



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Wanderungsdynamik von Amphibien und Einfluss der
Geländemorphologie auf die Wanderung an
der Leitanlage Exelbergstraße (Wien)

Verfasserin

Julia Stockinger

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 10.11.2010

Studienkennzahl lt. Studienblatt: A 439

Studienrichtung lt. Studienblatt: Biologie (Zoologie)

Betreuerin / Betreuer: Ao. Univ. Prof. Dr. Johann Waringer

Inhalt

1 Einleitung	8
2 Untersuchungsgebiet	10
2.1 Der Wienerwald	10
2.2 Der Amphibienzaun an der Exelbergstraße	12
3 Material und Methode	15
3.1 Geländeaufnahme	15
3.1.1 Vermessung	15
3.1.2 Auswertung	15
3.2 Fangzaun	18
3.3 Wetterdaten	20
3.4 Fotografische Wiedererkennung bei <i>Rana temporaria</i>	21
3.4.1 Methodik	21
3.4.2 Merkmale zur Wiedererkennung.....	22
3.4.3 Auswertung	23
3.5 Statistische Auswertungen	25
4 Ergebnisse	26
4.1 Arteninventar	26
4.2 Geländebeschaffenheit entlang der Fangzaunanlage	28
4.3 Zonen und Wanderintensitäten der Amphibien	31
4.4 Wanderdynamik in Raum und Zeit.....	36
4.5 Einfluss des Geländes auf die Wanderung	38
4.5.1 Springfrosch	38
4.5.2 Grasfrosch	39
4.5.3 Erdkröte	40
4.6 Wanderungsdynamik	42
4.6.1 Bergmolch – <i>Ichthyosaura alpestris</i>	42
4.6.2 Teichmolch – <i>Lissotriton vulgaris</i>	43
4.6.3 Alpenkammolch – <i>Triturus carnifex</i>	44
4.6.4 Erdkröte – <i>Bufo bufo</i>	45
4.6.5 Grasfrosch – <i>Rana temporaria</i>	46
4.6.6 Springfrosch – <i>Rana dalmatina</i>	47

4.7 Fotografische Wiedererkennung bei <i>Rana temporaria</i>	48
4.7.1 Aufenthaltsdauer im Laichgebiet	50
4.7.2 Räumliche Verteilung der wiedergefundenen Grasfrösche	54
4.7.3 Fundorte und Aufenthaltszeiten im Hauptlaichgebiet	57
5 Diskussion	59
5.1 Wanderbilanz Exelbergstraße 2008	59
5.2 Arten an der Exelbergstraße	61
5.2.1 Feuersalamander – <i>Salamandra salamandra</i> (LINNAEUS, 1758)	61
5.2.2 Bergmolch – <i>Ichthyosaura alpestris</i> (LINNAEUS, 1758).....	62
5.2.3 Teichmolch – <i>Lissotriton vulgaris</i> (LINNAEUS, 1758).....	63
5.2.4 Alpenkammolch – <i>Triturus carnifex</i> (LAURENTI, 1768)	64
5.2.5 Erdkröte – <i>Bufo bufo</i> (LINNAEUS, 1758).....	65
5.2.6 Laubfrosch – <i>Hyla arborea</i> (LAURENTI, 1768)	66
5.2.7 Grasfrosch – <i>Rana temporaria</i> LINNAEUS, 1758	67
5.2.8 Springfrosch – <i>Rana dalmatina</i> BONAPARTE, 1840	68
5.3 Amphibienschutz an Straßen.....	69
5.3.1 Straßensperren	69
5.3.2 Dauerhafte Schutzanlagen	69
5.3.3 Zaun-Kübel-Methode	70
5.4 Amphibienwanderung 2000-2010.....	71
5.4.1 <i>Ichthyosaura alpestris</i>	72
5.4.2 <i>Lissotriton vulgaris</i>	73
5.4.3 <i>Triturus carnifex</i>	74
5.4.4 <i>Bufo bufo</i>	75
5.4.5 <i>Rana temporaria</i>	76
5.4.6 <i>Rana dalmatina</i>	77
5.5 Einfluss des Geländes auf die Amphibienwanderung.....	78
5.6 Einfluss des Wetters auf die Wanderungsdynamik.....	80
5.7 Fotografische Wiedererkennung bei <i>Rana temporaria</i>	82
6 Zusammenfassung.....	84
Literatur.....	86
Danksagung	103
Lebenslauf.....	105

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1a): Karte des Untersuchungsgebietes	13
Abbildungen 1b) - 1d): Amphibienschutzzaun Exelberg	13
Abbildung 2: Lage der Transekte im Untersuchungsgebiet.....	16
Abbildung 3: Beispiel zur Errichtung eines Fangzaunes	18
Abbildung 4: Mit Kletterstock versehener Fangkübel.....	19
Abbildung 5: Kübel mit Krähenschutz.....	19
Abbildung 6: Körperzeichnung beim Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	22
Abbildung 7: Zeichnungsvarianten bei <i>Rana temporaria</i>	24
Abbildung 8: Hangneigungen im Untersuchungsgebiet	29
Abbildung 9: Höhenverteilung im Gebiet.....	30
Abbildung 10: Definierte Geländezonen entlang des Fangzauns	31
Abbildung 11: Räumliche und zeitliche Verteilung der drei häufigsten Arten an der Exelbergstraße: <i>Rana dalmatina</i> , <i>Rana temporaria</i> und <i>Bufo bufo</i>	37
Abbildung 12: Geländebeschaffenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Springfrösche	38
Abbildung 13: Geländebeschaffenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Grasfrösche	40
Abbildung 14: Geländebeschaffenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Erdkröten	41
Abbildung 15 Wanderaktivität des Bergmolchs (<i>Ichthyosaura alpestris</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	42
Abbildung 16: Wanderaktivität des Teichmolchs (<i>Lissoriton vulgaris</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	43
Abbildung 17: Wanderaktivität des Alpenkammolchs (<i>Triturus carnifex</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	44
Abbildung 18: Wanderaktivität der Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	45
Abbildung 19: Wanderaktivität des Grasfrosches (<i>Rana temporaria</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	46
Abbildung 20: Wanderaktivität des Springfrosches (<i>Rana dalmatina</i>) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.....	47
Abbildung 21: Beispielfotos für Fund-Wiederfund-Situationen.....	49

Abbildung 22: An- und Abwanderungszeiten der Grasfrosch-Weibchen im Laichgebiet.....	51
Abbildung 23: Aufenthaltsdauer der weiblichen Grasfrösche im Laichgebiet	51
Abbildung 24: An- und Abwanderungszeiten der Grasfrosch-Männchen im Laichgebiet	53
Abbildung 25: Aufenthaltsdauer der männlichen Grasfrösche im Laichgebiet	53
Abbildung 26: Fundorte der Grasfrosch-Weibchen	55
Abbildung 27: Fundorte der Grasfrosch-Männchen.....	56
Abbildung 28: Im Laichgebiet verbrachte Zeit, aufgetragen gegen den Abstand der Fundkübel bei den Grasfrosch-Weibchen	58
Abbildung 29: Im Laichgebiet verbrachte Zeit aufgetragen gegen den Abstand der Fundkübel bei den männlichen Grasfröschen	58
Abbildung 31: Feuersalamander (<i>Salamandra salamandra</i>)	61
Abbildung 32: Bergmolch (<i>Ichthyosaura alpestris</i>).....	62
Abbildung 33: Teichmolch (<i>Lissotriton vulgaris</i>).....	63
Abbildung 34: Alpenkammolch (<i>Triturus carnifex</i>)	64
Abbildung 35: Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>).....	65
Abbildung 36: Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>).....	66
Abbildung 37: Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	67
Abbildung 38: Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)	68
Abbildung 39: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Ichthyosaura alpestris</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	72
Abbildung 40: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Lissotriton vulgaris</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	73
Abbildung 41: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Triturus carnifex</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	74
Abbildung 42: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Bufo bufo</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	75
Abbildung 43: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Rana temporaria</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	76
Abbildung 44: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von <i>Rana dalmatina</i> an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010	77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Nachgewiesene Amphibienarten an der Exelbergstraße	26
Tabelle 2: Topografische Parameter der fünf Zonen.....	31
Tabelle 3: Mittlere Wanderdichten der Amphibienarten pro Zone	32
Tabelle 4: Vergleich der Wanderdichten.....	32

1 Einleitung

Amphibien in der gemäßigten Zone durchlaufen einen komplexen Lebenszyklus. Sie sind lungenatmende Landtiere, die Larvalentwicklung findet jedoch in der Regel im Wasser statt (JAHN et al. 1976, THIELCKE et al. 1991). Infolgedessen müssen sie im Laufe des Jahres mehrmalige Ortswechsel durchführen und nehmen dabei oft weite Wanderungen auf sich (BLAB 1986). Die Wintermonate verbringen die heimischen Amphibien in Kältestarre, denn die niedrigen Temperaturen behindern die Aktivität und Entwicklung dieser poikilothermen Tiere. Im Frühling, wenn die Temperaturen wieder steigen, wandern die Amphibien zu ihren Laichgewässern, um sich fortzupflanzen (z.B: EIBL-EIBESFELD 1949, BLAUSCHECK 1985, THIELECKE et al. 1991, MALETZKY 2007). Diese Wanderung setzt bereits Ende Februar bis Anfang März ein und dauert nur wenige Wochen, wobei sehr hohe Wanderdichten pro Art auftreten können. Amphibien wandern jedes Jahr zum selben Gewässer und pflanzen sich dort fort. Manche Arten, wie der Kammmolch, verbringen den ganzen Sommer im Laichgewässer (HEUSSER 1969). So genannte "Explosivlaicher", wie der Grasfrosch und die Erdkröte, bleiben hingegen nur wenige Wochen am Laichplatz (HEUSSER 1967). Die Weibchen verlassen das Laichgewässer in der Regel kurz nachdem sie ihre Eier abgelegt haben, die Männchen folgen etwas später nach (HEUSSER 1958, 1959, 1960). Ab Ende März gehen die Amphibien - vor allem die Anuren - ein zweites Mal auf Wanderschaft und begeben sich in futterreiche Landlebensräume, um dort den Sommer zu verbringen (THIELCKE et al. 1991). Im Herbst erfolgt dann eine weitere Wanderung (HEUSSER 1967, KNEITZ 1999). Die Tiere verlassen ihren Sommerlebensraum und suchen geschützte Winterquartiere auf, um die kalte Jahreszeit zu überdauern. Frostfreie Räume unter Laub, Totholz und Baumstümpfen sowie in Felsspalten oder Kleinsäugerbauten sind beliebte Überwinterungsplätze (THIELCKE et al. 1991, LAITINEN & PASANEN 1998, MALETZKY 2007). Die Herbstwanderung ist in der Regel viel unauffälliger als die Frühjahrswanderung, und die Amphibien treten hier nicht so massenhaft auf.

