

Die positiven Ergebnisse aus Schleswig-Holstein sollten Anlass zu ähnlichen Versuchen in Hamburg sein. Dabei kann die Beweidung in nährstoffreichen Gebieten, wie der Marsch und den Jungmoränenflächen im Nordosten Hamburgs, sicherlich Teil des Konzeptes sein. In Moor- und Sandgebieten sollte jedoch der Aspekt geringer Nährstoffgehalte der Gewässer stärker in den Vordergrund rücken. Für die Anlage von Überschwemmungsflächen gelten folgende Grundsätze:

- Vorrangig sollten vormals nasse, heute entwässerte Senken und Moore vernässt werden, bei denen der gewünschte Effekt schon durch das Schließen von Gräben oder Drainagen erzielt werden kann.
- Die voraussichtlichen Überschwemmungsflächen sollten groß sein (1000 m² und mehr).
- Um dauerhaft ohne erhöhten Pflegeaufwand offene Wasserflächen und niedrig bewachsene Uferbereiche zu erhalten, plädieren Grell, Grell & Voß (1999) für eine extensive Beweidung der Ufer. Um Überbeweidung und Hypertrophierung zu vermeiden, bedarf es dabei eines angepassten Beweidungskonzeptes, welches die Viehstückzahl in Verhältnis zur Uferlinie setzt bzw. die Beweidung der Ufer zeitlich einschränkt.
- Bevorzugte Maßnahmeflächen liegen in der Nähe von zu fördernden Amphibienpopulationen und möglichst fern von vielbefahrenen Straßen.

Vieles spricht dafür, das Konzept der Überschwemmungswiesen im Rahmen der FFH-Richtlinie für den Schutz von Kammmolch bzw. Wiederansiedlung von Laubfrosch und Rotbauchunke auch in Hamburg gezielt zu fördern, umzusetzen und wissenschaftlich zu begleiten. Viele weitere Arten würden davon profitieren. Folgende Gebiete sind für solch ein Vorhaben besonders geeignet:

- Die Außendeichsbereiche an Dove- und Gose-Elbe,
- Die extensiv genutzten bzw. örtlich brachgefallenen Grünlandbereiche z.T. in NSG in Kirchwerder, Altengamme, Wilhelmsburg, Neuland, Gutmoor und im Moorgürtel der Süderelbmarschen (Moorburg, Fischbek, Neugraben bis Francop).
- Die Flächen an der Bille in Billwerder.

Eingeschränkt geeignet sind:

- Die „halboffenen Weidelandschaften“ im NSG Höltigbaum.
- Die Talniederungen im Stellmoorer Tunnel.

6.3.6 Gräben der Marsch

Ein ökologisch intaktes Grabensystem ist wesentliche Grundlage des Arten- und Biotopschutzes in den Elbmarschen und Randmooren. Die gegenwärtig sehr negativen Entwicklungen machen flächenhafte Handlungskonzepte notwendig.

Verminderung der Nährstoffgehalte aller Gewässer

Folgende Grundsätze dienen der Verminderung der Nährstoffbelastung der Gewässer und damit dem Grund- und Trinkwasserschutz, wie auch dem Biotop- und Artenschutz allgemein. Sie gelten nicht nur für Verbandsgewässer (Wasser- und Bodenverband), sondern sollten an jedem Gewässer eingehalten werden. Zudem werden durch eine verminderte Nährstofffracht der Unterhaltungsaufwand und die Kosten gesenkt:

- Die Einhaltung von Abstandsregeln bei der Nutzung der den Gräben benachbarten Flächen sollte selbstverständlich sein, muss aber stärker kontrolliert und umgesetzt werden:
Düngemittel und Biozide sind so zu verwenden, dass sie nicht in die Gewässer gelangen können.
Ackernutzung und Grünlandumbruch sollten immer einen Abstand von wenigstens 1 m zur Böschungsoberkante eines Gewässers wahren.
- Das Einhalten von Nutzungsabständen muss regelmäßig überprüft und mit Bußgeldern sanktioniert werden, falls es zur

unerlaubten Gewässerverschmutzung kommt.

- Der Grünlandanteil der Marschen sollte wenigstens gehalten, nach Möglichkeit jedoch erhöht werden. Mit Hilfe des Vertragsnaturschutzes (Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung) sollte der Grünlandumbruch unterbunden und Verbote für den Einsatz von Bioziden und Beschränkungen für den Einsatz von Düngemitteln angestrebt werden. Landwirte sollten über die Grundsätze einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünland (Vermeidung von Verunkrautung, Erhalt einer möglichst großen Artenvielfalt) unterrichtet werden.

Grabenunterhaltung

In der Regel stellen Unterhaltungsmaßnahmen für die gesamte Grabenbiozönose einen katastrophalen Eingriff dar. Die oben beschriebenen Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffbelastung tragen dazu bei, dass Räumereignisse seltener notwendig werden. Folgende Grundsätze sollten bei Unterhaltungsmaßnahmen berücksichtigt werden. Ein Teil der Punkte ist auch Bestandteil der Richtlinie für die Unterhaltung von Gewässern (Baubehörde der FHH 1996).

- **Kontinuierliche Unterhaltung**
Es sollten Unterhaltungspläne für größere Grabensysteme aufgestellt werden, die jährlich nur einen kleinen, über das Gebiet verteilten Teil der Gräben zur Unterhaltung ausweisen. Nachbargräben sollten unangestastet bleiben. So ist jeweils ein gleichmäßiger Anteil verschiedener Sukzessionsstadien in einem Gebiet vorhanden, das Überleben der jeweils angepassten Arten gesichert, und es kann eine Wiederbesiedlung geräumter Abschnitte erfolgen. Die landwirtschaftlichen Verbände sollten ihren Mitgliedern empfehlen, die Kosten der Grabenunterhaltung als regelmäßige Ausgabe einzukalkulieren und gebietsbezogene Unterhaltungspläne aufzustellen.
- **Pflanzen- und Tierschutz**
Zum Schutz gefährdeter Pflanzen sollte nicht vollständig entkrautet werden. Das Belassen von Restbeständen von Wasserpflanzen auf kurzen Teilabschnitten ist explizit erwünscht. Nahezu alle submersen Wasserpflanzen sind in Hamburg gefährdet und schutzwürdig. Einige Organismen müssen nach Räumungen gezielt in das Gewässer zurück befördert werden: Sumpfcalla und Krebschere sind so ausbreitungsschwach, dass geräumte Exemplare teilweise wieder zurückgesetzt werden müssen. Grundsätzlich sind Großmuscheln und -schnecken aus dem Räumgut in das Wasser zurückzusetzen.

- Gewässerunterhaltungen sollen grundsätzlich außerhalb der Vegetations- und der Laichzeit von Amphibien stattfinden, möglichst im Herbst (September-Oktober).
- Das für Gewässerunterhaltungen eingesetzte Personal muss nach den zuvor formulierten Anforderungen entsprechend geschult und/oder angeleitet werden. Denkbar ist eine Schulung, Prüfung und Zertifizierung von Unternehmen.
- Das Einhalten der Regeln der Gewässerunterhaltung muss durch die jeweils zuständigen Ämter überprüft und sanktioniert werden.

Schaffung und Erhalt dauerhafter Wasserflächen

Austrocknungsereignisse, auch wenn sie nur vereinzelt auftreten, wirken sich sehr negativ auf Gewässerlebensgemeinschaften aus. Zahlreiche Wasserorganismen sterben ab, und es setzt eine deutliche Artenverarmung ein. Derartige Situationen sollten dringend vermieden werden.

- Landwirtschaftliche Nutzflächen der Marsch sollten räumlich getrennt nach Nutzungsarten liegen. So werden Konflikte um die Wasserstände vermieden.
- In Grünlandgebieten sind, auch im Sinne der Zuwachsleistungen der Grünlandvegetation, dauerhaft hohe Wasserstände um wenigstens ca. 0,5 m unter Flur anzustreben.
- Die tiefgreifende Entwässerung der Obstbaugebiete der Süderelbmarsch durch Entwässerungsrohre und Pumpen sollte durch das traditionelle Entwässerungssystem über Gräben ersetzt und das Grabensystem regeneriert werden (s. Kap. 5).
- Wasserstände in den Hauptent- und bewässerungsgräben sind dauerhaft zu sichern und festzuschreiben, so dass ein Austrocknen der angeschlossenen Beetgräben verhindert wird. Die Beetgräben sind, auch wenn sie nicht im direkten Einflussbereich von Unterhaltungsverbänden und Behörden liegen, ein wesentlicher Faktor der Marschökologie.
- In Gebieten mit deutlich erkennbaren Wasserstandsverminderungen durch die Förderung von Grundwasser, wie im Moorgürtel, sollten Maßnahmen zum Ausgleich des Wasserdefizits durch gezieltes Zuleiten von Oberflächenwasser ergriffen werden.
- In Mooren muss dringend eine gezielte Wasserretention betrieben werden (Einbau von Stauvorrichtungen in Grabensysteme).

Flache Ufer

Gräben mit flach ansteigenden, breiten, teils sumpfigen Ufern bieten gegenüber Gräben mit steilen Regelprofilen mehr Standorte für gewässertypische Vegetation, breitere besonnte Abschnitte, eine bessere Belichtung der Wasseroberfläche und werden von zahlreichen Amphibien bei der Besiedlung bevorzugt. Solche Gräben sollten unverändert erhalten werden.

6.3.7 Umgang mit Außendeichsflächen an der Elbe

Außendeichsflächen an der Elbe sind potentiell sehr bedeutende Amphibienlebensräume. Sie sollten strukturell die Voraussetzung zur Ausbreitung und Wanderung der Stromtalarten wie Rotbauchunke, Seefrosch oder Kreuzkröte bieten. Durch Rückdeichungen hat ihre Fläche in der jüngeren Vergangenheit sogar zugenommen. Dem stehen heute einige ungünstige Faktoren entgegen:

- Im Außendeich herrscht Gewässermangel, insbesondere fehlt es an stehenden Gewässern.
- Obwohl sich die Qualität des Elbwassers in den letzten Jahren gebessert hat, sind alle Außendeichsflächen noch extrem belastet.
- Ein Teil der Flächen wird trotz struktureller Probleme und fragwürdiger Futterqualitäten noch intensiv landwirtschaftlich genutzt.
- Die Möglichkeiten der naturnahen Entwicklung sind an vielen Stellen durch Notwendigkeiten der Uferbefestigung an den Deichen und den Elbufern eingeschränkt.

Aus Sicht des Amphibienschutzes sollten für die bereits zu großen Teilen unter Schutz stehenden Außendeichsflächen folgende Grundsätze gelten:

- Ackernutzungen und intensive Grünlandbewirtschaftung sollten unterbleiben. Allein die extensive Beweidung von Teilbereichen kann örtlich begrenzt erwünscht sein.
- Die natürliche Dynamik des Elbstromes sollte an möglichst vielen Stellen ungehindert zugelassen werden. Speziell Auskolkungen hinter den Steinschüttungen des Elbufers haben große Bedeutung für den Naturschutz.
- In Gebieten mit Sickerwasseraustritten können gezielt Kleingewässer durch Abdämmung des Abflusses (Wehre) geschaffen werden.

6.4 Schaffung von Reptilienlebensräumen

6.4.1 Böschungen, Trockenmauern und Lesesteinhaufen

Während in den vergangenen Jahren von Haus- und Gartenbesitzern viele Kleingewässer für Amphibien neu geschaffen und z.T. auch recht erfolgreich wiederbesiedelt wurden, fielen Lebensraum-Maßnahmen für Reptilien eher bescheiden aus. Eidechsen und Schlangen in öffentlichen Parks oder Privatgärten sind nicht jedem willkommen. Außerdem sind Lebensraum-Maßnahmen für Reptilien in der Regel nicht so schnell erfolgreich wie für Lurche. Dabei können in Arealen, in denen Eidechsen und Schlangen noch auftreten, durch relativ einfache Aktivitäten Lebensräume neu geschaffen bzw. optimiert werden. Ein erfolgreiches Beispiel sind die Eidechsenwände an der oberen Alster (Mellingburger Schleife), die von NABU-Aktivisten gestaltet und betreut werden. Die Maßnahmen bewirkten, dass sich die Wald- und Zauneidechsen-Populationen stabilisierten.