Amphibien sind aufgrund ihres speziellen Lebenszyklus besonders auf die Vernetzung von (Laich-) Gewässern mit einem größeren terrestrischen Umland angewiesen. Das immer dichter werdende Straßennetz zerschneidet die Landschaft und führt damit zur Fragmentierung der Lebensräume wildlebender Tiere (HENLE & STREIT 1990, SCHÄFER & KNEITZ 1993, BARBAULT & SASTRAPADJA 1995, HENLE 1996). Große, zusammenhängende

Habitats werden immer seltener, und viele Amphibien fallen bei ihren Wanderungen dem Straßenverkehr zum Opfer. Bisherige Studien über die Amphibienmortalität an Straßen weisen auf teils beträchtliche jährliche Verluste für Amphibienpopulationen hin (HEINE 1987, KUHN 1987, HERDEN et al. 1998, HELS & BUCHWALD 2001, MAZEROLLE 2004). Um Amphibien vor dem Straßentod zu bewahren, werden vielerorts Maßnahmen zu ihrem Schutz ergriffen (CABELA 1993, KYEK 1995). Die am häufigsten angewandte Schutzmaßnahme ist das Sammeln von Amphibien mittels Zaun-Kübel-Methode. Hierbei werden flächige Absperrungen aus Holz, Kunststoff oder Drahtgeflecht parallel zur Straße aufgebaut, welche die Amphibien daran hindern, auf die Straße zu gelangen. Entlang des Zauns sind in regelmäßigen Abständen Kübel eingegraben, in die sie hineinfallen. Bei regelmäßigen Kontrollen des Zauns werden die gefangenen Tiere über die Straße getragen. Seit dem Jahr 2000 wird auch an der Exelbergstraße im 17. Wiener Gemeindebezirk auf diese Weise Amphibienschutz betrieben.

In dieser Arbeit soll ermittelt werden, welchen Einfluss die Geländeeigenschaften an der Exelbergstraße auf die Wanderrouen von Amphibien haben. Aus noch unveröffentlichten Daten der Amphibienwanderung an der Exelbergstraße geht hervor, dass die Tiere jedes Jahr einen Teil der zurückzulegenden Strecke im nahe gelegenen Eckbach wandern. Um diesen zu verlassen und zum Laichgebiet zu gelangen, müssen sie manchmal steile Uferböschungen überwinden. Die Analysen sollten zeigen, ob ein Zusammenhang zwischen den Geländeeigenschaften und der Abundanz der Tiere am entsprechenden Fangzaunabschnitt vorliegt. Die unterschiedlichen Arten wurden dabei getrennt untersucht, und auch die Veränderung des Wanderverhaltens mit der Zeit wurde berücksichtigt. Weiters wurde die tägliche Wanderaktivität in Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlag untersucht. Ein besonderer Schwerpunkt dieser Diplomarbeit lag außerdem in der Wanderphänologie der Grasfrösche. Nach der Fang-Wiederafang-Methode wurden die Aufenthaltsdauer und die Fundortdistanzen mehrerer Individuen analysiert und verglichen. Diese Untersuchung soll Aufschluss darüber geben, wie lange die Grasfrösche im Laichgebiet bleiben und ob sie frei im Gelände wandern oder zur An- und Abwanderung dieselben Wanderrouen benützen.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Der Wienerwald

Der Wienerwald ist ein etwa 135 000 ha umfassendes, hügeliges Bergland und bildet den nordöstlichen Ausläufer des Alpenbogens (<http://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/wienerwald.htm>). Der größte Teil davon gehört zu Niederösterreich, 9957 ha des Wienerwaldes liegen innerhalb der Wiener Stadtgrenzen. Er erstreckt sich dort über sieben Gemeindebezirke und nimmt etwa 24% der Gesamtfläche Wiens ein (SCHITTAUF 2006).

Der nördliche Teil - in dem sich auch das Untersuchungsgebiet befindet - wird von Sandstein dominiert. Hier ist die Landschaft von sanften Hügeln und Laubwäldern (Eiche, Hainbuche, Rotbuche) geprägt. Im Süden hingegen besteht der Untergrund aus Kalkgestein. Zerklüftete Kalk- und Dolomithfelsen, tiefe, scharf eingeschnittene Täler, schroffe Felswände und Nadelwälder sind für diesen Bereich charakteristisch (ARNBERGER & WISMEYER 1952). Klimatisch befindet sich der Wienerwald in einer Übergangszone zwischen der atlantischen (W) und der kontinentalen (O) Klimazone.

Aufgrund dieser geologischen und klimatischen Besonderheiten findet man im Wienerwald ein Mosaik aus unterschiedlichen Lebensräumen. Diese stellen die Basis für eine besonders hohe Artendiversität dar (<http://bpww.at/biosphaerenpark/biosphaerenpark-wienerwald-facts>).

Ende des 19. Jh. wurde der herausragende Wert des Wienerwaldes erkannt und es wurden erste Maßnahmen zu seinem Schutz ergriffen. Seit 1905 sorgt das Schutzgebiet "Wald- und Wiesengürtel" (SWW) offiziell für eine schonende Nutzung der äußeren Grünflächen Wiens, zu denen auch Teile des Wienerwaldes gehören. Im Jahre 1986 verabschiedeten die Länder Wien und Niederösterreich gemeinsam die erste Wienerwalddeklaration - eine Absichtserklärung zum Schutz des Wienerwaldes. Allerdings wurden den betroffenen Gemeinden in dieser Deklaration noch keine konkreten Schutzmaßnahmen vorgeschrieben (SCHITTAUF 2006). 2002 folgte dann die zweite Auflage, in der genaue Aktivitäten vorgeschrieben wurden, um die selbst gesetzten Naturschutzziele zu erreichen (PGO 2002).

Gleichzeitig wurde von Wien und Niederösterreich eine „Machbarkeitsstudie Wienerwald“ in Auftrag gegeben, die prüfen sollte, ob diese Landschaft für einen Nationalpark oder Biosphärenpark geeignet sei. Die Fläche sollte das Landschaftsschutzgebiet Wienerwald (NÖ) und das Schutzgebiet Wald- und Wiesengürtel (W) - ohne den nördlich der Donau gelegenen

Bisamberg - umfassen. Die Studie zeigte, dass ein Biosphärenpark die zweckmäßigste Flächenwidmung darstellt, in der Naturschutz und Nutzungsansprüche des Menschen gleichermaßen berücksichtigt werden können (ARGE WIENERWALD 2002). Gemeinsam wurde dann an der Umsetzung der internationalen Kriterien für die Anerkennung durch die UNESCO gearbeitet. Im Juni 2005 gelang das Vorhaben und die UNESCO erklärte das über 105.300 ha große Gebiet offiziell zum Biosphärenreservat gemäß folgender Definition:

“Biosphärenreservate sind Gebiete, bestehend aus terrestrischen und Küsten- sowie Meeresökosystemen oder aus einer Kombination derselben, die international im Rahmen des UNESCO-Programms "Der Mensch und die Biosphäre" (MAB) nach Maßgabe vorliegender Internationaler Leitlinien für das Weltnetz der Biosphärenreservate anerkannt werden” (UNESCO 1996).

Biosphärenparks sind keine Schutzgebiete im eigentlichen Sinn, sondern gelebte Modelle der ressourcenschonenden und nachhaltigen Bewirtschaftung durch den Menschen (ARGE WIENERWALD 2002). Der Mensch wird (anders als bei Nationalparks) mit seinen wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Bedürfnissen in das Projekt miteinbezogen (RIEDEL-HASTIK 2008).

Zu den Kriterien, die ein Biosphärenpark erfüllen muss, gehört u.a. die Einteilung der Fläche in drei Zonen: Kernzone, Pflegezone (Pufferzone) und Entwicklungszone (äußere Übergangszone).

Die **Kernzone** kann aus einer einzelnen oder aus mehreren getrennten Flächen bestehen. Sie muss groß genug sein, um ein eigenständiges, natürliches System ausbilden zu können. In Österreich sollen die Kernzonen mindestens 5% der Gesamtfläche des Biosphärenparks ausmachen und müssen gesetzlich dauerhaft unter Schutz gestellt sein. Ihr Ziel ist es, die vorhandene biologische Vielfalt zu erhalten. Das Eingreifen in den Naturhaushalt und die wirtschaftliche Nutzung der natürlichen Ressourcen sind in der Kernzone untersagt. Gestattet sind nur die Beobachtung des Ökosystems sowie weitere Nutzungen, die dem System keinen Schaden zufügen (z.B. Bildung und Forschung).

Pflegezonen sollen die Kernzonen umgeben, oder zumindest an sie angrenzen. Hier soll die Landschaft gepflegt und naturschonend genutzt werden und sollte beispielsweise als Landschaftsschutzgebiet oder Ruhegebiet ausgewiesen sein. Zu den erwünschten Aktivitäten gehören: Bildung im Umweltbereich, Erholung, Öko-Tourismus, Forschung sowie die

Erhaltung der regionalen Natur- und Kulturlandschaft. Kern- und Pflegezone sollen gemeinsam mindestens 20% der Gesamtfläche abdecken.

Die **Entwicklungszone** stellt eine flexible Übergangszone dar, in der Siedlungen entstehen können und die Flächen auf unterschiedliche Arten (auch landwirtschaftlich) genutzt werden. Gemeinden, Bewirtschaftungsbehörden, Wissenschaftler, NGO's, kulturelle Gruppen und andere Interessensgemeinschaften sollen zusammenarbeiten und die nachhaltige Nutzung der vorhandenen Ressourcen fördern und weiterentwickeln.

Ursprünglich waren diese drei Zonen als konzentrische Kreise vorgesehen. Das Konzept des Biosphärenparks ist aber sehr flexibel, sodass die Zonen regional den räumlichen und wirtschaftlichen Gegebenheiten angepasst werden können (UNESCO 1996, http://www.oeaw.ac.at/isr/Projekte/abbildungen/Bio_Park/kriterienkatalog.pdf).

Die über 5000 ha große Kernzone im Biosphärenpark Wienerwald ist aus 37 Einzelflächen zusammengesetzt (<http://bpww.at/natur/schutzkategorien-schutzgebiete/die-kernzonen/>). Die Koordination des Projektes obliegt dem eigens eingerichteten „Biosphärenpark Wienerwald Management“. Ausführende Tätigkeiten übernehmen die Abteilung Forstwirtschaft der Landesregierung NÖ bzw. die MA 49 - Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien. (<http://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/biosphaerenpark.htm>)

2.2 Der Amphibienzaun an der Exelbergstraße

Die Untersuchungen wurden am Amphibienzaun an der Exelbergstraße durchgeführt (Abb. 1). Diese Straße beginnt direkt an der Wiener Stadtgrenze und führt ungefähr 1,5 km weit in den 17. Wiener Gemeindebezirk hinein. Sie ist Teil der Verbindungsstrecke zwischen Wien und Tulln, wodurch in den Morgen- und Abendstunden ein reger Pendlerverkehr herrscht. Das Gebiet, in der sich die Exelbergstraße und die untersuchte Fläche befinden, ist als Pflegezone ausgewiesen. Das Areal grenzt direkt an den Schwarzenbergpark, der zu einem der beliebtesten Naherholungsräume Wiens zählt. Das Untersuchungsgebiet befindet sich in einer Seehöhe von 290 m bis 320 m.

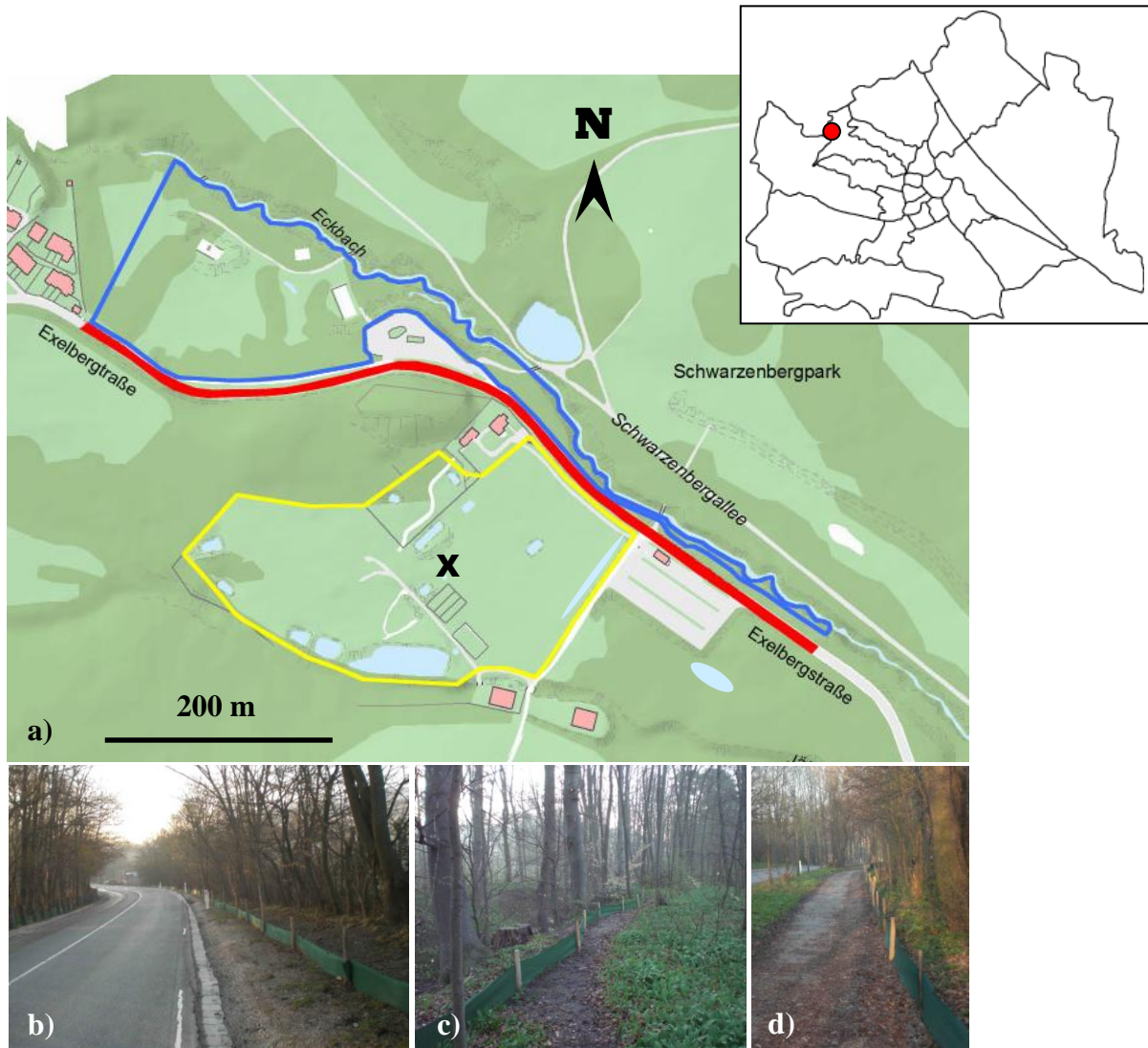


Abbildung 1a): Karte des Untersuchungsgebietes. Rot: Bereich der Exelbergstraße, mit Fangzaun; gelb: Hauptlaichgebiet südwestlich der Straße; blau: Untersuchte Fläche zwischen dem Eckbach und dem Amphibienschutz-Zaun; **X**: Mittelpunkt des Hauptlaichgebietes. Quelle: Stadt Wien - ViennaGIS (bearbeitet).

1b) - 1d): Amphibienschutzzaun Exelberg. Fotos: Stockinger

Im Jahr 1996 wurde man erstmals auf die Amphibienwanderung an der Exelbergstraße aufmerksam und man begann damit, die Tiere im Frühjahr von der Straße abzusammeln (STUNDNER 2009). Seit 2000 wurden die wandernden Amphibien jedes Frühjahr mittels Zaun-Kübel-Methode systematisch eingefangen und auf die andere Straßenseite gebracht. Immer zu Beginn der Laichzeit - Ende Februar bis Anfang März - wurde der Zaun aufgebaut und bis Anfang Mai zweimal täglich von freiwilligen Helfern betreut. Die Schutzaktion wurde von der Magistratsabteilung für Umweltschutz (MA 22) der Stadt Wien unterstützt. Den Auf- und Abbau sowie die Wartung des Zauns übernahm die MA 49 (Forstamt und

Landwirtschaftsbetrieb Wien).

In Abbildung 1a) ist der 630 m lange Straßenabschnitt, an dem der Amphibienzaun errichtet wurde, rot markiert. Abgesehen von einem kurzen Abschnitt verlief der Schutzzaun stets parallel zur Exelbergstraße. Etwa in der Mitte der Anlage befindet sich ein Parkplatz, um den der Zaun außen herumgelegt wurde. Durch die entstandene Umgehung war der Schutzzaun mit 670 m etwas länger als der eingezäunte Straßenabschnitt. Das Hauptlaichgebiet der querenden Tiere befindet sich südwestlich der Exelbergstraße (SCHEDL & PINTAR 2008). Es hat einen Durchmesser von etwa 400 m und ist in Abbildung 1a) gelb eingerahmt. Das blau umrandete Gebiet stellt jenen Teil zwischen dem Fangzaun und dem Eckbach dar, der topografisch untersucht wurde. Die Abbildungen 1b) bis 1d) zeigen Details des Fangzaunes an der Exelbergstraße.

3 Material und Methode

3.1 Geländeaufnahme

3.1.1 Vermessung

Das Gebiet unmittelbar um die Zaunanlage am Exelberg wurde mit einem elektronischen Tachymeter vermessen. Dieses Gerät misst Horizontalwinkel, Vertikalwinkel und Entfernungen und ermöglicht eine exakte Einmessung von Geländepunkten. Gegenstand der Vermessungsarbeiten war die gesamte Fläche zwischen dem nordöstlichen Fangzaun (Hinwanderungszaun) und dem Eckbach (Abb. 1a). Von 18 fixen Referenzstellen aus wurden die Lage- und Höheninformationen von insgesamt 441 Geländepunkte aufgenommen. Das Ergebnis der Vermessung war eine 3-dimensionale Punktwolke, mit deren Hilfe ein Abbild der tatsächlichen Fläche generiert werden konnte.

3.1.2 Auswertung

Mithilfe des Computerprogramms ESRI ArcGIS 9.2 wurde anhand der Messpunkte eine Geländetopographie erstellt (Abb. 8, Abb. 9), sowie topografische Auswertungen durchgeführt. Ausgehend von der oben genannten 3-dimensionalen Punktwolke aus topographischen Messwerten wurde ein TIN (Triangular Irregular Network) gestaltet. Dieses TIN war wiederum die Basis für ein Rastermodell. Jede Rasterzelle war 0,5 m x 0,5 m groß und enthielt Informationen über seine relative Höhe innerhalb der vermessenen Gesamtfläche sowie das Gefälle. Das Gefälle wurde in folgende Klassen eingeteilt: 0° - 10° , $>10^{\circ}$ - 20° , $>20^{\circ}$ - 30° , $>30^{\circ}$ - 40° , $>40^{\circ}$ - 50° , $>50^{\circ}$ - 60° .

Von der Wasseranschlagslinie des Baches bis zum Fangzaun bzw. zur Straße war das Gelände immer ansteigend. Die Tiere mussten während der Frühjahrswanderung stets bergauf wandern, um die Straße zu überwinden und schließlich ins Laichgebiet zu gelangen.

Zur Schätzung der Distanz vom Fangkübel zum angestrebten Laichgewässer wurde einerseits der Mittelpunkt des Hauptlaichgebietes herangezogen (Abb. 1a) und andererseits der Abstand zwischen dem jeweiligen Kübel und dem nächstgelegenen Teich. Beide Werte wurden mit Hilfe von zusätzlich vorliegendem, digitalen Kartenmaterial ausgemessen.

Das Gelände in der Umgebung der Fangkübel des Hinwanderungszauns wurde anhand von Transekten beschrieben (Abb. 2). Von jedem Kübel aus wurden Peillinien normal zur Straße bis zum Bach gelegt und folgende topografische Parameter ermittelt:

- prozentueller Anteil der Geländeneigungsklassen entlang des Transektes
- der höchste bzw. der niedrigste Punkt des Transektes
- maximale Höhendifferenz innerhalb des Transektes
- Mindestabstand vom Kübel zum Bach
- Abstand vom Kübel zum Mittelpunkt des Laichgebietes
- Abstand des Kübels zum nächsten potenziellen Laichgewässer

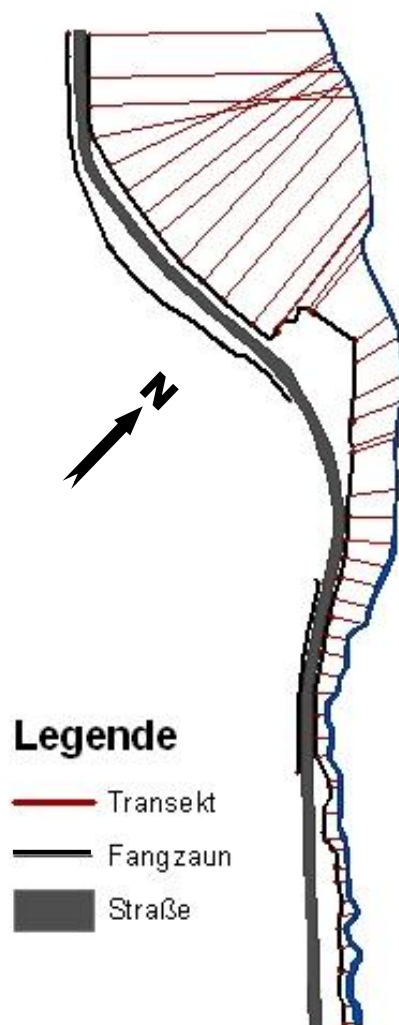


Abbildung 2: Lage der Transekte im Untersuchungsgebiet. Von jedem Kübel am Hinwanderungszaun wurde innerhalb des Untersuchungsgebietes eine gedachte Linie normal zur Straße gelegt. Entlang dieser Linie wurden anschließend topografische Auswertungen vorgenommen und dem jeweiligen Kübel zugeordnet.