In Ballungsräumen stehen mit Bahndämmen, Grün- und Parkanlagen im Randbereich der Stadt potentielle Refugien für einige Kriechtier-Arten zur Verfügung. In Hamburg würden insbesondere die drei heimischen Eidechsen-Arten an Böschungen, alten Mauern und Zäunen ausreichend Schlupfwinkel und Nahrung finden, wenn solche Strukturen explizit als Reptilien-Lebensraum ausgewiesen bzw. berücksichtigt werden. Dies trifft insbesondere für südlich exponierte Böschungen entlang von S- und U-Bahndämmen zu.

Beim Straßenbau oder während der Vorarbeiten für die Errichtung von Wohn- und Industriesiedlungen wird mit hohen Kosten Aushub abtransportiert und wieder einplaniert. In geeigneten Arealen könnte ein Teil dieses Materials an Ort und Stelle verbleiben, zu Hügeln aufgeschichtet und geeignet gestaltet werden. Leider berücksichtigen Planer und behördliche Auflagen solche Projekte zu selten.

Böschungen oder Trockenmauern können auch in Privatgärten relativ einfach durch Lesesteinhaufen nachgestaltet werden. Solch eine Maßnahme bringt mit oder ohne Reptilien auf alle Fälle wieder mehr Natur in die Gärten, da auch andere Lebensraum-Spezialisten aus der Pflanzen- und Insektenwelt von einer solchen Anlage profitieren. Wichtig ist eine ausreichende Größe der Steinhaufen von ca. 2 m Durchmesser und 1 m Höhe. Stets sollten gut besonnte Plätze gewählt werden. Die Hügel werden mit Rohboden aufgeschichtet und mit großen schweren Steinen belegt. Dazwischen kann man Dachziegel mit einbauen. Diese halten die Wärme länger. Eine wesentliche Voraussetzung für den Erfolg einer solchen

Maßnahme ist, dass auch das übrige Umfeld möglichst naturnah (ungepflegt) gestaltet wird bzw. verbleibt.

6.4.2 „Schlangenburgen“

Der Mangel an geeigneten Eiablage- und Überwinterungsmöglichkeiten stellt eine wesentliche Ursache für den Rückgang von Ringelnattern dar. Diese harmlose Schlange ist im Hamburger Stadtgebiet durch den Rückgang und die Beeinträchtigung ihrer Lebensräume ganz erheblich in ihrem Bestand gefährdet.

Unter Schlangenburgen versteht man größere geschichtete Haufen mit einer Grundfläche von ca. 2,5 x 6 m und einer Höhe von ca. 1,5 bis 2,5 m. Im Inneren befinden sich Laub, Heu oder Sägespäne und außen gröbere Strukturen wie Reisig und Äste. Wie im Komposthaufen erzeugt die Gärungswärme in der Schlangenburgen Zonen mit einem geeigneten Mikroklima für Eiablage und Überwinterung. Die Anlagen können nur dort erfolgreich sein, wo Anbindungen an umliegende Vorkommen bzw. Lebensräume bestehen.

Leicht zu schaffen, aber aus ästhetischen Gründen mitunter schwer umzusetzen ist beispielsweise ein Haufen aus Schnittgut, welches bei der Pflege von Naturschutzflächen anfällt. Dies spart zudem Transportkosten.

6.5 Entschärfung von Straßen

Für fast alle nicht flugfähige Organismen sind Straßen der entscheidende Grund für die Trennung und Isolation von Teillebensräumen. Durch Straßen werden nicht nur Wanderbeziehungen beeinträchtigt, sondern auch das Überleben von Restpopulation in den immer kleiner werdenden Restbiotopen in Frage gestellt. Wandernde Amphibien fallen auf Straßen nicht nur dem Verkehrstod zum Opfer. Sie geraten oft in Siele (Gullys) oder durch überhöhte Kantsteine in tödliche Fallen.

6.5.1 Schutzzäune

Amphibien machen am deutlichsten auf ihrer Frühjahreswanderung zu den Laichgewässern auf sich aufmerksam, wenn sie zu Hunderten auf Straßen überfahren werden, die sie auf dem Weg zum Laichgewässer queren. Die klassische Hilfsmaßnahme an diesen Stellen, wenn aufmerksame Beobachter und Naturschützer sich des Problems annehmen, ist der Amphibienschutzzaun: Die wandernden Tiere werden an einem Zaun abgefangen, in Fangeimer gelenkt und dann von den BetreuerInnen auf die andere Straßenseite gebracht. In einigen Fällen werden solche Maßnahmen über 10 und mehr Jahre regelmäßig durchgeführt. Sie erfordern einen hohen personellen Aufwand, weil die Eimer über einen Zeitraum von 1-2 Monaten täglich zweimal kontrolliert

werden müssen. In vielen Fällen ist es angeraten, die Aktion im Sommer, bei der Abwanderung der Jungtiere zu wiederholen. Auch im Oktober, bei Wanderungen zum Winterquartier, können größere Wanderschübe auftreten.

Derartige Schutzzäune sind der angemessene Weg, um schnell auf ein akutes Problem reagieren zu können. Sie führen darüber hinaus bei den Teilnehmern der Sammelaktion zu einem intensiven Auseinandersetzen mit der Problematik, einem Kennenlernen der Arten und deren Biologie. Auch im Umfeld erregen die Aktionen Aufmerksamkeit und zum überwiegenden Teil positive Reaktionen.

Die Kontinuität und Qualität der Aktion hängt häufig an wenigen engagierten Personen. Durch den Ausfall solcher Personen kann eine Aktion zum Erliegen kommen. Auch schwindet im Laufe der Jahre die Motivation der Beteiligten, wenn keine grundlegende Lösung des Konfliktes absehbar ist. Schutzzäune sind also als Übergangslösung bis zur Umsetzung einer dauerhafte Lösung anzusehen.

Schutzzäune mit Fangeimern sollten außerdem eingesetzt werden, wenn beispielsweise durch Baumaßnahmen übergangsweise Gefährdungen der Amphibienfauna eines Gebietes bestehen, und sie sind zwingend notwendig im Vorfeld der Planung einer fest installierten Kleintierschutzanlage. Teure Leiteinrichtungen und Kleintiertunnel unter Straßen sind nur zu rechtfertigen, wenn sie auch angenommen werden. Dazu ist neben der richtigen Ausführung und Materialwahl die Kenntnis der Hauptwanderbewegungen der jeweiligen Arten in einem Gebiet unerlässlich. Zu diesem Zweck sind wissenschaftlich begleitete Fangzaun-Aktionen mit zahlreichen Fangeimern und langen Standzeiten, beiderseits der Straße unverzichtbar.

Im folgenden einige Grundsätze für den Aufbau von Schutzzäunen:

- Beim Aufstellen an Straßen muss die Verkehrssicherheit gewährleistet bleiben. Insbesondere ist darauf zu achten, dass sich bei größerer Windbelastung keine Teile des Zaunes lösen können.
- Fangzäune bestehen aus möglichst undurchsichtigem, engmaschigem, witterungsbeständigem Material - Zäune aus Kaninchendraht sind ungeeignet, weil sie Jungtiere und Molche nicht zurückhalten, außerdem sind sie leicht übersteigbar. Durchsichtige Zäune animieren ebenfalls stärker zum Übersteigen.
- Zäune entwickeln die beste Leitwirkung, wenn der Anschluss Boden-Zaun möglichst steilwinklig ist und sich vor dem Zaun eine möglichst freie Lauffläche befindet.

- Die Höhe der Oberkante über dem Boden sollte wenigstens 40 cm betragen.
- Es ist dafür Sorge zu tragen, dass der Zaun während der gesamten Aktion aufrecht und gespannt bleibt.
- Durch eine angebaute oder aufgesetzte Kante bzw. schräg zur Anwanderseite hin geneigtes Aufstellen wird ein Übersteigen verhindert.
- Bei längeren Aktionen müssen Zäune regelmäßig von Bewuchs befreit werden.
- Die Zäune werden am Boden rund 10 cm tief eingegraben, damit die Tiere sich nicht unterdurch zwängen können.
- Auf der Anwanderungsseite des Zaunes werden im Abstand von rund 10-15 m Fangeimer eingegraben. Dabei ist darauf zu achten, dass die Oberkanten mit der Bodenoberfläche abschließen und dass die Eimer direkt an den Zaun anschließen. In den Eimern müssen Ausstiegshilfen für Kleinsäuger und Insekten vorhanden sein (ein Stock ist ausreichend). Damit sie bei Regenfällen nicht mit Wasser volllaufen, sollten am Boden kleine Abflussöffnungen angebracht werden.
- Es ist immer zu bedenken, dass in einem Gebiet Wanderbewegungen in beide Richtungen bestehen können. Nach Beginn der Laichzeit treten sofort Tiere auf, die das Laichgewässer in umgekehrter Richtung verlassen. Aus diesen Gründen müssen Fangeinrichtungen immer beiderseits einer Straße vorhanden sein.
- Bei Schutzzäunen, die an Straßen oder zu Forschungszwecken nur einseitig aufgestellt werden, müssen auch auf der Außenseite Fangeimer vorhanden sein, um rückwandernde Tiere aufzunehmen.

Betreuung:

- Kontrolle
Während der Betriebszeit des Zaunes müssen die Eimer wenigstens jeden Tag in den frühen Morgenstunden kontrolliert, geleert und die Tiere auf die andere Straßenseite (in Wanderrichtung) gebracht werden (ein Aussetzen im Gewässer ist weder nötig und noch sinnvoll). Zur Hauptwanderzeit sollte zusätzlich in den späten Abendstunden kontrolliert werden. Kann die Betreuung nicht gewährleistet werden, müssen die Eimer abgedeckt werden.
- Frühjahrswanderung
Fangzäune müssen, je nach Tierart, von Beginn der Wanderung bis zum Ende der Laichsaison, also von Anfang Februar bis Anfang Mai betrieben werden. Nur auf die-

se Weise kann die gesamte Population der wandernden Tiere erfasst werden. Wenn die personelle und/oder finanzielle Situation dies nicht erlaubt, kann versucht werden, die notwendigen Zeiträume zu verkürzen. Dies hat jedoch mit Sicherheit zur Folge, dass nicht die gesamten Bestände erfasst werden.

- Sommerwanderung
Um die vom Laichgewässer abwandernden Jungtiere zu erfassen und vor dem Straßentod zu bewahren, muss der Fangzaun bis in den August hinein aufgestellt bleiben (Die Fangeimer werden zwischenzeitlich verschlossen) bzw. ab Ende Mai neu aufgestellt werden. Der Zeitraum zwischen Ablichten und Metamorphose ist stark art-, wärme- und witterungsabhängig und kann schwer bestimmt werden, so dass wiederum eine langfristige Betreuung notwendig ist.
- Herbstwanderung
Je nach örtlichen Gegebenheiten und betroffener Art kommt es zu einer mehr oder weniger ausgeprägten Herbstwanderung, bei der die Tiere sich, aus dem Sommerlebensraum kommend, wieder in Richtung auf das Laichgewässer zu bewegen. Bei Grasfröschen betrifft dies einen großen Teil der Population. Anhand von Straßenkontrollen muss von Fall zu Fall entschieden werden, ob das Aufstellen und Betreuen eines Fangzaunes auch im Herbst erforderlich ist.
- Fachliche Begleitung
Jede Aktion mit Amphibienschutzgittern sollte fachlich begleitet werden. Vor allem sollten die gefundenen Arten korrekt bestimmt werden. Außerdem sind die Tiere nach Altersklassen und Geschlecht sowie nach Fundort (nummerierte Fangeimer einsetzen) und -zeit in Erfassungsbögen (siehe Anhang) einzutragen. Das Naturschutzamt bietet fachliche Unterstützung an.

6.5.2 Kleintiertunnel und Leitsysteme

Bei mäßig bis viel befahrenen Straßen und Orten mit ausgeprägten Wanderbeziehungen zwischen Biotopen beiderseits der Straße wird langfristig der Einbau einer festen Untertunnelung notwendig. Voraussetzung ist im Vorfeld die Klärung der örtlichen Situation durch den Betrieb wissenschaftlich begleiteter Fangzäune über wenigstens 2 Jahre. Dabei sollen folgende Fragen geklärt werden:

- In welchem Umfang finden Amphibienwanderungen statt?
- Welche Arten treten auf?

- Wo liegen die Hauptwanderungen? Wie breit sind sie? Welches sind vermutlich die wesentlichen Teillebensräume der Populationen?

Wenn die Ergebnisse zeigen, dass eine der folgenden Bedingungen erfüllt ist:

- Es finden regelmäßig Amphibienwanderungen in größerem Umfang über die Straße hinweg statt (an Fangzäunen werden regelmäßig über 500 Individuen einer Art oder insgesamt 2000 Individuen und mehr gefangen)
- Es werden regelmäßig Vorkommen stark gefährdeter Arten (auch in geringer Stückzahl) registriert.
- Es bestehen Wanderbeziehungen zu einem überregional bedeutenden Laichgewässer.