Mit dem Programm SPSS 16.0 wurden die Transekte anhand ihrer Parameter zu Gruppen zusammengefasst. Mittels einer hierarchischen Clusteranalyse wurde ein Dendrogramm erstellt und die Fangkübel gemäß der Ähnlichkeit ihrer topografischen Parameter zu Gruppen zusammengefasst. In Verbindung mit dem räumlichen Bezug der Kübel zueinander konnten innerhalb des Untersuchungsgebietes mehrere Zonen unterschieden und charakterisiert werden.

Folgende Parameter wurden für die Beschreibung der Zonen herangezogen:

- prozentueller Anteil der Geländeneigungsklassen an der Zonenfläche
- mittlerer Abstand zum Mittelpunkt des Laichgebietes
- mittlerer Abstand zum nächsten potenziellen Laichgewässer
- prozentueller Anteil der Zonenbreite (parallel zur Straße), bei dem die Tiere Steigungen von $<20^\circ$, 20° - 40° oder $>40^\circ$ überwinden mussten, um zum Fangzaun zu gelangen.

Der letzte Punkt der Zonencharakterisierung nimmt Rücksicht auf eine mögliche Inhomogenität der Geländeneigungen entlang des Bachufers. Bezogen auf die Flächenanteile der Neigungsklassen kann man nicht unterscheiden, ob das Ufer homogen steil verläuft und an der Oberkante Flachbereiche aufweist oder ob steile und flache Uferbereiche (z.B. in Folge der Mäandrierung) einander periodisch abwechseln. Bei einem homogenen Ufer wäre zu erwarten, dass eine der Hangneigungsklassen ($<20^\circ$, 20° - 40° , $>40^\circ$) gegenüber den anderen prozentuell häufiger vertreten ist. Das Ufer wäre dann überwiegend flach ($<20^\circ$), mittel (20° - 40°) oder steil ($>40^\circ$). Bei einem inhomogenen Ufer hingegen wären die drei Hangneigungsklassen etwa in gleichen Anteilen vorhanden.

Die Abgrenzung der einzelnen Zonen erfolgte anhand der topografischen Parameter, die den Fangkübeln zugeordnet wurden. Für jede Zone wurde im Anschluss eine durchschnittliche Amphibien-Wanderdichte ermittelt, also die Anzahl der in der Zone gefangenen Tiere pro Zaunlänge. Jede Amphibienart wurde einzeln ausgewertet und nach Präferenzen für eine bestimmte Zone untersucht.

3.2 Fangzaun

Die 670 m lange Zaunanlage am Exelberg entspricht weitgehend den Empfehlungen der Österreichischen Forschungsgemeinschaft Straße und Verkehr (Abb. 3).

Als Zaunmaterial wurde am Exelberg ein Polyethylen-Gewebe verwendet, wie es von handelsüblichen Zaunblenden bekannt ist. Dieses Gewebe wurde in 30-50 cm Höhe zwischen Holzpflocken aufgespannt, die im Abstand von etwa 3 m in der Erde verankert waren. Die Gewebebahn wurde zudem etwa 15 cm tief in die Erde eingegraben. Damit sollte ein Unterqueren durch Amphibien verhindert werden. Auf einen Überstiegsschutz wurde stets verzichtet.

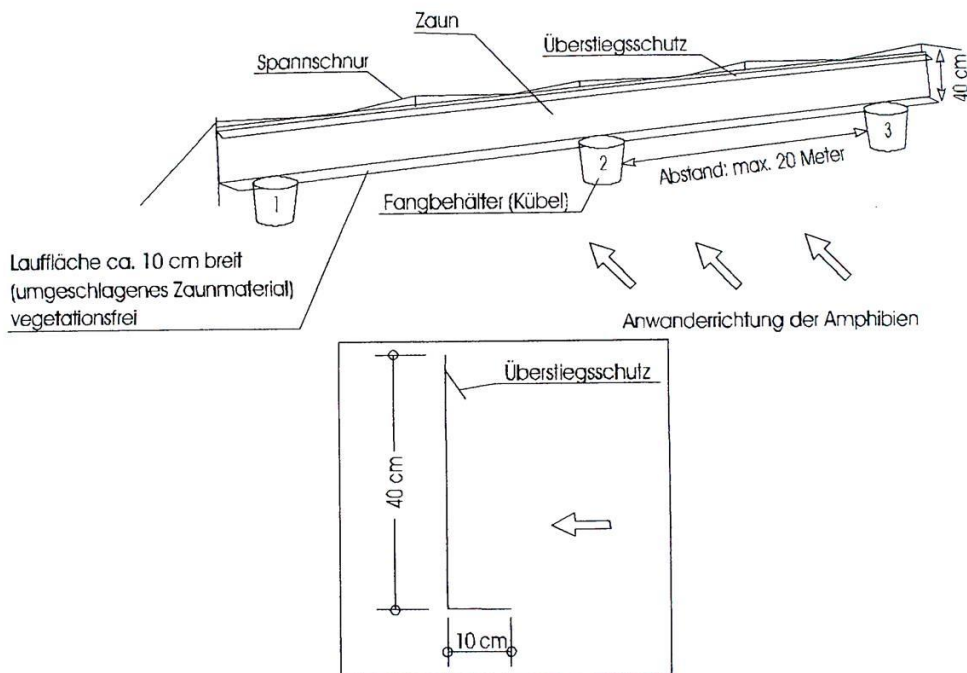


Abbildung 3: Beispiel zur Errichtung eines Fangzaunes, Zaun-Kübel-Methode.
Quelle: "Amphibienschutz an Straßen" (FSV 2003).

Im Abstand von durchschnittlich 15 m (Minimum: 7 m, Maximum: 29 m) wurden Kübel mit einem Fassungsvermögen von 10 Litern ebenerdig und bündig zum Zaun in den Boden eingegraben. Alle Kübel wurden mit einem mindestens fingerdicken Stock bestückt, der vom Boden des Kübels über dessen Oberkante hinausragte (Abb. 4), um dem Beifang ein Verlassen des Kübels zu ermöglichen. Weiters wurden am Boden der Kübel mehrere Löcher gebohrt. Überschüssiges Niederschlagswasser konnte so in den Boden sickern.

In den letzten Jahren wurde häufig beobachtet, dass Krähen die Amphibien aus den Kübeln entfernten und verletzten. Seither wurden auf die Kübelfallen Drahtkonstruktionen aufgesetzt, um die gefangenen Amphibien vor den Krähen zu schützen (Abb. 5).

Diese Konstruktionen bestanden aus 30 cm hohen Zierdrahtzäunen, die zu Zylindern zusammengedreht wurden. Der Durchmesser der Zylinder war knapp größer als jener der Kübel. Um der Konstruktion Stabilität zu verleihen, wurden die unteren, losen Drahtenden entlang des Kübeloberrandes in den Boden gesteckt. Der obere Rand der Zäunchen wurde etwas nach innen gebogen, sodass sich eine korbformige Schutzkonstruktion ergab. Der Drahtkorb stellte keine Beeinträchtigung der Fängigkeit für Amphibien dar.



Abbildung 4: Mit Kletterstock versehener Fangkübel. Kleinsäuger können am Stock herausklettern, die Amphibien verbleiben im Kübel. Foto: Waringer-Löschenkohl



Abbildung 5: Kübel mit Krähenschutz. Foto: Stockinger

Jedes Jahr wurde zu Beginn der Wanderperiode zunächst nur die nördliche Straßenseite mit einer Zaunanlage versehen. Dieser “Hinwanderungszaun” war etwa 670 m lang. Er verlief, bis auf einen kleinen Abschnitt im Bereich eines Parkplatzes, stets parallel zur Straße. An vier Stellen wurde der Zaun kleinräumig unterbrochen, um ihn für Fußgänger passierbar zu machen.

Tiere, die vom Norden her in das Laichgebiet einwanderten, wurden durch den Zaun und die der Straße abgewandten Kübel daran gehindert, auf die Straße zu gelangen. Im Untersuchungsjahr 2008 wurden 50 solche "Hinwanderungskübel" verwendet.

Der 380 m lange Rückwanderungszaun wurde erst am 15. März zu Beginn der Abwanderungsperiode aufgestellt. Aus räumlichen Gründen war dieser in zwei Abschnitte geteilt. Der untere, südöstliche Teil reichte vom unteren Parkplatz ausgehend 115 m weit nach Nordwesten. Nach einem etwa 110 m langen zaunlosen Straßenabschnitt begann das zweite Teilstück. Dieses reichte bis zur Exelbergsiedlung und war 265 m lang. Hin- und Rückwanderungszaun endeten bei der Siedlung auf gleicher Höhe. Am südöstlichen Ende war der Hinwanderungszaun fast 150 m länger als der Rückwanderungszaun (Abb. 2).

Die Kübel wurden zweimal täglich, morgens bei Sonnenaufgang und abends nach Einbruch der Dämmerung, abgesammelt und die Tiere auf der gegenüberliegenden Straßenseite ausgesetzt. Dabei wurden stets Art, Geschlecht und Anzahl der Tiere bestimmt und protokolliert. Der Großteil dieser zeit- und arbeitintensiven Tätigkeit wurde von fachkundigen, freiwilligen Helfern ausgeführt. Bei den anschließenden Auswertungen wurden die Amphibienzahlen der Morgenkontrollen stets zu denen der vorangegangenen Nacht addiert.

3.3 Wetterdaten

Im Frühjahr 2008 wurden die minimalen und maximalen Temperaturen sowie die Niederschlagsmengen dokumentiert. Bei der Exelbergsiedlung wurden dafür am nordwestlichen Zaunende ein Minimum-Maximum-Thermometer und ein Regenschirm aufgestellt. Die Temperaturen wurden bei jedem Kontrollgang abgelesen und die Extremtemperaturanzeige anschließend zurückgesetzt. Beim Regenschirm handelte es sich um einen speziellen Messbecher, der mit einem Erdspieß lotrecht in die Erde gesteckt wurde. Die gefallenen Regenmengen wurden millimetergenau abgelesen und der Becher nach jeder Messung geleert. Es kam im März 2008 auch vereinzelt zu Schneefällen an der Exelbergstraße, wobei das Wasseräquivalent der aufgefangenen Schneemenge bestimmt wurde.

Zusätzlich stellte Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer freundlicherweise ergänzende Daten von seiner privaten Wetterstation zur Verfügung. Diese Station befindet sich in etwa 5 km Entfernung zum Untersuchungsgebiet.

3.4 Fotografische Wiedererkennung bei *Rana temporaria*

In dieser Arbeit wurde der Grasfrosch (*Rana temporaria*) ausgewählt, um Aspekte des Wanderungsverhaltens von Einzelindividuen zu untersuchen. Diese Art war für diesen Zweck besonders geeignet, da die Tiere eine individuell variierende Rückenzeichnung besitzen und jedes Jahr in großer Zahl über die Exelbergstraße wandern. Mit jährlich 3000-4000 gefangenen Tieren ist der Grasfrosch die am häufigsten gefundene Amphibienart im Untersuchungsgebiet. Damit ergab sich eine hohe Wahrscheinlichkeit, ausreichend viele Individuen zu erfassen, um Vergleiche für das Wanderverhalten anzustellen.

3.4.1 Methodik

Die Tiere wurden mit einer Digitalkamera (Olympus E330) mit externem Blitz fotografiert. Bei Nacht wurden zusätzlich starke Taschenlampen eingesetzt, um die Lichtverhältnisse zu verbessern und die Belichtungszeit zu verkürzen. Zur groben Größenabschätzung der Tiere wurden sie beim Fotografieren auf eine Schachbrett-Skala mit je 1 cm² großen Feldern gesetzt. ♀♂ Symbole am Rand sorgten für eine leichtere Zuordnung der Geschlechter bei der späteren Handhabung der Bilder. Die Fotos wurden nach Fund-Zeitpunkt, Kübel und Geschlecht katalogisiert. Mit Hilfe des Computerprogramms Lightroom 1.0 wurden die Fotos verwaltet und bei Bedarf digital nachbearbeitet. Eine spezielle Funktion von Lightroom ermöglichte zudem einen direkten Vergleich der einzelnen Bilder am Computerbildschirm. Im Untersuchungsjahr 2008 wurden im Laufe von 40 Begehungen am Froschzaun 1374 Tiere fotografiert. Bereits verpaarte Tiere im Amplexus wurden nicht getrennt. In diesen Fällen wurde auf das Bild des Weibchens verzichtet und nur das oben aufsitzende Männchen fotografiert. Die Bilder von Männchen und Weibchen wurden separat verglichen.

3.4.2 Merkmale zur Wiedererkennung

Jeder Grasfrosch besitzt auf der Dorsalseite ein einzigartiges Muster aus braunen oder schwarzen Pigmentflecken (Abb. 6). Diese Fleckenzeichnung ist bei den verschiedenen Körperregionen unterschiedlich ausgeprägt.

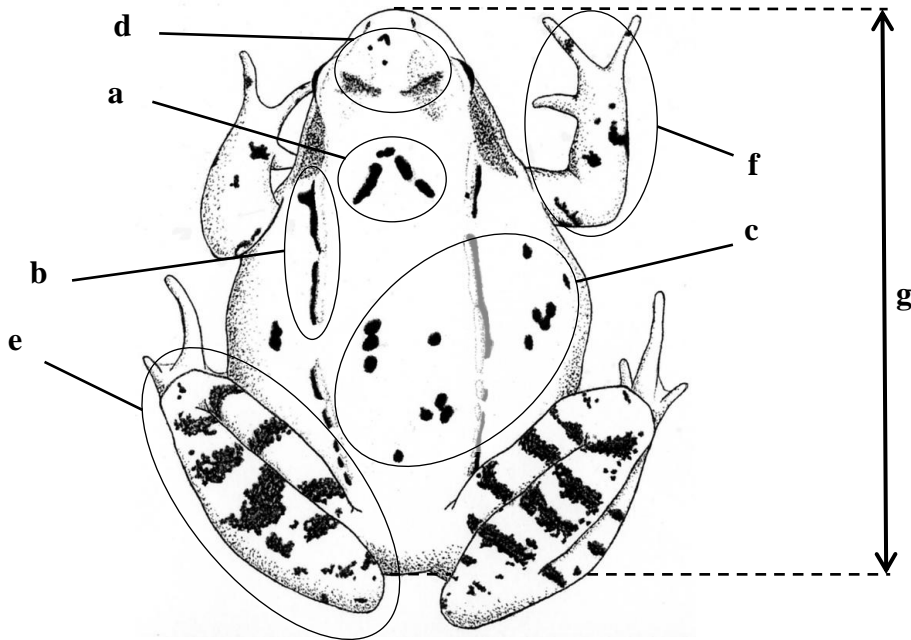


Abbildung 6: Körperzeichnung beim Grasfrosch (*Rana temporaria*). Originalbild. Für den Vergleich der fotografierten Grasfrösche wurden folgende Merkmale herangezogen: Λ -Zeichnung im Schulterbereich (a); Flecken entlang der Rückendrüsleisten (b); Fleckenzeichnung am Rücken und den Körperflanken (c); Flecken am Kopf (d); Bändermuster an den Hinterbeinen (e); Punkte an den Vorderbeinen (f); Körperlänge (g).

Im **Schulterbereich** befindet sich meist eine nach vorne spitz zulaufende Linienzeichnung, die an das griechische „ Λ “ erinnert. Die Ausprägung dieses Merkmals ist bei den einzelnen Tieren sehr unterschiedlich. Man findet zwischen der groben Klassifizierung: „durchgehend“ (Λ), „getrennt“ (/ \), „aus Einzelpunkten“ (::) und „fehlend“ alle möglichen Kombinationen. Die **Rückendrüsleisten** sind seitlich meist von Punkten oder schmalen Pigmentstreifen eingefasst. Am **Rücken** und den **Körperflanken** fügen sich einzelne, große Punkte oft zu flächigen Flecken und Streifen zusammen. Am **Kopf** befindet sich zwischen den Augen meist eine paarige Pigmentierung. Kleine Punkte an der Schnauze sind ebenfalls möglich, wenn auch seltener vorzufinden. An den **Hinterbeinen** fügen sich feine Pigmentpünktchen stets zu

breiten Bändern zusammen, die ein charakteristisches Streifenmuster erzeugen. An den **Vorderbeinen** befinden sind meist kleinere Punkte, die manchmal zu Bändern oder unterschiedlich geformten Flecken verschmelzen.

Neben der Körperzeichnung wurde auch eine grobe Abschätzung der **Körperlänge** als Wiedererkennungsmerkmal zu Hilfe genommen.

Beim Vergleichsvorgang wurden immer nur eindeutige Charakteristika als Wiedererkennungsmerkmal akzeptiert. Nur wenn eine Kombination der oben genannten Merkmale auf den Fotos einander eindeutig zuzuordnen war, galt das Tier als “wiedergefunden”.

Abbildung 7 zeigt eine Auswahl an unterschiedlichen Zeichnungsvarianten. Die Größe der Flecken, ihre Position zueinander und der Kontrast zum Untergrund variieren bei Grasfröschen von Individuum zu Individuum stark. Bei einigen wenigen Tieren fehlte die Fleckenzeichnung ganz.

3.4.3 Auswertung

Die Bilder, die einander eindeutig zuzuordnen waren, gaben Aufschluss über die Aufenthaltsdauer der Frösche im Laichgebiet und darüber, ob Hin- und Rückwanderwege übereinstimmten oder nicht. Dafür wurde der Abstand der Fundkübel (jeweils ein Hin- und ein Rückwanderungskübel) im ArcGIS-Geländemodell abgemessen. Bei Tieren, welche die Straße beide Male an derselben Stelle überquerten, würde der Abstand der Fundkübel nur wenig mehr als die Straßenbreite (10 m) betragen. Der maximale Abstand der Fundkübel war theoretisch nur durch die Länge des Fangzauns (ca. 670 m) begrenzt.

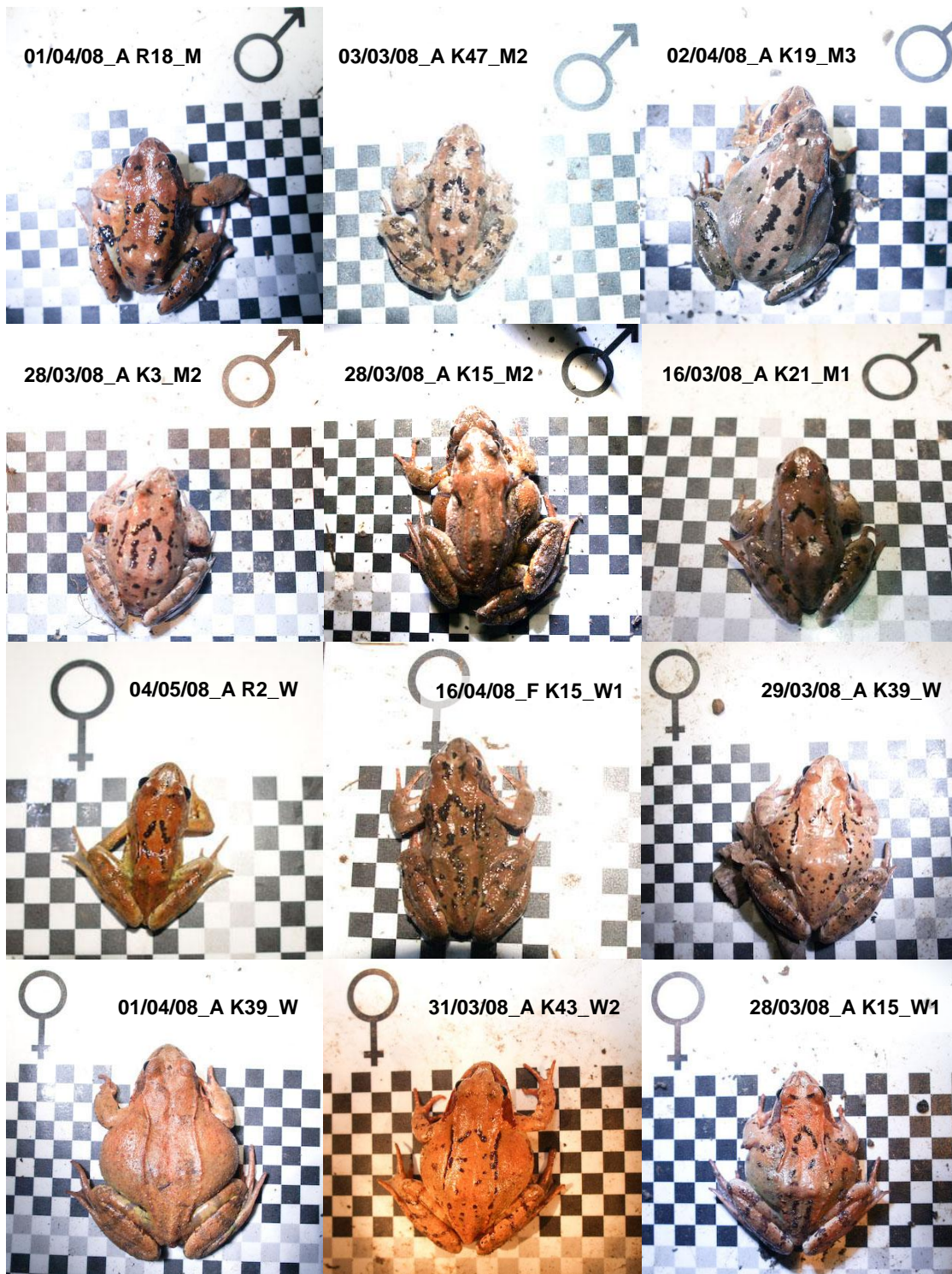


Abbildung 7: Zeichnungsvarianten bei *Rana temporaria*. Durch ihre individuellen Rückenzeichnungen konnten die Grasfrösche einzeln verglichen werden. Jedes Bild erhielt eine spezielle Codierung mit Informationen über Geschlecht, den Zeitpunkt des Fundes und den Fundpunkt des Tieres (hier jeweils am oberen Bildrand eingefügt). Fotos: Stockinger

3.5 Statistische Auswertungen

Die ermittelten Daten wurden zunächst mit einem modifizierten Kolmogorov-Smirnov-Test nach der Anleitung von UNTERSTEINER (2007) auf Normalverteilung geprüft.