...muss geklärt werden, auf welche Art dauerhaft Abhilfe geschaffen werden kann:

- Ist eine dauerhafte oder langfristige Betreuung von mobilen Fangzäunen leistbar?
- Ist eine Straßensperrung oder -aufhebung praktikabel? Können die Wanderbeziehungen entschärft oder aufgehoben werden, indem Ersatzgewässer in großem Umfang geschaffen werden?

Wenn all dies nicht möglich ist, muss ein Tunnel-system mit Leiteinrichtung geplant werden. Dafür gelten folgende Grundsätze:

- Anwandernde Tiere lassen sich bis zu maximal 30 m durch straßenparallele Barrieren seitlich ablenken. Die Durchlässe sollten deshalb im gesamten Hauptwanderkorridor in einem Abstand von rund 30 m zueinander eingebaut werden. In den Randbereichen kann der Abstand auf 50 m ansteigen.
- Breite: Die Durchlässe sollten bei einer Länge von bis zu 20 m wenigstens 1 m breit sein, bei bis zu 30 m: 1,4 m, bei 40 m sollten sie 1,7 m betragen und bei 50 m wenigstens 2 m. Die lichte Höhe sollte rund 2/3 der Breite aufweisen.
- Die Durchlässe sollen so hoch wie möglich in den Straßenkörper eingebaut werden, um Wasser- und Kaltluftansammlungen zu vermindern.
- Sie sollten ein leichtes Gefälle von 1-5 % haben, um stehendes Wasser im Inneren zu vermeiden
- Die Durchlassöffnung soll gut erkennbar und evtl. gegenüber dem Rohr noch aufgeweitet sein.
- Die Lauffläche soll eben und hindernisfrei sein. Rahmenprofile mit ebenem Boden

und senkrecht ansetzenden Wänden bieten gegenüber runden Rohren erhebliche Vorteile. Bei Röhren muss zusätzlich eine Wandersohle eingebracht und dauerhaft gegen Erosion geschützt werden. Die Anschlüsse von Leitsystemen gestalten sich bei runden Öffnungen deutlich schwieriger.

- Ebener, gewachsener Boden mit kapillarem Grundwasseraufstieg ist das ideale Bodenmaterial, um den Tunnelinnenraum vor Austrocknung zu schützen. Trockener Sand wirkt wanderungshemmend; besser ist eine ebene Betonfläche. Zur Befeuchtung sollten geringe Niederschlagsmengen durch den Tunnel geleitet werden. Stehendes Wasser muss vermieden werden. Weite Durchlässe vermindern Düseneffekte und erhöhte Windgeschwindigkeiten im Tunnel. Je weiter die Öffnung desto ähnlicher ist das Innenklima dem Außenklima.
- Straßendurchlässe von Bächen und Gräben können in das Leitsystem integriert werden, wenn an beiden Wänden oberhalb der Wasserlinie Bermen eingebaut werden.
- Oberflächennahe Durchlässe (Rinnenbauelemente eingelassen in die Straßenoberfläche mit Abdeckung) sind nur auf kurzen Strecken und bei wenig befahrenen Straßen sinnvoll. Die Rinnen sind nicht in Breiten über 50 cm lieferbar, und die Lärmbelastung durch Verkehr stellt ein erhebliches Durchwanderungshemmnis dar.

Kleintiertunnel sind nur sinnvoll in Kombinationen mit einem funktionierenden Leitsystem. Auch hier sind einige Grundsätze zu beachten:

- Die Leitsysteme sollen sich über den gesamten Wanderkorridor erstrecken.
- Sie sollen sich in Straßennähe befinden, um ausreichend gepflegt werden zu können und nicht trennend auf andere Biotope zu wirken.
- Die verwendeten Elemente sollen auf Jahrzehnte hinaus stabil bleiben, um Folgekosten und weitere Eingriffe zu minimieren.
- Sie müssen, wie die Schutzzäune, möglichst über 40 cm hoch sein und an der Oberkante einen Überhang als Übersteigenschutz haben.
- Am Fuß soll eine rund 30 cm breite offene Lauffläche sein, die leicht offengehalten werden kann.
- Die Lauffläche soll in rechtem Winkel an die Leitwand stoßen.
- Alle Fugen und Anbindungen an die Tunnel müssen möglichst passgenau und eng ausgeführt werden.

- Leitelemente sollten nirgends senkrecht auf andere Barrieren treffen bzw. nicht in rechten Winkeln geführt werden.
- An den Enden der Leitsysteme sollen sogenannte Umkehrschleifen den Abschluss bilden.

Frey & Niederstraßer (2000) haben in einer umfangreichen Untersuchung für die Naturschutzverwaltung in Baden-Württemberg verschiedene Baumaterialien und Ausführungen von Amphibienleitsystemen auf ihre Praxistauglichkeit hin untersucht. Die Broschüre sei allen, die sich vertieft mit dem Thema befassen, empfohlen.

Bei einem Verkehrsaufkommen von mehr als 1000 Kfz/Tag ist von einer deutlichen Barrierewirkung der Straße auch für Wildtiere auszugehen. In diesem Fall sollten Untertunnelungen den Maßgaben von Wildtierdurchlässen angepasst werden, um gleichzeitig andere Tiergruppen zu unterstützen. Derartige Durchlässe haben wenigstens 2 m Breite. Je nach örtlichen Gegebenheiten wirken sich aufgeständerte Straßenabschnitte besonders positiv auf die Vernetzung aus.

Bei Straßen mit mehr als 10.000 Kfz/Tag werden Durchlässe als zwingend notwendig angesehen (Kramer-Rowold & Rowold 2001). In diesen Fällen müssen auch die Leitsysteme an die umfangreicheren Anforderungen angepasst werden. Sie sind zusätzlich mit Heckenpflanzungen oder Wildzäunen zu versehen.

6.5.3 Straßensperrung, -aufhebung

Kleintiertunnel und Leiteinrichtungen werden von gerichtet wandernden Tieren wie Amphibien bei optimaler Ausbildung gut angenommen, sie wirken aber auf diffus wandernde Arten, wie zahlreiche Kleinsäuger und beispielsweise Laufkäfer als Barriere, die nur in Einzelfällen durch die Tunnel überwunden wird. Bei diesen Arten können Tunnellösungen den Isolationseffekt einer Straße und die Verinselung von Teilpopulationen nicht effektiv vermindern. Auch müssen die baulichen Anlagen regelmäßig gewartet und instandgesetzt werden, um effektiv wirksam zu bleiben. Dies ist nicht immer über größere Zeiträume gewährleistet.

Aus diesen Gründen sollte, wo immer möglich, die Umsetzbarkeit einer vollständigen oder zeitlich begrenzten Straßensperrung geprüft werden. Diese wird beispielweise vom Bezirk Altona jährlich am Falkensteiner Ufer vorgenommen. Eine unter verschiedenen Gesichtspunkten optimierte und auch für andere Gebiete beispielhafte Lösung wurde am NSG 'Die Reit' in Hamburg-Reitbrook gefunden. Aufgrund Nach anfänglichen, wenig erfolgreichen Versuchen, die zahlreich über den Reitdeich wandernden Amphibien mittels aufgestellter Schilder (1990) und zeitlich begrenzter mobiler Straßensperren (1991) vor dem Verkehrstot zu bewahren wurde 1993

durch eine Teilentwidmung der Reitdeich für den öffentlichen Verkehr auch tagsüber und für einen längeren Zeitraum sperrbar. Die Sperrung traf bei Anwohnern auf wenig Akzeptanz und die von Hand zu öffnenden Schranken wurden oft nicht wieder geschlossen und zeitweilig zerstört. Seit 1998 erlauben chipkartengesteuerte Schranken den Verkehr nur für wenige autorisierte Privatpersonen. Die automatischen Schranken sind leicht zu bedienen, relativ resistent gegen Beschädigungen und führen zudem zur Verkehrsberuhigung in den angrenzenden Wohngebieten, was sicherlich zu einer Akzeptanzsteigerung beigetragen haben dürfte. Von den 28 Verkehrsteilnehmern mit Chipkarten nehmen offenbar nur wenige die Möglichkeit des Befahrens des Reitdeiches wahr, so dass während der Wanderzeit der Amphibien heute in den Abendstunden (zwischen 18 Uhr und 1 Uhr) nur noch durchschnittlich 3 Fahrzeuge den Reitdeich befahren (1990 waren noch 13-19 Fahrzeuge pro Stunde gezählt worden). Eine das Projekt begleitende wissenschaftliche Untersuchung kommt bei einem Vergleich zwischen 1991 und 1999 zu dem Ergebnis, dass die Mortalitätsrate unter den früh wandernden Amphibienarten offenbar stark abgenommen hat (vgl. Tabelle im Abschnitt 6.3.8 Straßen). Für Teichmolche konnte beispielsweise eine Senkung der Mortalität von 65,2 % auf 10,8 % der gefundenen Tiere erreicht werden (Sachs-Ternes et al. 2004).

Straßensperrungen sollten stabil ausgeführt werden, müssen der Verkehrssicherheit entsprechend gekennzeichnet werden und sollten den von ihnen betroffenen Anwohnern verständlich gemacht werden. Allgemein sind Hinweise auf den Zweck der Sperrungen wichtig.

Bei einigen Feldwegen, die regelmäßig als „Schleichwege“ genutzt werden, sollte dringend versucht werden, diese Nutzung zu unterbinden. Landwirtschaftliche Wege benötigen in diesen Fällen evtl. Schlagbäume, können aber mitunter auch zu Sackgassen umgebaut werden.

6.5.4 Umgestaltung von Straßen

Viele Straßen weisen einige Standardbaumerkmale auf, die sich sehr negativ auf Amphibien auswirken.

Gefährdung von Amphibien durch Bordsteine und Siele

Das Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (MAmS des Bundesverkehrsministeriums) unterstreicht zwar in umfangreichen Ausführungen die naturschutzfachliche Bedeutung der Amphibien und die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen an Straßen, geht jedoch mit keinem Wort auf die Problematik der Straßengestaltung ein.

Die beschriebene Fallenwirkung von Sielen, v.a. in Kombination mit steilen Bordsteinen kann durch

verschiedene Maßnahmen entschärft werden (vgl. auch Ratzel 1993):

- Verzicht auf Bordsteine und Siele: Überall außerhalb von Siedlungen sollte auf Kantsteine und Siele verzichtet werden. Wasser kann am Straßenrand versickern oder über randliche Mulden abgeleitet werden. Falls dies notwendig ist, können befestigte Mulden angelegt werden. Hier muss von Seiten der Straßenbauverwaltung ein Umdenkungsprozess eingeleitet werden. Straßen, wie beispielsweise der Wiemerskamper Weg am Duvenstedter Brook, benötigen kein Hochbord, welches querende Amphibien unnötig lang auf der Straße zurückhält,
- In Siedlungsgebieten sind zumindest in verkehrsberuhigten Wohngebieten ebenfalls flache Mulden für den Oberflächenwasserabfluss ausreichend.
- Wo hohe Bordsteine aus Sicherheitsgründen im Außenbereich eingebaut werden, sollte geprüft werden, ob die Ziele auch mit Leitplanken erreicht werden können. Dort wo Bordsteine unverzichtbar sind, sollten diese im Bereich von vermehrt querenden Kleintieren und im Bereich von Sielen auf wenigstens 5 m Breite bodennah abgeflacht werden. Mitunter kann in Nachbarschaft zum Siel und jeweils 0,5 m darüber hinaus der Bordstein entfernt werden.

Der Einbau von speziellen „Umwanderungsbordsteinen“ oder solchen mit Durchlass für die Tiere haben sich nicht als ausreichend funktionstüchtig erwiesen. Ihr Einsatz steht daher in keinem Verhältnis zu Kosten und Aufwand.

- Als Minimallösung können in Gebieten mit Gefährdung der wandernden Amphibien durch hohe Bordsteine abschnittsweise über rund 5 m und im Abstand von nicht mehr als 15 m zueinander, bevorzugt im Bereich der Siele, möglichst flache Rampen eingebaut werden. Eine sehr einfache Bauweise ist dabei das Anschütten der Kanten mit Asphalt oder Beton.