Die Transekte im Untersuchungsgebiet wurden mithilfe der ermittelten abiotischen Parameter zu Gruppen zusammengefasst. Mittels einer Clusteranalyse konnten innerhalb der vermessenen Fläche fünf Zonen mit verschiedenen Geländeeigenschaften unterschieden werden. Anschließend wurden die Zonenparameter mittels Kruskal-Wallis-Test gegeneinander getestet. Das Ergebnis zeigte, dass die abiotischen Parameter der fünf Zonen sich signifikant voneinander unterschieden. Ob sich die Intensität der Frühjahrswanderung der Amphibien zwischen den Zonen ebenfalls signifikant unterschied, wurde mittels Chi²-Tests nach Anleitung von ZAR (1984) festgestellt (siehe Kap. 4.3). Bei jeder Amphibienart wurden stets die Wanderdichten zweier Zonen gegenübergestellt und dabei die Yates-Stetigkeitskorrektur (continuity correction) miteinbezogen. Die ermittelten Chi²-Werte für die Wanderdichte in den jeweiligen Zonen wurden miteinander verglichen. Diese Mehrfachvergleiche machten weiters eine Bonferroni-Korrektur erforderlich (DAYTON & SCHAFFER 1973).

Um den Zusammenhang zwischen Anwanderzeitpunkt und Aufenthaltsdauer der Grasfrösche im Laichgebiet zu überprüfen, kam der Kruskal-Wallis-Test zur Anwendung. Zum Vergleich der durchschnittlichen Aufenthaltsdauer zwischen Männchen und Weibchen wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test durchgeführt. Die Gegenüberstellung der Anwanderzeitpunkte der Männchen und Weibchen erfolgte mittels Chi²-Test in einer Kreuztabelle. Da es sich dabei um eine 2x2-Tabelle handelte, wurde auch hier die Yates-Stetigkeitskorrektur miteinbezogen. Mithilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests wurden die Fundortabstände der männlichen und der weiblichen Grasfrösche verglichen. Der Zusammenhang zwischen der Aufenthaltsdauer im Laichgebiet und der Distanz der Fundkübel konnte mit dem Wilcoxon-Test überprüft werden.

Der Einfluss der Geländebeschaffenheit auf die Wanderung der Frösche und Kröten wurde mithilfe des Jacobs Electivity Index ermittelt (JACOBS 1974).

Für die statistischen Auswertungen wurde keine Transformation der Daten vorgenommen. Die statistischen Analysen wurden mit den Programmen Microsoft Office Excel 2003 und SPSS 16.0 durchgeführt. Die Diagramme wurden mit SigmaPlot 9.0 und Excel 2003 erstellt.

4 Ergebnisse

4.1 Arteninventar

Im Untersuchungszeitraum vom 27.2.2008 bis 6.5.2008 konnten an der Exelbergstraße acht Amphibienarten gefunden werden. Der Grasfrosch war mit 4184 gezählten Tieren die häufigste Art im Gebiet. Erdkröten (1070 Tiere) und Springfrösche (503 Tiere) wurden ebenfalls sehr zahlreich an der Straße angetroffen. Unter den Urodelen war der Bergmolch mit 42 gezählten Tieren am stärksten vertreten. Teichmolche und Alpenkammolche wurden 14-mal bzw. 16-mal registriert. Außerdem wurden 5 Laubfrösche und 10 Feuersalamander am Zaun gefangen. Die hier genannten Zahlen beziehen sich auf die gezählten Tiere im Frühjahr 2008 (Hinwanderung und Rückwanderung). Es sei darauf hingewiesen, dass bei den Zählungen nur jener Teil der Fortpflanzungsgemeinschaft erfasst wurde, der im Untersuchungszeitraum vom Norden über die Straße ins südlich gelegene Laichgebiet eingewandert ist. Es wird davon ausgegangen, dass Amphibien jedes Jahr auch aus anderen Richtungen in das Gebiet einwandern und den Amphibienschutzzaun nicht passieren. Durch die Zählungen wurde also nur eine Wandergemeinschaft erfasst. Es kann daher nicht davon ausgegangen werden, dass es sich dabei um die gesamte Amphibienpopulation im angestrebten Laichgebiet handelte.

Des Weiteren befindet sich am Exelberg eine Rufgemeinschaft von Seefröschen (*Pelophylax ridibundus*), von der gelegentlich einzelne Tiere am Schutzzaun gefunden werden. Seefrösche wanderten aber nie in größeren Zahlen über die Exelbergstraße und 2008 wurde kein einziges Exemplar dieser Art gesichtet. In Folge wurden sie in dieser Arbeit nicht miteinbezogen.

Alle in Wien vorkommenden Amphibienarten sind laut Z 1.2.4. der Wiener Naturschutzverordnung in Verbindung mit § 4 Abs. 1 als streng geschützt einzustufen. Für sie gelten die Verbote des Wiener Naturschutzgesetzes § 10 Abs. 3. In Tabelle 1 sind die Gefährdungskategorien der Arten an der Exelbergstraße zusammengefasst.

Tabelle 1: Nachgewiesene Amphibienarten an der Exelbergstraße. Angegeben ist die Gesamtzahl der wandernden Tiere auf der Hin- und Rückwanderung im Zeitraum zwischen 27.2. und 6.5.2008, die Einträge in die Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien für Wien und Österreich sowie die Gefährdungskategorien nach FFH-Richtlinie und Berner Konvention.

* Prioritäre Art nach der Wiener Naturschutzverordnung. Die Arten sind taxonomisch gereiht.

Rote Liste Wien: 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet. **Rote Liste Österreich:** VU = vulnerable, NT = near threatened.

FFH-Richtlinie: Anhang II: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung eigene Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen; Anhang IV: streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse; Anhang V: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und deren Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können
Berner Konvention: Anhang II: streng geschützte Tierarten; Anhang III: geschützte Tierarten.

Art	Fangzahlen 2008	Rote Liste Wien ¹⁾	Rote Liste Österreich ²⁾	FFH- Richtlinie ³⁾	Berner Konvention ⁴⁾
Feuersalamander (<i>Salamandra salamandra</i>)	10	3	NT	-	III
Bergmolch (<i>Ichthyosaura alpestris</i>)	42	2	NT	-	III
Teichmolch (<i>Lissotriton vulgaris</i>)	14	2	NT	-	III
Alpenkammolch (<i>Triturus carnifex</i>)	16	2	VU	II / IV	II
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	1070	3	NT	-	III
Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)*	5	2	VU	IV	II
Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	4184	3	NT	V	III
Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)	503	3	NT	IV	II

¹⁾ TIEDEMANN & HÄUPL, 1994; ²⁾ GOLLMANN, 2007; ³⁾ RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1992; ⁴⁾ COUNCIL OF EUROPE, 1979

4.2 Geländebeschaffenheit entlang der Fangzaunanlage

Die mit ArcGIS berechneten Geländeneigungen im Untersuchungsgebiet sind in Abbildung 8 dargestellt. Die roten Kreise entlang der Zäune markieren die Positionen der Fangkübel. Der Eckbach (blau, rechts im Bild) bildet eine Außengrenze der Vermessungsfläche. Die Geländeneigungen im 2,9 ha großen Untersuchungsgebiet sind nicht gleichmäßig verteilt. Es gibt großflächige, flache Zonen und kleinere, mit überwiegend hohen Neigungswinkeln. Der überwiegende Teil der Fläche (56%) ist eben und weist eine Neigung von unter 10° auf. Diese Bereiche sind in der Abbildung dunkelgrün dargestellt. Die Flächen mit $>10-20^\circ$ Neigung sind hellgrün abgebildet und machen einen Anteil von 12,6% der Gesamtfläche aus. Die gelb-grünen und gelb-organen Bereiche stellen Flächen mit $>20-30^\circ$ bzw. $>30-40^\circ$ Neigung dar. Die beiden letztgenannten Neigungsklassen kommen hauptsächlich an der künstlich entstandenen Böschung des oberen Parkplatzes vor, sowie am unmittelbaren Ufer des Eckbaches. Sehr steile Bereiche mit über 40° Hangneigung (rot) findet man ausschließlich am Bachufer, insbesondere an den Prallhängen. Da der Eckbach nicht immer geradlinig verläuft, sondern eine leichte Mäandrierung aufweist, verteilen sich die Kräfte des fließenden Wassers nicht gleichmäßig am Ufer. Am Außenrand einer Bachbiegung „prallt“ das Wasser an die Uferböschung und trägt dort Erdmaterial ab. Durch die Einschürfung entsteht an solchen Stellen ein steileres Ufer. Die höchste ermittelte Steigung betrug etwa 53° . Am Innenrand der Kurve befindet sich dagegen der Gleithang, wo weniger starke Kräfte wirken. Dort lagern sich Sedimente ab und es entsteht ein sanft ansteigendes Ufer. Die flacheren Ufer des Eckbachs im Bereich des Untersuchungsgebietes weisen eine Neigung von $20-30^\circ$ auf.

Abbildung 9 zeigt die Höhenverteilung innerhalb der untersuchten Fläche. Die topografisch am höchsten gelegenen Bereiche am nordwestlichen Ende des Untersuchungsgebietes sind rot dargestellt. Der etwas niedriger gelegene Bereich im Südosten ist in dieser Abbildung blau gefärbt. Die kleinste Höhendifferenz innerhalb eines Transekts betrug 2,1 m (Kübel Nr. 14), das Maximum 9,1 m (Kübel Nr. 49). Die Höhendifferenz zwischen dem tiefsten und dem höchsten Punkt im vermessenen Gelände beträgt 33,6 Meter.