Siele entfalten jedoch auch ohne die Leitwirkung der Bordsteine ein großes, bisher vermutlich selten erkanntes Gefährdungspotential für Amphibien, weil sie wegen des kühl-feuchten Kleinklimas v.a. im Hochsommer als Unterschlupf und Tagesversteck aufgesucht werden (Ratzel 1993). Dies gilt auch für Kanalisationsschächte und Lichtschächte von Kellerfenstern. Bei aktivem Aufsuchen der Schächte sind nur Maßnahmen wirksam, die das Eindringen in die Schächte unmöglich machen, ihre Attraktivität vermindern oder nach Eindringen einen Ausstieg ermöglichen.

- Abdeckung der Siele mit engstrebigen Gittern bzw. Drahtgeflecht: Die engsten,

gängigen Gitterabstände für handelsübliche Sielabdeckungen haben eine lichte Weite von 16 mm. Hier können noch zahlreiche Tiere aktiv eindringen. Ein unbeabsichtigtes Hineinfallen ist selten. Derartige Gitterweiten sollten Standard sein, werden jedoch wegen des leichteren Verstopfens ungern eingebaut.

Ähnliche Vor- und Nachteile haben Drahtgeflechte, die unter oder über bestehende Siele gespannt werden können, jedoch einen erhöhten Pflegeaufwand notwendig machen.

- Die Attraktivität der Siele steigt mit der ausdunstenden Restfeuchte. Wenn Schlammeimer in den Gullys vorhanden sind, sollten diese so konzipiert sein, dass ihr Inhalt schnell abtrocknet (gelochter Boden). Gute Erfahrungen wurden mit dem nachträglichen Lochen des Bodens gesammelt.
- Ausstiegshilfen für in Schächte gefallene Tiere sind wegen des Platzmangels und der Schmutzbelastung ausgesprochen schwer konzipierbar. Einzelne Versuche (Ratzel 1993) haben gezeigt, dass spiralförmig angeordnete, geschlossene (röhrenförmige) Ausstiege entlang der Außenwand der Schächte angenommen werden und einen hohen Prozentsatz der Tiere wieder aus der Falle führen konnten.

Bevor spezielle Maßnahmen ergriffen werden können, sollte grundsätzlich geklärt sein, in welchem Umfang Siele bei uns zur Falle für Amphibien werden. Da diesem Thema in der Vergangenheit wenig Beachtung geschenkt wurde, sollte exemplarisch an geeigneter Stelle geprüft werden, welche Größenordnung das Problem hat.

6.5.5 Schaffung von Ersatzlebensräumen

Eine weitere Möglichkeit, die Gefährdungssituation zwischen Autoverkehr und Amphibienwanderung zu entschärfen, ist das Umlenken der Wanderung auf ein neu zu schaffendes Laichgewässer. Schlupp et al. (1990, 1991) und Podloucky (1990) konnten an einem Gewässer im Landkreis Stade zeigen, dass dies für eine Erdkrötenpopulation umsetzbar ist. Auch Oerter (1995) konnte die Wirksamkeit derartiger Maßnahmen nachweisen und nennt Grundvoraussetzungen für den Erfolg.

- Das Gewässer und das Umfeld müssen aus Amphibienschutzaspekten optimal strukturiert sein (siehe 7.2.3 „optimale Amphibiengewässer“).
- Die Gewässerneuanlage sollte sich im Hauptwanderungskorridor der betroffenen Amphibienpopulation befinden.

- Das Gewässer muss eine, dem zu ersetzenden Gewässer entsprechende Größe aufweisen.
- Ersatzgewässer sollen bei geplanten Maßnahmen, die sich voraussichtlich beeinträchtigend auf Amphibienpopulationen auswirken werden, mit einem zeitlichen Vorlauf von wenigstens 3 Jahren geschaffen werden.

Das Neuschaffen von Laichgewässern mit entsprechendem Umfeld ist häufig gegenüber einer teuren Anlage von Leiteinrichtungen und Straßenuntertunnelungen die sinnvollere Maßnahme.

6.6 Neuansiedlung ausgestorbener Arten

6.6.1 Erfahrungen mit durchgeführten Maßnahmen

Für Neuansiedlungen lokal ausgestorbener Amphibienarten gibt es mittlerweile in Hamburg zahlreiche Beispiele. Neben den offiziell beim Naturschutzamt beantragten und fachlich begleiteten Maßnahmen kommt es in Privatgärten, aber auch in der offenen Landschaft relativ häufig zu nicht genehmigten Aussetzungen von Tieren.

Der Erfolg solcher Maßnahmen ist recht unterschiedlich. In den Jahren 1993 und 1994 wurden beispielsweise im NSG „Die Reit“ nach Neuschaffung zahlreicher Gewässer innerhalb und außerhalb des NSG Laubfrösche und Seefrösche angesiedelt (Jaschke 1999). Deren Populationen haben sich folgendermaßen entwickelt:

Ansiedlung von Seefröschen

1993 und 1994 wurden zusammen 25 adulte Tiere aus verlorengewandenen Gewässern am Müllberg Georgswerder in Gewässer am Rand des NSG umgesiedelt. Nach erfolgreicher Fortpflanzung und Ausbreitung besiedeln die Tiere heute das gesamte Gebiet und geeignete Nachbarbiotope entlang der Gose- und Dove-Elbe bis in eine Entfernung von 3,5 km Luftlinie zum Ausgangsgewässer. Das Ansiedlungsgebiet liegt im natürlichen Verbreitungsgebiet der Art und weist günstige Habitatverhältnisse sowie eine relativ große Gewässerszahl auf.

Ansiedlung von Laubfröschen

1993 und 1994 wurden jeweils ca. 100 in Aquarien aus Kaulquappen herangezogene, frisch metamorphosierte Laubfrösche innerhalb des NSG ausgesetzt. Die Tiere stammten aus stabilen, großen Populationen in Winsen an der Aller. Heute finden sich rufende Laubfroschmännchen an verschiedenen Stellen im NSG. In einem Gewässer konnten Vermehrungsnachweise geführt werden.

Die Ansiedlung beider Arten kann derzeit als erfolgreich angesehen werden. Voraussetzung für den Erfolg ist einerseits die deutliche Steigerung der Dichte und Anzahl geeigneter Kleingewässer im Vorfeld der Maßnahmen und die Verkehrsberuhigung des Reitdeiches, der während der Wanderzeiten vollständig für den Straßenverkehr gesperrt wird. Es bestehen also relativ durchgängige Vernetzungen unter den Gewässern des Gebietes, und die Wahrscheinlichkeit des Straßentodes der Tiere ist im näheren Umfeld sehr gering. Das NSG bietet darüber hinaus eine Vielzahl extensiv bzw. nicht genutzter Vegetationsstrukturen, die als Nahrungs- und Überwinterungshabitate dienen.

Insbesondere bei den Laubfroschansiedlungen bleibt jedoch der langfristige Erfolg abzuwarten. Clausnitzer (1996) betont die große Bedeutung von räumlich verknüpften Populationen (Metapopulation), die ein größeres Gebiet besiedeln, und einer ausreichenden Dynamik der Lebensverhältnisse in diesem Raum für diese eigentlich reproduktions- und ausbreitungsstarke Art. So entspricht die Neuschaffung von Laichgewässern im Umfeld der Reit in den vergangenen Jahren der Dynamik der Gewässerlebensräume der Flussauen. Werden diese Gewässer auf längere Sicht nicht angenommen, setzt eine Besiedlung durch andere Amphibien und Fische ein, und es ist mit dem Verdrängen und dem Rückgang der Laubfrösche zu rechnen, wenn nicht andernorts neue Gewässer entstehen bzw. verlandete durch Räumung wieder initialisiert werden. Auch kann eine Stabilität der Population gegen beispielsweise ungünstige Witterungsverläufe nur erreicht werden, wenn auch der Reit benachbarte Gebiete mittelfristig von den Laubfröschen besiedelt werden.

Clausnitzer beschreibt weiterhin, dass Gewässer, die den adulten Tieren als geeignete Laichgewässer erscheinen, die aber aufgrund eines Fischbesatzes, evtl. auch einer dichten Besiedlung mit Molchen oder aufgrund zu niedriger pH-Werte keinen Reproduktionserfolg zulassen, zu gefährlichen Senken für eine Population werden können.

7 Ausblick

7.1 Kenntnisdefizite und Untersuchungsbedarf

Aufgrund von Kartierungsdefiziten ist der aktuelle Kenntnisstand bezüglich einiger der beschriebenen Arten lückenhaft. Dies betrifft unter den Amphibien vor allem den Springfrosch und den Kleinen Wasserfrosch, aber auch Kamm-, Faden- und Bergmolch sowie die Wechselkröte. Bei den Reptilien trifft dies im besonderen Maße auf die

Blindschleiche und die Schlingnatter zu. Insbesondere für den Kleinen Wasserfrosch und die Blindschleiche reichen die vorliegenden Informationen nicht aus, um eine Einstufung in die Gefährdungskategorien der Roten Liste vorzunehmen. Um für die oben genannten Arten spezifische Schutzmaßnahmen zu formulieren, besteht ein akuter Bedarf an feldherpetologischen Untersuchungen bzw. Kartierungen.

Allzu häufig beziehen sich Aussagen zu Status und Schutz von Amphibien- und Reptilienpopulationen auf ein- oder zweijährige Untersuchungen. Um den Einfluss von intensiven gewässer- und gartenbaulichen Maßnahmen, Zerschneidung von Habitaten durch Straßentrassen, Störungen durch Freizeitaktivitäten und Einsatz von Bioziden, und von Schutz- und Pflegemaßnahmen wirklich abschätzen zu können, bedarf es wissenschaftlicher Untersuchungen über mehrere Jahre. Nur durch mehrjähriges Monitoring lassen sich Erkenntnisse über die Populationsdynamik der jeweiligen Arten bzw. spezifische Lebensraumveränderungen gewinnen. Wie wichtig die Erfassung von Populationsgrößen, -dichten und -wachstum, Alterszusammensetzung, Abwanderung und Mortalität für ein rechtzeitiges bewahrendes Eingreifen ist, haben wir für einzelne Arten (z.B. Kammmolch und Laubfrosch) in Kapitel 4 erläutert.

Akuter Handlungsbedarf bezüglich feldherpetologischer Kartierungen und Monitorings besteht auch aufgrund der mittlerweile gesetzlichen Schutzbestimmungen, die mit der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (**FFH-Richtlinie**) in bezug auf unsere heimischen Amphibien und Reptilien eintreten. Hier sind insbesondere die im Anhang 2 der FFH-Richtlinie aufgeführten prioritären Tierarten (Kammmolch, Rotbauchunke, Wechselkröte und Europäische Sumpfschildkröte) zu nennen. Anders als die bisherige Naturschutzgesetzgebung fordert die FFH-Richtlinie über den Erhalt und Schutz der Arten hinaus explizit auch deren Förderung und Beobachtung (Monitoring).

Nochmals möchten wir auf die Notwendigkeit der Entwicklung und des Einsatzes von weitgehend standardisierten feldherpetologischen Verfahren hinweisen (Kap. 2.2). Eine uneinheitliche Datengrundlage besitzt nur eine geringe Aussagekraft und erlaubt keine quantitative Analyse, insbesondere nicht zu wichtigen ökologischen/statistischen Parametern wie Lebensraumpräferenzen und Stetigkeit. Nach Möglichkeit sollte in zukünftigen Untersuchungen auf die Ermittlung solcher Werte nicht verzichtet werden.

Die Naturschutzbehörden sind gefordert, Standards für die Erfassung von Arten im Zuge von Planverfahren zu entwickeln und Mindestanforderungen an die Datenerhebung zu stellen.

Um den Wissenstand über die Verbreitung der Arten dauerhaft auf einem aktuellen Stand zu

halten, wird ein funktionierendes zentrales Meldesystem benötigt. Hier sollten alle systematisch erhobenen Daten und Zufallsfunde registriert

werden. Ein solches Meldesystem muss einen ausreichenden Bekanntheitsgrad und eine angemessene personelle Ausstattung besitzen.

8 Glossar

- A** adult, erwachsen bzw. geschlechtsreif
allochthon, in ein bestimmtes Gebiet eingewandert oder eingebürgert (Ggs. autochthon).
Amplexus lumbalis, während der Paarung umklammern Kröten- und Froschmännchen mit den Vorderextremitäten ein Weibchen, diese Klammerung heißt Amplexus lumbalis.
anthropogen, vom Menschen geschaffen, hier: vom Menschen beeinflusste Lebensraumstrukturen, z.B. Abbaugruben oder die Kulturlandschaft (siehe auch Sekundärlebensraum).
Aue, der bei mittlerem Hochwasser überflutete Bereich einer Flussniederung bzw. Flusstales.
Auskolkung, vom fließenden Wasser hervorgerufene Aushöhlungen des Grundes
autochthon, von Natur aus bzw. ursprünglich für in einem bestimmten Gebiet heimisch oder typisch (Ggs. allochthon).
- B** Bermen, flache Uferpartien nah der Wasserlinie, periodisch überflutet.
bilateral-symmetrisch, die gleiche Anordnung von Körperteilen entlang einer gedachten Mittelachse, zweiseitig-symmetrisch, spiegelbildlich gleich.
Biotop, Lebensraum einer Pflanzen- und Tiergemeinschaft. Aufgrund seiner Ausstattung abgrenzbar von anderen Lebensräumen, z.B. Feuchtbiootope wie Tümpel, Sölle, Bodden oder Gebirgsseen.
Biozide, Substanzen die Leben abtöten oder schädigen, wie Insekten- und Wildkräutervernichtungsmittel.
Biozönose, Artengefüge oder Lebensraumgemeinschaft. Tiere und Pflanzen eines bestimmten Biotops.
Bruchwald, zumeist Laubwald (v.a. Erlen) in dem das Grundwasser ganzjährig nahe der Bodenoberfläche und zeitweilig darüber steht, auf Torfböden entwickelt.
- C** collin, der Hügelregion zugehörig.
- D** Diasporen, verbreitungsfunktionelle Einheiten der Pflanzen wie Sporen, Samen und vegetative Organe (Ausläufer, Brutknospen u. dergl.).
disjunkt, in dem natürlichen Verbreitungsgebiet in mehreren nicht zusammenhängenden Teilarealen getrennt (isoliert) von einander vorkommend.
dorsal, auf der Rücken- oder Oberseite gelegen.
- E** emers (bezogen auf Vegetation am und im Wasser), "aus dem Wasser herausragend", Pflanzen mit Stützgerüst und Austrocknungsschutz (vgl. "submers").
evolutionsbiologisch, die stammesgeschichtliche Entwicklung von Tieren und Pflanzen betreffend.
eutrophes Gewässer, gut mit Nährstoffen versorgte und daher hoch produktive Gewässer.
euryök, Arten die bestimmte Umweltfaktoren, wie z.B. Salzgehalt, Temperatur, Luftfeuchte u. dergl., in einem weiten Variationsbereich tolerieren und aufgrund dieser Anpassungsfähigkeit relativ weit verbreitet sind (Ggs. stenök). Euryöke Arten besitzen einen breiten ökologischen Toleranzbereich (Valenz).
- G** Gastropoden, Schnecken.
Geest, eine typische nordwestdeutsche Altmoränenlandschaft (Saale-Eiszeit) mit überwiegend sandigen Ablagerungen.
glazial, während der Eiszeiten im Gebiet der Vereisung entstanden.

- H** Habitat, Lebensraum bzw. Standort einer Art.
 haemolytisch, Hämolyse, die Auflösung (Zerstörung) der roten Blutkörperchen.
 hemianthrop, (noch) kein echter Kulturfolger, aber bis zu einem gewissen Grad mit der vom Menschen beeinflussten Landschaft in enger Beziehung stehend.
 Herbizid, Wildkräutervernichtungsmittel.
- I** Insektizid, Insektenvernichtungsmittel.
- J** Jungmoränen(landschaft), Gebiet das durch Gletscher und Schmelzwässer während der letzten Eiszeit (Würm- bzw. Weichseleiszeit) geprägt und beeinflusst wurde.
 Juvenil, jugendlich oder zur Jugendphase gehörig.
- K** Kloake, Region oder Körperöffnung aus der Exkrete und Geschlechtsprodukte gemeinsam austreten.
 Kommentkampf, eine im Vergleich zum Beschädigungskampf relativ harmlose Auseinandersetzung zwischen Rivalen, die einem mehr oder weniger festen Ablauf folgt oftmals ein ritualisierter Kampf. Tritt z. B. bei der Kreuzotter auf.
- L** Laich, Eier der Amphibien.
 lateral, die Körperseite betreffend, seitlich.
- M** Makrophyten, Blütenpflanzen und größere Algen mit Gliederung in Blatt und Spross.
 mesotrophes Gewässer, mittel produktive und mäßig mit Nährstoffen versorgte Gewässer.
 Metamorphose, die Entwicklung (Umgestaltung, Verwandlung) vom Ei über gesonderte selbstständige Larvenstadien zum geschlechtsreifen Tier, z.B. die Umwandlung von der Kaulquappe zum Frosch. Wird bei Amphibien durch die Hormone der Schilddrüse ausgelöst.
 Metapopulation, die Gemeinschaft benachbarter Populationen einer Art zwischen denen ein Austausch durch Wandertätigkeit von Einzelindividuen stattfinden kann bzw. stattfindet.
 Metatarsalhöcker, Erhöhungen an den Mittelfussknochen. Grabende Amphibien, z.B. die Knoblauchkröte, besitzen Horn- oder Grabschwielen an den Mittelfußknochen.
 montan, zur Berglandschaft gehörig.
 morphologisch, von der Gestalt her.
- N** Neotonie, bei den Schwanzlurchen (Salamander und Molchen) vorkommendes Phänomen, bei dem bereits späte Larvenstadien geschlechtsreif werden bzw. einzelne Organe nicht auf die Schilddrüsenhormone ansprechen (Metamorphose) und sich nicht weiter entwickeln (Bsp. Grottenolm, *Proteus anguineus*).
 Nitrate/Nitrite, wasserlösliche Salze der Salpetersäure (HNO_3) bzw. der salpeterigen Säure (HNO_2). Schon bei geringer Konzentration wirken diese Salze als Schadstoffe im Trinkwasser.
 Nitrophyten, an nitratreiche Standorte angepasste Pflanzen.
 Nominatform, Ausprägung (Form) einer Art, die zu deren Erstbeschreibung herangezogen wurde.
- O** Ökologie, Lehre vom Naturhaushalt und den Wechselbeziehungen zwischen der belebten und unbelebten Natur.
 ökologische Valenz, der Toleranzbereich bzw. die Fähigkeit einer Art, bestimmte Umweltfaktoren zu tolerieren (siehe auch euryök, stenök).

Ökosystem, innerhalb der Biosphäre einzelne funktionelle Einheit, in der sich zwischen den einzelnen Organismenarten und der unbelebten Umwelt ein dynamisches Gleichgewicht eingestellt hat. Beispiele: das Wirkungsgefüge zwischen der belebten und unbelebten Natur im Korallenriff, Süßwassersee oder Laubwald.

olfaktorisch, geruchlich.

oligotrophe Gewässer, gering produktive und nährstoffarme Gewässer.

Ortstreue, durch frühe Lernvorgänge (Ortsprägung) erfolgende Festlegung auf eine bestimmte geographische Region/Struktur.

P pH-Wert, die Säurestufe einer wässrigen Lösung bzw. eines Gewässers. Sie wird durch die Wasserstoffionen-Konzentration (H⁺) bestimmt. Saure Lösungen/Gewässer haben pH-Werte unter 7, basische über 7.

Plankton (griechisch: "das Umherirrende") ist die Bezeichnung für die im Wasser treibenden und schwebenden Mikroorganismen.

Pleistozän, Erdzeitalter (vor 1,5-2 Millionen Jahren).

Population, die Gesamtheit aller Individuen einer Art die sich untereinander fortpflanzen und in einem bestimmten Gebiet leben. Beispiel: die Fortpflanzungsgemeinschaft eines bestimmten Laichgewässers.

Populationsdichte, die durchschnittliche Anzahl von Individuen einer Art pro Flächeneinheit (Siedlungsdichte). Ihre Schwankungen werden als Populationsdynamik bezeichnet.

Prädation, der Einfluss von Raubtieren oder Beutegreifern, sogenannter Prädatoren.

Primärlebensraum, ursprüngliche, vom Menschen nicht beeinflusste Biotope einer Art (Ggs. Sekundärlebensraum).

R Reproduktion, Fortpflanzung.

S sekundäre Geschlechtsmerkmale, Fortpflanzungsorgane im engeren Sinn, wie Eierstöcke und Hoden, werden als primäre G. bezeichnet. Sekundäre G. sind alle zusätzlichen Unterscheidungsmerkmale wie Körpergröße, Färbung oder spezielle Strukturen, die ein Geschlecht einer Art ausbildet.

Sekundärlebensraum (-biotop), durch menschlichen Einfluss geschaffener bzw. stark beeinflusster Lebensraum, z.B. Abbaugruben, Weinberge etc.

Sexualdimorphismus, unterschiedliche Ausprägung der Geschlechter (z.B. in der Körpergröße)

silvicol, im Wald lebend.

Spermatophoren, männliche Geschlechtszellen, die als Spermapaket von den Weibchen aufgenommen werden.

stenök, Arten die bestimmte Umweltfaktoren, wie z.B. Salzgehalt, Temperatur, Luftfeuchte u. dergl., nur in relativ engen Grenzen auf ganz bestimmte Umweltfaktoren angewiesen sind (Ggs. euryöke Arten).

subadult, fast geschlechtsreife, noch nicht vollständig ausgebildete Jungtiere.

subatlantisch, die jüngste Stufe des Holozäns (Erdneuzeit). Vor etwa 2000 Jahren.

submediteran, zwischen Mittelmeer und gemäßigter Zone gelegene Region.

submers, (bezogen auf Pflanzen im Wasser): "untergetaucht": Pflanzen, die unter Wasser wachsen oder in ihm fluten, meist ohne ausreichendes Stützgerüst und ohne Verdunstungsschutz.

submontan, Areale zugehörig, die unmittelbar an die Bergregion anschließen.

Superspezies, Mitglieder einer Superspezies, wie z.B. verschiedene Kammolch-Arten, können sich noch genetisch miteinander austauschen. Solche Organismen befinden sich noch im Artbildungsprozess. Die Nachkommen zweier Arten bezeichnet man als Hybride. Echte Arten sind in der Regel dazu nicht in der Lage. Sie haben sich unter natürlichen Bedingungen genetisch, verhaltensbiologisch oder geographisch von einander getrennt.

syntop, gleichzeitiges bzw. gemeinsames Auftreten verschiedener Arten in einem bzw. verschiedenen Lebensräumen an einem Ort.

T taktil, Tastsinn (Berührung) betreffend.

terrestrisch, ans Land gebunden bzw. dort lebend.

Trivialname, (deutscher) allgemein üblicher Gebrauchsname.

trophisch, Nährstoffzustand und Produktivität z.B. eines Gewässers.

V Versiegelung, Verschließen der Bodenoberfläche durch Bebauung, Betonieren, Überfließen oder Asphaltieren: Verhinderung von Pflanzenwuchs, Bodenleben und Wasseraustausch.

vikariierend, räumlich und zeitlich getrenntes Auftreten zweier oder mehrerer Arten, die potentiell im gleichen Gebiet/Biotop vorkommen. So wird bei Seefrosch und Kleinem Wasserfrosch sowie bei Gras- und Moorfrosch meist von einer v. Konstellation gesprochen, d.h. diese Artenpaare treten in der Regel nicht gemeinsam auf.

X xerotherm, ein trocken warmes Klima.

Z Zoozönose, tierische Lebensgemeinschaft. Die Gesamtheit aller tierischer Organismen (Arten) in einem bestimmten Lebensraum (Biotop).

zytologisch, die Zellen und ihre Bestandteile betreffend.