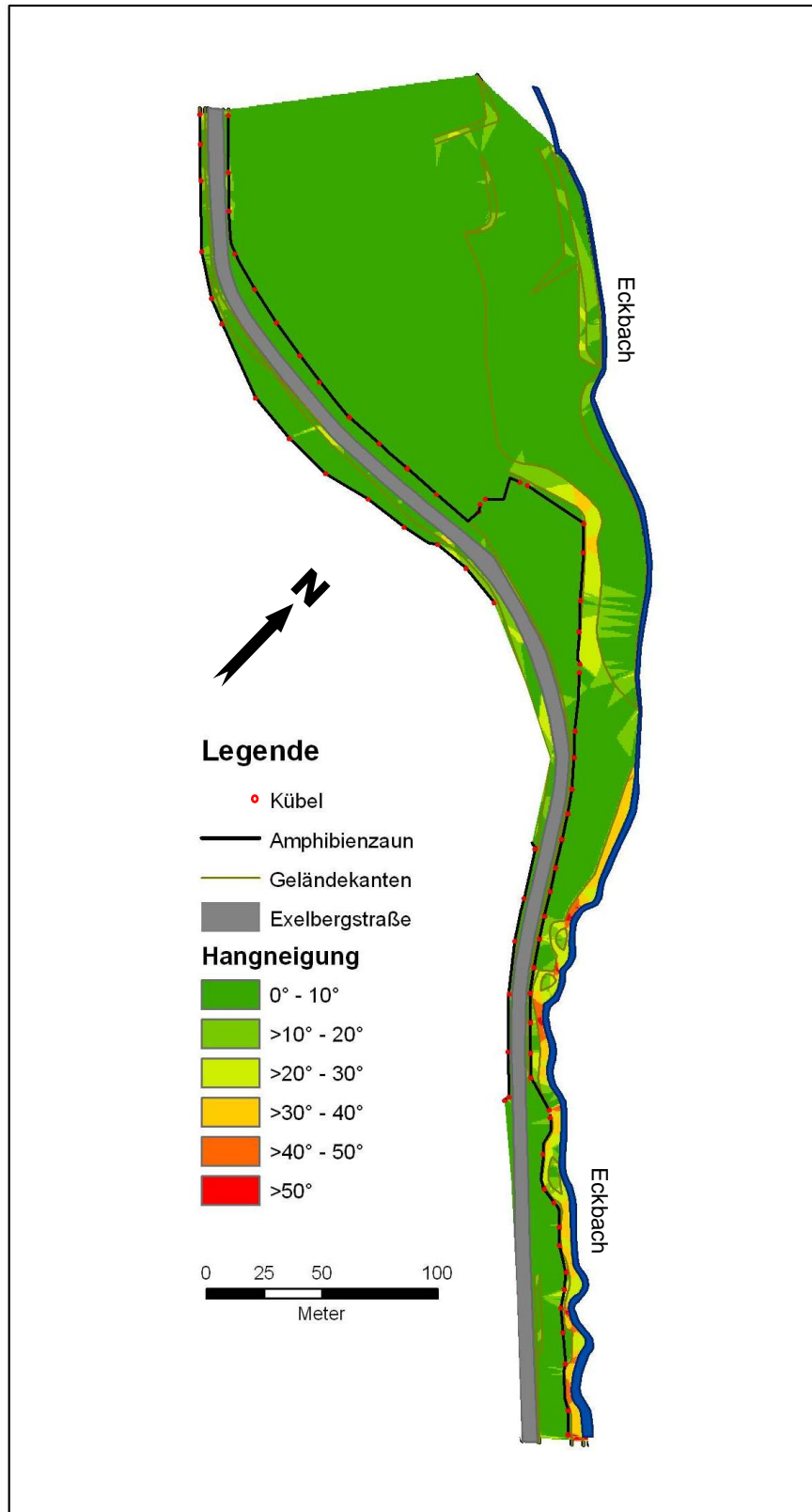


Abbildung 8: Hangneigungen im Untersuchungsgebiet. Die grünen Flächen in der Abbildung weisen auf sehr flache Bereiche im Untersuchungsgebiet hin. Steile Bereiche sind orange und rot dargestellt.

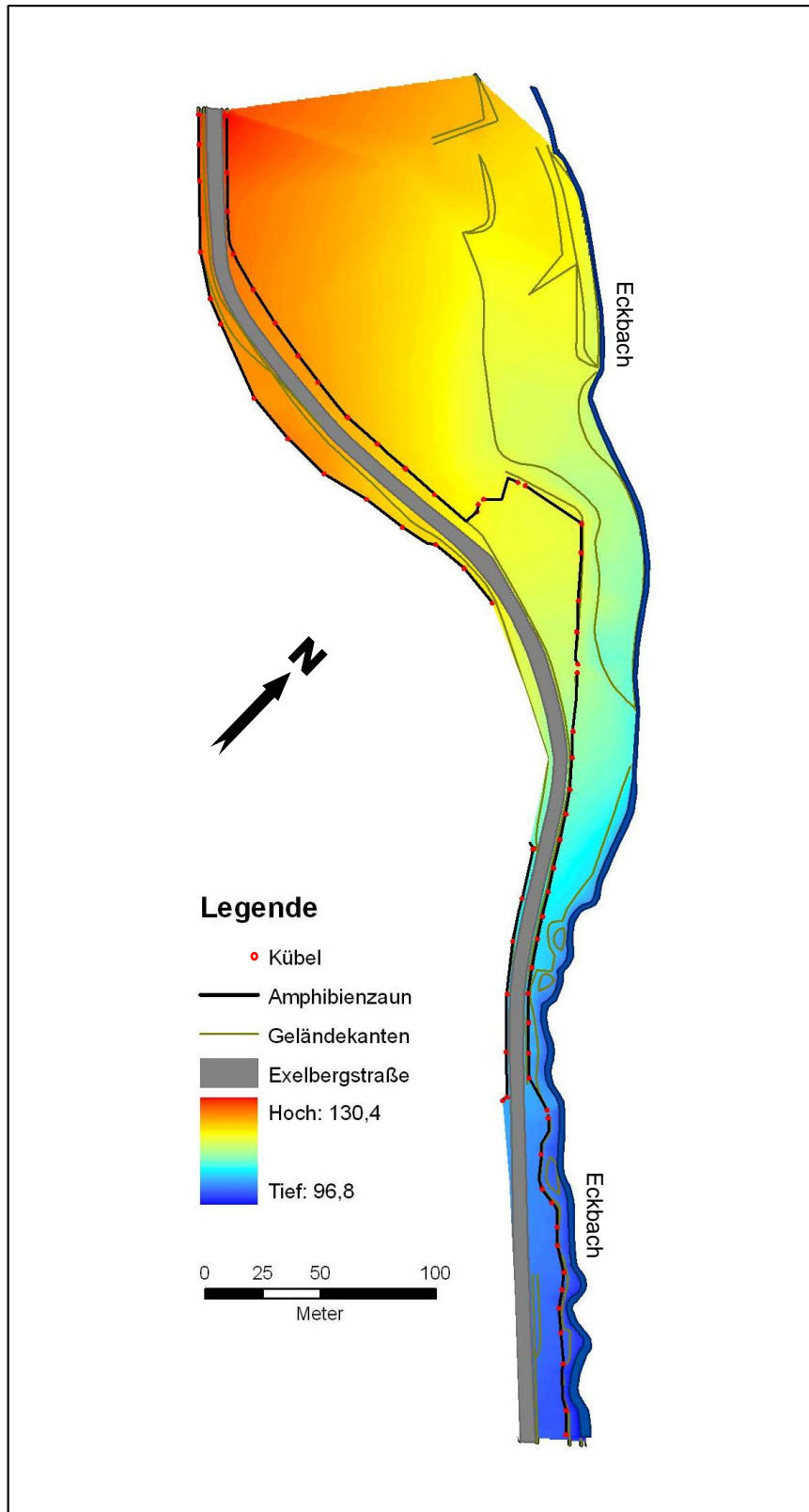


Abbildung 9: Höhenverteilung im Gebiet. Der südöstliche Teil des Untersuchungsgebietes (blau) liegt etwas tiefer als der nordöstliche Bereich (rot). Die Höhendifferenz zwischen dem tiefsten und dem höchsten Punkt beträgt 33,6 Meter. Bei den Höhenangaben handelt es sich um relative Werte.

4.3 Zonen und Wanderintensitäten der Amphibien

Anhand der den Fangkübeln zugeordneten Geländeparameter wurde das Untersuchungsgebiet in fünf Zonen gegliedert (Abb. 10, Tab. 2). Diese Zonen unterscheiden sich untereinander signifikant bezüglich ihrer topografischen Eigenschaften, die sich auch auf die Wanderintensität der vorgefundenen Amphibienarten entlang des 670 m langen Fangzauns auswirkten (Tab. 3). Die Intensität der Amphibienwanderung wird stets als Wanderdichte angegeben, d.h. wandernde Tiere pro Zaunmeter.