9 Literatur

- Andersen, A. 1992. Experiences of restoration of old breeding ponds and digging of new ponds in concern of the Fire-bellied toad. Unveröffentlicht. Odense Univ.
- Arbeitskreis (AK) Herpetofauna im Kreis Euskirchen (Hrsg.). 2001. Amphibien und Reptilien im Kreis Euskirchen. Schriftenreihe der Biologischen Station im Kreis Euskirchen 3. 1. Aufl. - Nettersheim (Selbstverlag) 148 S.
- Arntzen, A. 1978. Some hypothesis on postglacial migrations of the fire-bellied toad and the yellow-bellied toad. *J. Biogeogr.*: 5, 339-345.
- Arntzen, A. 1986. Note sur la coexistence d'espèces sympatriques de triton du genre *Triturus*. *Bull. Soc. herp. France* 37, 1-8.
- Arntzen, A. 1995. European newts. In Llorente, G. A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M. A. *Scirnta Herpetologica*, 26-33. Barcelona.
- Avery, R. A. 1975. Age structure and longevity of common lizard (*L. vivipara*) populations. *J. Zool. Lond.*, 176, 555-558.
- Baumgartner, A. 1999. Überwinterung von Teichmolchen (*T. vulgaris*) in einer Kräuterspirale. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 6 (1/2), 219-220.
- Bauwens, D. 1981. Survivorship during hibernation in the European common lizard (*L. vivipara*). *Copeia*, 741-744.
- Beebee T. J. C. 1991. Purification of an agent causing growth inhibition in anuran larvae and its identification as an unicellular unpigmented alga. *Can. J. Zool.*, 69, 146-2153.
- Beilke, S. 1992. Untersuchungen zur Struktur zweier Wasserfroschpopulationen (*Rana kl. esculenta*-Komplex) in Hamburg. Unver. Ber. Hamburg, 80 S.
- Berger, H. & Günther, R. 1996. Bergmolch (*T. alpestris*). In Günther, R. (Hrsg.). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Berninghausen, Friedo 1994. Welche Kaulquappe ist das? *Naturschutzbund Deutschland* S. 44. 4. Auflage
- Berninghausen, F. 1995. Erfolgreiche Laubfroschwiederansiedlung seit 1984 im Landkreis Rotenburg, Niedersachsen. In *Mertensiella* 6, 149-162.
- Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H. & Pretscher, P. 1998. Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 55. Bonn, 434 S.
- Bischoff, W. 1984. Zauneidechse (*L. agilis*). In Böhme, W. (Hrsg.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas* 2/1, Echsen II, 23-68.
- Bitz, A., Fischer, K., Simon, L. Thiele, R. & Veith, M. 1996. *Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz*. GNOR Landau. 864 S.
- Blab, J. 1978. Untersuchungen zur Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. *Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* Bonn 18.
- Blab, J. 1986. *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. *Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* Bonn 18, 3. Aufl.
- Blab, J. 1993. *Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere*. *Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 24, 4. Aufl. 479 S.
- Blab, J. & Blab, L. 1981. Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. *Salamandra* 17, 147-172.
- Blab J., Brüggemann, P. & Sauter, H. 1991. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil II. *Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* Bonn 34, 1-94.
- Blab, J. & Nowak, W. 1989. Zehn Jahre RL gefährdeter Tierarten in der BRD. *Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz* 29 (21-25), 210-214.
- Blanke, I. 1994. Untersuchungen zur Autökologie der Zauneidechse (*L. agilis*) im Raum Hannover unter besonderer Berücksichtigung des Raum-Zeit-Einbindung. Unver. Univ. Hannover

- Blanke, Ina 1999. Erfassung und Lebensweise der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an Bahnanlagen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 6: 147-158.
- Borgula, A. 1995. Langjährige Bestandsentwicklung einer kleinen Metapopulation des Laubfrosches in der Schweiz. Mertensiella 6 7-26.
- Böhme, W. 1979. Zum Höchstalter des Feuersalamander *S. salamandra* 15, 176-179.
- Bolz, U. 1995. Keine Chance für Standardlösungen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1, 23-27.
- Boulenger, G. A. 1886. On two European species of Bombinator. Proc. Zool. Soc. London 1886, 449-503.
- Brandt, I. 1995. Magnetschnellbahn Hamburg. Amphibien- Kartierung. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Brandt, I. & Jaschke, T. 2000. Umsiedlung von Amphibien im B-Plangebiet Feldhofe. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Breuer, P. & Podlucky, R. 1993. Planung und Durchführung einer Ausgleichsmaßnahme am Beispiel eines Wechselkrötenlebensraumes. Inform. Naturschutz Niedersachsen 13. (5), 175-180.
- Bugter 1987. Gefährdung des Moorfrosches durch Versauerung der Laichgewässer. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen Beiheft 19. 131-138.
- Buck, T. 1985. Zur Biologie der Erdkröte. Informationsdienst Naturschutz. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt.
- Büschendorf J. & Günther, R. 1996. Teichmolch (*T. vulgaris*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Cabela, A., Grillitsch, H. & Tiedemann, F. 2001. Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank des Naturhistorischen Museums Wien. Umweltbundesamt, 880 S.
- Claßen, A., Kapfer, A., & Luick, R. 1993. Einfluss der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (6), 217-220.
- Clausnitzer, H.-J. 1983. Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. Salamandra 19, 158-162.
- Clausnitzer, H.-J. 1987. Gefährdung des Moorfrosches durch Versauerung der Laichgewässer. Naturschutz Landschaftsp. Niedersachsen Beiheft 19. 131-138.
- Clausnitzer, H.-J. 1996. Info-Laubfrosch
- Clausnitzer-Berninghausen. 1991. Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. Natur und Landschaft 66 (6), 335-339.
- Denkewitz, S. 1995. PEP NSG Wittmoor. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Denton, J. S. & Beebee, J. C. 1993. Density-related features of natterjack toad populations in Briton. J. Zool. (London) 229, 105-119.
- Dierking, U. 1996. Erfahrungen mit der Aufstellung und Umsetzung des Schleswig-Holsteinischen Artenhilfsprogramms Rotbauchunke. In Krone, A. & Kühnel, K.-D. Die Rotbauchunke. Ökologie und Bestandssituation. Rana. Sonderheft 1. Natur & Text.
- Dierking-Westphal, U. 1981. Zur Situation der Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein. Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftsp. Schleswig Holstein 3, 1-109.
- Dierking-Westphal, U. 1985. Artenhilfsprogramm Rotbauchunke. Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftsp. Schleswig Holstein, 1-38.
- Dierking-Westphal, U. 1990. Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Amphibien und Reptilien. Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftsp. Schleswig Holstein, 5-14.
- Diesner, G., Diesner, R. & Reichholt, J. H. 1986. Steinbachs Naturführer. Lurche und Kriechtiere. Mosaik. München. 287 S.
- Dubois, A. & Günther, R. 1982. Klepton and synklepton: two new evolutionary systematics categories in zoology. Zool. Jb. Syst. 109, 290-305.
- Elbing, K. 1992. Freilanduntersuchungen zur Populationsbiologie und Fortpflanzungsbiologie der Zauneidechse auf der Insel Wangerooge. Unver. Univ. Bremen.

- Elbing, K. 1993. Freilanduntersuchungen zur Eizeitigung bei *L. agilis*. *Salamandra* 28 (3/4), 173-183.
- Elbing, K. 1995. Raumnutzungsstrategien und Größe individueller Aktivitätsbereiche. Erfassungs- und Interpretationsprobleme dargestellt am Beispiel adulter Zauneidechsen. *Z. Feldherpetol. Magdeburg* 2, 37-53.
- Elbing, K., Günther, R. & Rahmel, 1996. Zauneidechse (*L. agilis*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Engel, H. 1996. Untersuchungen zur Ökologie an einer Population der Rotbauchunke des mittleren Elbtales. In *Natur & Text, Rana Sonderheft* 1, 6-13.
- Eibl-Eibesfeld, I. 1952. Vergleichende Verhaltensstudien an Anuren. 2. Zur Paarungsbiologie des Laubfrosches. *Z. Tierpsychologie*. 9, 382-395.
- Eikhorst, R. & Rahmel, U. A. P. 1987. Zur Verbreitung des Kleinen Teichfrosches und des Seefrosches in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt.
- Estes, R. & Pregill, G. 1988. *Phylogentic Relationships of the Lizard Families*. Stanford.
- Feldmann, R. 1981. Kammolch (*T. cristatus*). In Feldmann, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Westfalens. *Abh. Landesmus. Naturkd. Münster* 43 (4), 54-57.
- Feldmann, R. 1987. Überwinterung, Ortstreue und Lebensalter des Feuersalamanders. *Jb. Feldherpetol.* 1, 33-44.
- Fischer, C. 1999. Bestands- und Arealverluste von Kreuzkröten (*B. calamita*) und Knoblauchkröten (*P. fuscus*) in Ostfriesland (NW-Niedersachsen). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 6 (1/2), 95-101.
- Podlucky, R. & Ch. Fischer 1991. Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Niedersachsen. NLÖ Hannover, Arbeitsmaterialien
- FÖAG. 2001. Die Wechselkröte. Landesamt f. Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. AK-Wirbeltiere in der FÖAG.
- Fog, K. 1996. *Bombina bombina* in Dänemark. In *Natur & Text, Rana Sonderheft* 1, 123-131.
- Fog, K. 1997. Zur Verbreitung des Springfrosches in Dänemark. In *Natur & Text, Rana Sonderheft* 2, 23-34.
- Fritz, U. & Günther, R. 1996. Europäische Sumpfschildkröte (*E. orbicularis*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Gebhardt, H., K. Kreimes & M. Linnenbach 1987. Untersuchungen zur Beeinträchtigung der Ei- und Larvalstadien von Amphibien in sauren Gewässern
- Geiger, A. 1995. Amphibienschutz an Straßen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1995 (1), 14.
- Geissner, W. 1992. Amphibienkartierung im Landkreis Schwandorf. *Schriftenr. Bayer. Landsamt für Umweltschutz* 112, 239-252.
- Gelder, J. J. van & Bugter, R. 1987. The utility of thermo-telemetric equipment in ecological studies on the Moor Frog: a pilot study. Beihefte *Schriftenr. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* 19, 147-153.
- Giesenberg, A. 1991. Untersuchungen zur Entwicklung der Larven von *Salamandra salamandra terrestris* (Lacépède, 1788) aus dem Landkreis Harburg (Niedersachsen). - *Salamandra, Bonn*, 27(1/2): 97-107.
- Gillandt, L. & Martens, J. M. 1983. Amphibien des Landkreises Lüchow-Dannenberg und die Verteilung ihrer Laichgewässer auf Naturarumeinheiten. *Abh. d. naturw. ver. Hamburg* 25, 281-302.
- Glandt, D. 1983. Experimentelle Untersuchungen zum Beute-Räuber-Verhältnis zwischen Stichlingen und Grasfroschlärven. *Zool. Anzeiger* 211, 277-284.
- Glandt, D. 1986. Die saisonalen Wanderungen der mitteleuropäischen Amphibien. *Bonn zool. Beiträge* 34, 211-228.
- Glandt, D. & Podlucky, R. 1987. Der Moorfrosch-Metelener Artenschutzsymposium. *Beih. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen*. Heft 19.
- Glandt, D., Schneeweiß, N., Geiger, A. & Kronshage, A. (Hrg.) 2001 Beiträge zum technischen Amphibienschutz. Ergebnisse zweier Fachtagungen. *Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie* 2.

- Glaw, F. & Vences, M. 1989. Zur Verbreitung von Wechselkröte und Kreuzkröte im nördlichen Rheinland. Jb. Feldherpetol. 3, 61-75.
- Glaw, F. & Vences, M. 1991. Wechselkröte. In Mittmann, R. & Simon, K. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien im Raume Köln, 53-56.
- Glitz, D. 1995a. Amphibienschutzerfolge durch neu angelegtes Teichsysteme. Natur & Landschaft 7, 311-319.
- Glitz, D. 1995b. Neue Teichsysteme fördern Amphibienpopulationen. elaphe 3/3, 64-69.
- Glitz, D. 1996. Erfolgreiche Laubfrosch-Wiederansiedlung im Ballungsraum Hamburg, elaphe 4/1, 65-71.
- Glitz, D. 1998. Langfristige Populationsvergrößerung für Amphibien durch neues Teichsystem im NSG Duvenstedter Brook. Unveröff. Entwurf, für Naturwacht. Bonn.
- Golay, N. 1993. Beiträge zur Biologie der Kreuzkröte. Unveröff. Univ Basel.
- Grell, H. 1998. Ökologische Ansprüche von Amphibien in der "Schaalsee-Landschaft" als Grundlage für ihren Schutz. In: Faun.-Ökol. Mitt. 7, 361-378, Kiel
- Grell, H., O. Grell und K. Voß 1999. Effektivität von Fördermaßnahmen für Amphibien im Agrarbereich Schleswig-Holsteins - Amphibienschutz durch Wiedervernässung und extensive Uferbeweidung. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (4) 1999, S. 108-115
- Griffiths, R. A., Edgar, P. W. & Wong, A. L.-C. 1987. Interspecific competition in tadpoles: growth inhibition and growth retrieval in natterjack toads. J. Anim. Ecol. 60, 1065-1076.
- Grosse, W.-R. 1994. Der Laubfrosch. Neue Brehm B. 615. Westarp Wiss. Magdeburg.
- Grosse, W.-R. & Günther, R. 1996. Laubfrosch (*H. arborea*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Grossenbacher, K. 1997. Der Springfrosch in der Schweiz. In Natur & Text, Rana Sonderheft 2, 59-66.
- Günther, R. (Hrsg.). 1996. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Geiger, A. 1996. Erdkröte (*B. bufo*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Meyer, F. 1996. Kreuzkröte (*B. calamita*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Nabrowsky, H. 1996. Moorfrosch (*R. arvalis*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Podlucky, R. 1996. Wechselkröte (*B. viridis*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R., Podlucky, J. & Podlucky, R. 1996. Springfrosch (*R. dalmatina*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Schneeweiss, N. 1996. Rotbauchunke (*B. bambina*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Günther, R. & Völkl, W. 1996. Waldeidechse (*L. vivipara*). Blindschleiche (*A. fragilis*). Schlingnatter (*C. austriaca*). Ringelnatter (*N. natrix*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Halliday, T. R. 1977. The Courtship of European Newts: An Evolutionary Perspective. In Taylor, D. H. & Guttman, S. I. (Eds.). The reproductive biology of amphibians. New York, 185-232.
- Hallmann, G., Heitland, H. & Münch, D. 1995. Zur Effektivität einer kombinierten Amphibienschutzanlage. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1995 (1), 27-33.
- Hamann, K. 1981. Artenschutzprogramm - Verbreitung und Schutz der Amphibien und Reptilien in Hamburg, Schriftenreihe der Behörde für Bezirksangelegenheiten, Naturschutz und Umweltgestaltung 1. 32 S.
- Hamann, M. & Uthoff, H.-D. 1994. Amphibien und Reptilien in Gelsenkirchen. Zeitschrift für Feldherpetol. 1 (1/2), 103-134.
- Hammer, W. & Röbbelen, F. 1994. Bericht über die Kartierung der Frühlaicher im Duvenstedter Brook. Unveröff. Bericht. Hamburg.

- Hammer, W. & Röbbelen, F. 1996. Bericht über die Kartierung der Frühlaicher und Laubfrösche im Duvenstedter Brook. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Hammer, W. & Röbbelen, F. 1997. Bericht über die Kartierung der Braun- und Laubfrösche im Duvenstedter Brook. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Hammer, W. & Röbbelen, F. 1998. Bericht über die Kartierung der Braun- und Laubfrösche im Duvenstedter Brook. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Hartung, H. & Koch, A. 1988. Zusammenfassung der Diskussionsbeiträge des Zauneidechsen-Symposiums in Meteln. In Gland, D. & Bischoff, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse. *mertensielia* 1, 245-257.
- Hedlund, L. & Robertson, J. G. M. 1989. Lekking behaviour in crested netws. *Ethology* 80, 111-119.
- Heins, R. & Westphal D. 1987. Zum Vorkommen des Springfrosches im nordöstlichen Niedersachsen. Mitt. DBV Hamburg. Sonderheft 14, 57-66.
- Henle, K. 1999. Winteraktivität des Moorfrosches (*Rana arvalis*). - Zeitschrift für Feldherpetol. 6 (1/2), 221-222.
- Holst, J. 1928. Über die Kriechtiere und Lurche der Umgebung Hamburgs. *Bl. Aquar. Terrarienkunde* 39, 265.
- Holst, J. 1937. Amphibien und Reptilien aus der näheren und weiteren Umgebung von Hamburg. *Bl. Aquar. Terrarienkunde* 48, 171-174.
- Holst, J. 1957. Amphibien und Reptilien aus der näheren Umgebung von Hamburg. *Bombus* 2 (1/2), 7-8.
- Institut für Angewandte Umweltbiologie und Monitoring (IAUM), 1991. Bestandskartierung Besenhorster Sandberge und angrenzende Elbuferwiesen. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Jahn, P. 1995. Untersuchungen zur Populationsbiologie von *T. cristatus* und *T. vulgaris*. Unveröff. Univ. Bremen.
- Jaschke, T. & IUS 1998. Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG Die Reit. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Joger, U. 1985. Status und Schutzproblematik der Kreuzotter. *Natur und Landschaft* 60 (9), 356-360.
- Klewen, R. 1985. Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie des Feuersalamanders an einer isolierten Population im Kreis Paderborn. *Abh. Westfäl. Mus. Naturk. Münster* 47, 1-51.
- Klinge, A. & Winkler, C. 2002. Arten- und Fundpunkt-Kataster für Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein : Arbeitsatlas. Zwischenauswertung mit vorläufigen Verbreitungskarten. Unveröff. Bericht der AK Wirbeltiere (FÖAG e.V).
- Kluge, A.-G. 1989. Progress in squamate classification. *herpetologica* 45 (3), 368-379.
- Kneitz, S. 1998. Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. *Laurenti. Bochum.* 237 S.
- Kneitz, S. 1999. Zur Jahresphänologie adulter Gras- (*Rana temporaria*) und Springfrösche (*Rana dalmatina*) an Laichgewässern im Drachenfelder Ländchen südwestlich von Bonn. *Zeitschrift für Feldherpetol.* 6 (1/2), 159-185.
- König, H. 1989. Untersuchungen an Knoblauchkröten während der Frühjahrswanderung. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 5 (3), 621-636.
- Kordges, T. 1987. Amphibien und Reptilien in Ballungsräumen, dargestellt am Bsp. der Städte Hattingen und Essen. Unveröff. Dipl. Uni. GH Essen.
- Kordges, T., Thiesmeier, B., Münch, D. & Bregulla, D. 1989. Die Amphibien und Reptilien des mittleren und östlichen Ruhrgebietes. Verbreitung, Bestand und Schutz der Herpetofauna im Ballungsraum
- Kuhn, J. 1986. Amphibienwanderung und Autobahnbau. Eine Fallstudie zur A 96 im Raum Wangen im Allgäu. *Jh. Ges. Naturk. Württ.* 141, 212-252.
- Kuhn, J. 1994. Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen (*B. bufo*). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 1 (1/2), 3-87.
- Kupfer, A. 1996. Untersuchungen zur Populationsbiologie, Phäologie und Ausbreitung des Kammmolches. Unveröff. Univ. Bonn.

- Kyek, M. 1995. Amphibienschutz an Straßen in Österreich. Empfehlungen für den Straßenbau. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1, 34-40.
- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.). 1981. Zur Situation der Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 3. - Kiel. 107 S.
- Ludwig, M., Gebhardt, H., Ludwig, W. & Schmidt-Fischer, S. 2000. Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. BLV München. 127 S.
- Lampe, L. 2004. Bestandsuntersuchungen und Wanderverhalten der Amphibien im Naturschutzgebiet „Die Reit“. Diplomarbeit an der Universität Hamburg, unveröffentlicht.
- Ludwig, M., Gebhardt, H., Ludwig, W. & Schmidt-Fischer, S. 2000. Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. BLV München. 127 S.
- Madsen, T. 1984. Movements, Home Range Size and Habitat Use of Radio-Tracked Grass Snakes in Southern Sweden. *Copeia*, 707-713.
- Manzke, U. & Podlucky, R. 1995. Zur Situation des Laubfrosches in Niedersachsen. *Seevogel* 12, 71-73.
- Meissner, K., Rohler, E. & Rohler, L. 1983. Zur Balz des Bergmolches. *Aqua.-Terr.* 30 (6), 210-213. 30 (7), 245-248.
- Mertens, D. 1992. Ökoethologisch-Radiotelemetrische Untersuchungen an einer Population der Ringelnatter. Unver. Diss. Univ. Magdeburg.
- Meyer, N. 1990. Ökologische Studie über Verlandungssukzessionen, Extensivierungsmaßnahmen sowie die Folge der Räumungsmaßnahmen auf Grabenbiozönosen der Elbmarschen. Unveröff. Bericht. Hamburg. 220 S.
- Michalczyk, C. 1992. Untersuchungen zur vergleichenden Morphologie, Populationsbiologie und Habitatwahl der Zauneidechse. Unveröff. Dipl. Univ. Hamburg.
- Michalczyk, C. 1993. Die Reptilienfauna des NSG Duvenstedter Brook. Unveröff. Bericht. Hamburg.
- Ministerium für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung, Brandenburg, 2000, Internetseite. Informationen zur Rotbauchunke.
- Mohr, E. 1926. Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. *Schriftenr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.* 23, 1-70.
- Mohr, E. 1927. Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. *Nordelbingen* 5, 1-50.
- Mohr, E. 1928. Die Sumpfschildkröte in Schleswig-Holstein. *Niederdeutsche Monatshefte* 11, 1-2.
- Mohr, E. 1935. Ein Seefrosch in der Niederelbe. *Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. Schriftenr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.* 21, 139.
- Mohrdieck, J. & Schultz, H.-U. 1995. Vorkommen von Amphibien sowie deren Wanderungen im Nordosten von Wedel. Unveröff. Bericht. Wedel (SH).
- Mohrdieck, J. & Schultz, H.-U. 1996. Vorkommen von Amphibien sowie deren Wanderungen im Nordosten von Wedel. Unveröff. Bericht. Wedel (SH).
- Mohrdieck, J. & Schultz, H.-U. 1999. Vorkommen von Amphibien sowie deren Wanderungen im Nordosten von Wedel. Unveröff. Bericht. Wedel (SH).
- Mohrdieck, J. 2002. Amphibienschwerpunkte in Wedel, Krs. Pinneberg. Unveröff. Bericht. Wedel (SH).
- Nehring, H. 1988. Beitrag zur Biologie der Wechselkröte während der Laichzeit. *Feldherpetol.* 23-26.
- Nessing, R. 1990. Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien in Berlin, Hauptstadt der DDR. Teil I Amphibien. Teil II Reptilien. Berlin.
- Nöllert, A. 1989. Beiträge zur Kenntnis der Biologie der Zauneidechse. *Zool. Abh. Mus. Tierkd. Dresden* 44 (19), 101-132.
- Nöllert, A. 1990. Die Knoblauchkröte. Wittenberg Lutherstadt.
- Nöllert, A. & Nöllert, Ch. 1992. Die Amphibien Europas. Stuttgart.
- Nöllert, A. & Günther, R. 1996. Knoblauchkröte (*P. fuscus*). In Günther, R. (Hrsg.). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, 825 S.

- Nuland, G.-J. van & Strijbosch, H. 1981. Annual Rhythms of *L. vivipara* and *L. agilis* in the Netherlands. *Amphibia-Reptilia* 2, 82-95.
- Oerter, K. 1995. Zur Wirksamkeit von Ersatzlaichgewässern für Amphibien beim Bundesfernstraßenbau. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1995 (1), 48-54.
- Olsson, M. 1992. Contest success in relation to size and residency in male sand lizards. *Animal behaviour* 44, 386-388.
- Podlucky, R. 1985. Status und Schutzproblematik der Europäischen Sumpfschildkröte. *Natur und Landschaft* 60, 334-345.
- Podlucky, R. 1987. Zur Verbreitung und Bestandssituation des Moorfrosches in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen Beiheft* 19, 15-28.
- Podlucky, R. 1991. Überwinterung von Amphibien und Reptilien. *Seevögel* 12, Sonderheft 1, 85-87.
- Podlucky, J. 1997. Bausteine zur Biologie des Springfrosches in Niedersachsen. In *Natur & Text Rana* 2, 243-250.
- Podlucky, R. & Fischer, C. 1991. Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Niedersachsen. Tierartenerfassungsprogramm Fachbeh. Naturschutz.
- Podlucky, R. & Fischer, C. 1994. Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 94 (4). Hannover, 110-120.
- Rahmel, U. 1989. Untersuchungen zum Unterartcharakter von *L. a. agilis* und *L. agilis argus*. Unveröff. Dipl. Univ. Bremen.
- Rahmel, U. & Eikhorst, R. 1988. Untersuchungen an den Laichplätzen von Moorfrosch und Grasfrosch auf den Nordfriesischen Geestinseln. *Jb. Feldherp.* 2, 47-66.
- Reh, W. & Seitz A. 1991. Populationsbiologische Untersuchungen am Grasfrosch. Unveröff. Diss. Uni Mainz.
- Reichling, H. 1957. Transpiration und Vorzugstemperaturen mitteleuropäischer Reptilien und Amphibien. *Zool. Jb. Physiol. Jena* 67, 1-64.
- Reimers, H. 1997. Effizienzkontrolle der Amphibienschutzanlage Klövensteenweg (NSG Schnaakenmoor). Unveröff. Bericht. Hamburg, 18 S.
- Rohrbach, T. & Kuhn, J. 1997. Der Springfrosch im westlichen Bodenseeraum 1994-1996. In *Natur & Text Rana* 2, 251-162.
- Sachs, W. 2000. Zum Wanderverhalten heimischer Amphibien am Reitdeich und mögliche Schutzmaßnahmen. Unveröff. Examensarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.
- Sachs-Ternes, W. & Jaschke, T. & Schlupp, I. 2004. Wanderaktivität und Mortalität von Amphibien vor und nach einer Straßensperrung: Erfahrungsbericht über den Erfolg einer Artenschutzmaßnahme. *Natur u. Landschaft* 79, 26-30.
- Scheske, C. 1986. Habitatansprüche zweier gefährdeter Arten: Moorfrosch und Knoblauckröte. *Schriftenr. Bayer. Landesamt für Naturschutz* 73, 191-196.
- Schäfer, H.-J. & Kneitz, G. 1993. Entwicklung und Ausbreitung von Amphibien-Populationen in der Agrarlandschaft. Ein E + E-Vorhaben. *Natur u. Landschaft* 68, 376-385.
- Schaper, B. 1992. Zur Biologie und Ökologie einer Zauneidechsenpopulation in Schleswig-Holstein. Unveröff. Dipl. Univ. Hamburg.
- Schiemenz, H. & Günther, R. 1994. Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands (Gebiet der ehemaligen DDR). Rangsdorf.
- Schiemenz, H., Biella, H.-J., Günther, R. & Völkl, W. 1996. Kreuzotter (*V. berus*). In Günther, R. (Hrsg.). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Schlüpmann, M. & Günther, R. 1996. Grasfrosch (*R. temporaria*). In Günther, R. (Hrsg.). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Schlüpmann, M., Günther R. & Geiger, A. 1996. Fadenmolch (*T. helveticus*). In Günther, R. (Hrsg.). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Schroeter, W. 1985. Ansiedlung und Schutz des Laubfrosches (*H. arborea*). Unveröff. Bericht. Hamburg. 25 S.

- Schröder, H. 1973. Amphibien und Reptilien im Müritzgebiet. Natur u. Naturschutz in Mecklenburg 9, 61-95.
- Seifert, D. 1991. Untersuchungen an einer ostthüringischen Population des Feuersalamanders. Artenschutzreport Jena 1, 1-16.
- Shaldybin, S. L. 1976. Alters- und geschlechtsbezogene Strukturen von Anurenpopulationen. In Sammelband: Prirod. Ressoursy Wolzko-Kamskowo Kraja, Shivotny Mir, Kazan 4, 112-117.
- Sinsch, U. 1998. Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Laurenti Verlag. 220 S.
- Steinbach, Podlucky & Roche. 2001. Froschkonzert im Garten. Kosmos. Stuttgart. 38 S. mit CD.
- Strijbosch, H. 1987. Nest site selection of *L. agilis* in the Netherlands. In Gelder, J. J. van & Bischoff, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse. Mertensiella 1, 132-145.
- Szymura, J. M. 1996. Is hybridisation a threat to the survival of the fire-bellied toad? In Natur & Text Rana 1, 51-71.
- Tester, U & Flory, C. 1995. Zur Bedeutung des Biotopverbundes beim Schutz des Laubfrosches. Mertensiella 6, 27-39.
- Thiesmeier, B. 1990. Untersuchungen zur Phänologie und Populationsdynamik des Feuersalamanders im Niederbergischen Land (BRD). Zool. Jb. Syst. Jena 117, 331-353.
- Thiesmeier, B. 1992. Der Feuersalamander: Waldbewohner mit Bachanschluß. Biologie in unserer Zeit 22, 230-231.
- Thiesmeier, B. & Günther, R. 1996. Feuersalamander (*S. salamandra*). In Günther, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- Thiesmeier, B., Jäger, O. & Fritz, U. 1994. Erfolgreiche Reproduktion des Ochsenfrosches (*R. catesbeiana*) im nördlichen Landkreis Böblingen (Baden-Württemberg). Zeitschrift für Feldherpetologie 1 (1/2), 169-176.
- Thiesmeier, B. & Kupfer, A. 2000. Der Kammmolch. Laurenti Verlag. 157 S.
- Veith, M. 1992. The fire salamander in central Europe: subspecies distribution and intergradation. Amphibia-Reptilia 13, 297-313.
- Veith, M., Fuhrmann, M., Döhr, S. & Seitz, A. 1995. Akzeptanz und Effektivität einer Amphibienschutzanlage. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1995 (1), 15-22.
- Vences, M. & Nierhoff, T. 1989. Hydrochemische Untersuchungen an Amphibienlaichgewässern im Raum Köln. Jb. Feldherpetol. 3, 139-147.
- Weishaar, I. & Totzke, H.-D. 1993. Amphibien in den "Kirchwerder Wiesen". Eine Untersuchung über Moorfroschvorkommen im Naturschutzgebiet "Kirchwerder Wiesen", Naturschutz in den Vier- und Marschlanden 3. - Unveröff. Bericht. Hamburg. 82 S.
- Westphal, D. 1985. Zur Situation der Amphibien und Reptilien im Landkreis Harburg. Bestandsaufnahmen 1978-1984. Winsen (Luhe).
- Weyrauch, G. 1986. Sozialverhalten der Zauneidechse. Unver. Diss. Univ. Bremen.
- Wilkens, H. 1979. Die Amphibien des mittleren Elbtales. Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. Natur u. Landschaft 54 (2), 46-50.
- Wolf, K.-R. & Igelmann, E. 1995. Neue Wege im Amphibienschutz. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (Hrsg.). LÖBF-Mitteilungen 1995 (1), 40-47.
- Woltersdorf, W. 1905. Zur Biologie der *Rana temporaria*. Zool. Anzeiger 28, 536-538.
- Zuiderwijk, A. & Sparreboom, M. 1986. Territorial behaviour in crested newt and marbled newt. Bijdr. Dierkd. 56 (2), 205-213.
- Zuiderwijk et al. 1993. Die Anlage künstlicher Eiablageplätze: Eine einfache Möglichkeit zum Schutz der Ringelnatter (*Natrix natrix* L. 1758). - Mertensiella 3: 227-234.

10 Bildnachweis

Titelbilder: Kreuzotter und Kleiner Wasserfrosch, Günther Helm

Abbildung 1: Günther Helm

Abbildung 2: Ingo Brandt

Abbildung 3: Thomas Jaschke

Abbildung 4: Klaus Janke

Abbildung 5: Andreas Haack

Abbildung 6: Klaus Janke

Abbildung 7: Günther Helm

Abbildung 8: Thomas Jaschke

Abbildung 9 und 10: Günther Helm

Abbildung 11: Thomas Jaschke

Abbildung 12, 13, und 14: Günther Helm

Abbildung 15 und 16: Klaus Janke

Abbildung 17: Andreas Haack

Abbildung 18 und 19: Günther Helm

Abbildung 20, 21, 22 und 23: Günther Helm

Abbildung 24: Andreas Tesch

Abbildung 25 und 26: Günther Helm

Abbildung 27: Klaus Janke

Abbildung 28, 29 und 30: Günther Helm

Abbildung 31: Klaus Janke

Abbildung 32: Günther Helm

Abbildung 33: Klaus Janke

Abbildung 34, 35, 36 und 37: Günther Helm

Abbildung 38: W. Busch

Abbildung 39: Jan Kinau

Abbildung 40 und 41: Günther Helm

Abbildung 42: Andreas Eggert sowie 43, 44 und 45: Thomas Jaschke

Abbildung 46, 47, 48, 49, 50 und 51: Ingo Brandt

Abbildung 52 und 53: Andreas Haack

Abbildung 54 und 55: Günther Helm

Abbildung 56: Günther Helm

Abbildung 57: Andreas Haack

Abbildung 58: Günther Helm

Abbildung 59: Ingo Brandt

Abbildung 60: Christopher Engelhardt

Abbildung 61, 62, 63 und 64: Günther Helm

Abbildung 65 und 66: Thomas Jaschke

Abbildung 67, 68, 69, 70 und 71: Günther Helm

Abbildung 72, 73 und 74: Ingo Brandt

Schriftenreihe der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg

- 01/1981 Artenschutzprogramm -Verbreitung und Schutz der Amphibien und Reptilien in HH
- 02/1981 Bracks der Hamburger Elbmarschen
- 03/1981 Artenschutzprogramm - Kartieranleitung - Artenkartierung
- 04/1981 Ergebnisse des Bioindikatorenmeßprogramms - Finkenwerder - Wilhelmsburg -
Marschlande
- 05/1982 Chemisch-Analytische Untersuchungen an Stäuben und Aerosolen der Luft in HH
- 06/1982 Forstlicher Rahmenplan - Waldfunktionen in Harburg
- 07/1983 Schutzprogramm für Tagfalter und Widderchen in Hamburg
- 08/1984 Landschaftsrahmenplan Wilhelmsburg, Erläuterungsbericht
- 09/1984 Gutachten: Werte für die Landschafts- und Bauleitplanung
Grünvolumen- und Boden-Funktionszah
- 10/1985 Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg
- 11/1985 Konzepte zur Pflege und Entwicklung schützenswerter Biotope der Vier- und
Marschlande
- 12/1985 Schutzprogramm für Säugetiere in Hamburg
- 13/1985 Untersuchung des schadstoffbelasteten öffentlichen Grüns und Erarbeitung eines
Sanierungskonzeptes
- 14/1985 Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Sanierung umweltgeschädigter Bäume
an Straßen und Plätzen
- 16/1986 Biotopschutzkonzept Süderelbmarsch
- 17/1986 Landschaftsrahmenplan Duvenstedt
- 17/1987 Biotopschutzkonzept Walddörfer/Alstertal
- 19/1987 Landschaftsrahmenplan Lemsahl - Mellinstedt
- 20/1986 Untersuchung, im öffentlichen Grün
- 20/1987 Grundlagenuntersuchung für ein Energiekonzept (Fünfhausen)
- 21/1988 Sanierung umweltgeschädigter Straßenbäume
- 22/1988 Untersuchung im öffentlichen Grün
- 23/1988 Untersuchung im öffentlichen Grün (Kurzfassung)
- 24/1988 Dachbegrünung als stadttökologische Maßnahme zur Umweltverbesserung
- 25/1988 Bäume brauchen Hilfe - Schutzmaßnahmen für das öffentliche Grün
- 26/1989 Artenschutzprogramm - Libellen in Hamburg
- 27/1989 Die neue Flora von Harnburg Teil A: Liste der wildwachsenden
Farn- und Blütenpflanzen
- 28/1989 Artenschutzprogramm - Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge in Hamburg
- 29/1989 Schmetterlingskartierung in Hamburg 1984 -1988
- 30/1989 Artenschutzprogramm - Armleuchteralgen und Süßwasser-Rotalgen in Hamburg

- 31/1989 Landschaftsprogramm Hamburg - Landschaftsachsenmodell
- 32/1989 Dachbegrünung in Hamburg - Workshop
- 33/1989 Grün und Gewerbe
- 34/1990 Probleme der Bodenversiegelung in Ballungsräumen
- 35/1990 Untersuchung im öffentlichen Grün – Sanierung schadstoffbelasteter Grünanlagen
- 36/1990 Grün und Gewerbe Workshop II - Dokumentation
- 37/1990 Rechtsgutachten über die Grünvolumen- und Bodenfunktionszahl
- 38/1991 Artenschutzprogramm Fische und Rundmäuler in Hamburg
- 39/1991 Baumpflege in Hamburg (4 Bände)
- 40/1993 Vegetationsuntersuchungen auf stillgelegten landwirtschaftlichen Nutzflächen in Wulfsdorf und Wulfsfelde
- 41/1994 Artenhilfsprogramm und Rote Liste der gefährdeten Brutvögel in Hamburg
- 42/1994 Artenhilfsprogramm Moose in Hamburg, Bestandsentwicklung und Gefährdung
- 43/1995 Die Wälder der Freien und Hansestadt Hamburg
- 44/1995 Die Wälder Harburgs
- 45/1995 Die Wälder der Freien und Hansestadt Hamburg – Der Klövensteen - Das Niendorfer Gehege
- 46/1995 Die Wälder der Freien und Hansestadt Hamburg – Der Wohldorfer Wald - Der Duvenstedter Brook
- 47/1997 Artenhilfsprogramm und Rote Liste der Binnenmollusken - Schnecken und Muscheln - in Hamburg
- 48/1997 Artenhilfsprogramm - Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen von Hamburg
- 49/1998 Die Wälder der Freien und Hansestadt Hamburg - Der Volksdorfer Wald - Das Bergedorfer Gehölz
- 50/2000 Nationalparkatlas Hamburgisches Wattenmeer
- 51/2003 Artenhilfsprogramm und Rote Liste der Säugetiere
- 2004 Artenhilfsprogramm und Rote Liste der Amphibien und Reptilien (nur im Internet)