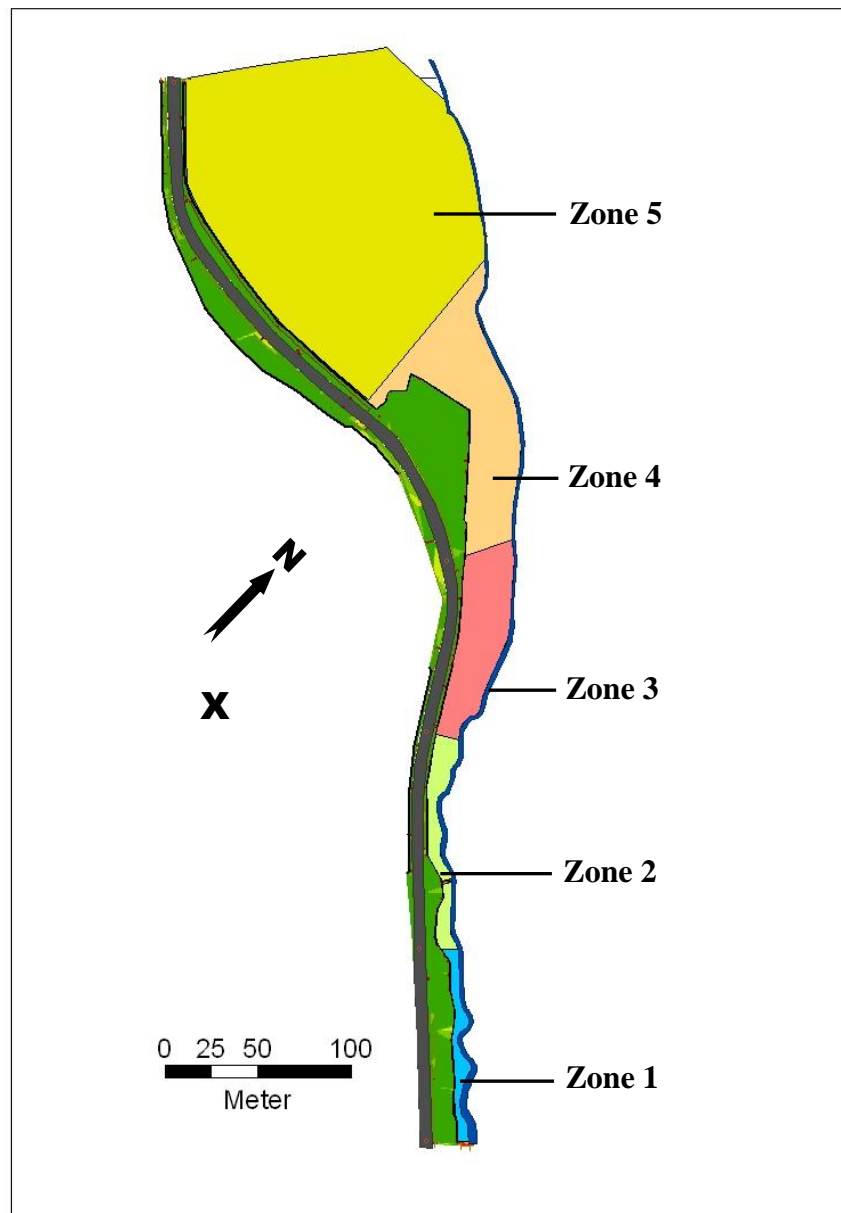


Abbildung 10: Definierte Geländezonen entlang des Fangzauns. Die Fangkübel entlang des Amphibienzauns und ihre unmittelbar angrenzenden Flächen wurden anhand der Ähnlichkeit ihrer topografischen Parameter zu Gruppen zusammengefasst (Zone 1 bis 5). Jede dieser Zonen enthält charakteristische Geländeeigenschaften. **X:** Mittelpunkt des Hauptlaichgebietes.

Tabelle 2: Topografische Parameter der fünf Zonen (Prozentanteile). Die fett gedruckten Zahlen stellen die flächenmäßig maximale Ausprägung der jeweiligen Geländeneigungsklasse dar.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Neigung Bachufer: % <20°	0,0	12,2	11,3	42,5	100,0
Neigung Bachufer: % 20°-40°	74,9	65,1	71,5	57,5	0,0
Neigung Bachufer: % >40°	25,1	22,7	17,1	0,0	0,0
Flächen-% 0 bis 10°	14,6	18,4	78,3	72,0	97,0
Flächen-% >10° bis 20°	7,4	29,1	7,9	15,8	2,8
Flächen-% >20° bis 30°	29,5	32,5	3,6	10,4	0,2
Flächen-% >30° bis 40°	40,0	13,6	8,4	1,8	0,0
Flächen-% >40° bis 50°	8,0	5,5	1,5	0,0	0,0
Flächen-% >50°	0,5	1,0	0,3	0,0	0,0
Distanz zur Laichgebietsmitte (m)	234,0	152,0	138,0	187,0	238,0
Dist. zum nächsten Gewässer (m)	71,0	37,0	80,0	117,0	148,0

Tabelle 3: Mittlere Wanderdichten der Amphibienarten pro Zone (Tiere pro Zaunmeter). Die fett gedruckten Werte zeigen, in welcher Zone die jeweilige Art am stärksten gewandert ist. Die Arten sind taxonomisch gereiht.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Bergmolch (<i>I. alpestris</i>)	0,00	0,11	0,06	0,01	0,08
Teichmolch (<i>L. vulgaris</i>)	0,00	0,05	0,00	0,00	0,03
Alpenkammolch (<i>T. carnifex</i>)	0,00	0,01	0,01	0,02	0,05
Erdkröte (<i>B. bufo</i>)	0,30	0,48	0,93	1,12	0,89
Grasfrosch (<i>R. temporaria</i>)	2,27	9,02	4,19	3,24	3,66
Springfrosch (<i>R. dalmatina</i>)	0,09	0,70	0,46	0,39	0,60

Tabelle 4: Vergleich der artspezifischen Wanderdichten zwischen den Geländezonen. Bei den angeführten Zahlen handelt es sich um die berechneten Chi²-Werte. Signifikanz der Wanderungsunterschiede (unter Miteinbeziehung der Bonferroni-Korrektur): nicht signifikant p > 0,05 (); signifikant p < 0,05 (*); hoch signifikant p < 0,01 (**).

Bergmolch (<i>I. alpestris</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		11,67 **	6,68 *	2,00	8,80 *
Zone 2	11,67 **		1,39	8,32 *	0,76
Zone 3	6,68 *	1,39		3,80	0,34
Zone 4	2,00	8,32 *	3,80		5,94
Zone 5	8,80 *	0,76	0,34	5,94	
Teichmolch (<i>L. vulgaris</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		5,58	0,00	0,00	3,61
Zone 2	5,58		5,17	5,26	1,03
Zone 3	0,00	5,17		0,00	3,39
Zone 4	0,00	5,26	0,00		3,43
Zone 5	3,61	1,03	3,39	3,43	

Alpenkammolch (<i>T. carnifex</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		2,00	2,00	2,58	5,46
Zone 2	2,00		0,51	0,82	3,76
Zone 3	2,00	0,51		0,65	2,88
Zone 4	2,58	0,82	0,65		1,49
Zone 5	5,46	3,76	2,88	1,49	

Erdkröte (<i>B. bufo</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		4,46	33,14 **	48,78 **	34,93 **
Zone 2	4,46		16,07 **	28,79 **	17,30 **
Zone 3	33,14 **	16,07 **		1,66	0,16
Zone 4	48,78 **	28,79 **	1,66		3,86
Zone 5	34,93 **	17,30 **	0,16	3,86	

Grasfrosch (<i>R. temporaria</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		429,43 **	57,19 **	17,20 **	42,43 **
Zone 2	429,43 **		177,85 **	275,50 **	392,81 **
Zone 3	57,19 **	177,85 **		11,55 **	4,73
Zone 4	17,20 **	275,50 **	11,55 **		3,37
Zone 5	42,43 **	392,81 **	4,73	3,37	

Springfrosch (<i>R. dalmatina</i>)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Zone 1		50,11 **	25,66 **	19,25 **	42,62 **
Zone 2	50,11 **		5,19	9,34 *	2,41
Zone 3	25,66 **	5,19		0,59	2,41
Zone 4	19,25 **	9,34 *	0,59		5,74
Zone 5	42,62 **	2,41	2,41	5,74	

Zone 1, im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes, zeichnet sich durch besonders steile Uferböschungen aus. Die flachsten Bereiche fallen in die Neigungskategorie 20°-40° (Tab. 2). Bezogen auf die Gesamtfläche der Zone ist die Neigungsklasse >30°-40° dominant. Die durchschnittliche Entfernung der Fangkübel zum nächsten potenziellen Laichgewässer beträgt 71 m und zum Mittelpunkt des Laichgebietes wurden 234 m gemessen. Am Fangzaun entlang von Zone 1 war die Wanderaktivität bei allen an der Exelbergstraße vorkommenden Arten am geringsten (Tab. 3). Die drei Molcharten (*I. alpestris*, *L. vulgaris* und *T. carnifex*) fehlten bei diesem Zaunabschnitt sogar ganz. Der Chi²-Test zeigte beim Teichmolch, beim Alpenkammolch und bei der Erdkröte keinen signifikanten Unterschied bei den Wanderdichten zwischen Zone 1 und Zone 2 ($p > 0,05$). Beim Bergmolch, dem Grasfrosch und dem Springfrosch war dieser Unterschied hoch signifikant ($p < 0,01$). Die Wanderdichten von Grasfrosch und Springfrosch in Zone 1 unterschieden sich darüber hinaus hoch signifikant von allen anderen Zonen (Tab. 4).

Zone 2 befindet sich in unmittelbarer Nähe eines von Amphibien stark frequentierten Laichgewässers. Die Fangkübel liegen durchschnittlich nur 37 m davon entfernt. Der Mittelpunkt des Laichgebietes befindet sich in 152 m Entfernung (Tab. 2). Die dominanten Steigungsklassen auf der gesamten Zonenfläche sind $>20^{\circ}$ - 30° (32,5%) und $>10^{\circ}$ - 20° (29,1%). Die steilen Uferböschungen des Eckbachs werden in diesem Bereich des Untersuchungsgebiets teilweise durch flachere Uferbereiche unterbrochen. Immerhin 12,2% des Bachufers weisen eine Steigung von unter 20° auf (Tab. 2).

In Zone 2 wanderten die meisten Amphibien in das Laichgebiet ein. *R. temporaria*, *R. dalmatina*, *I. alpestris* und *L. vulgaris* zeigten hier im Vergleich zu den anderen Zaunabschnitten ihre höchste Wanderaktivität (Tab. 3). Die Wanderdichte des Grasfrosches in diesem Bereich des Untersuchungsgebiets unterschied sich hoch signifikant von den anderen Zonen (Tab. 4). Die Wanderung der Erdkröten in Zone 2 war von jenen in den Zonen 3, 4, und 5 hoch signifikant verschieden. Bei den Springfröschen war neben der Wanderdifferenz zu Zone 1 auch ein signifikanter Unterschied zur Wanderung in Zone 4 zu erkennen.

Zone 3 hat mit 138 m die kleinste mittlere Distanz zum Zentrum des Hauptlaichgebietes. Das nächstgelegene Stillgewässer befindet sich in 80 m Entfernung. Die Uferböschung des Eckbachs bildet eine deutliche Stufe, und ihre Oberkante befindet sich fast in gleicher Höhe mit dem Fangzaun (vgl. Abb. 8). Zwar dominiert die Neigungsklasse 0° - 10° , die 78,3% der Zonenfläche einnimmt. Um auf das Plateau zu gelangen, müssen die wandernden Tiere jedoch ein Steilufer überwinden. Über 88% des Bachufers sind hier steiler als 20° . Die flacheren Uferbereiche befinden sich ausschließlich im nördlichen Teil der Zone.

Keine der erfassten Amphibienarten zeigte in diesem Abschnitt die höchste Wanderaktivität. Allerdings gab es hier deutlich mehr Erdkröten als in den ersten beiden Bereichen des Fangzauns (Tab. 3). Die Wanderdichte der Erdkröten in Zone 3 unterschied sich hoch signifikant von jener in Zone 1 und Zone 2, zu den Zonen 4 und 5 sind jedoch keine signifikanten Unterschiede auszumachen (Tab. 4). Die Grasfrösche erreichten in Zone 3 ihre zweithöchste Wanderaktivität, doch es versuchten hier nur mehr etwa halb so viele Tiere die Straße zu überqueren wie in Zone 2 (Tab. 3). Die Wanderdichte der Grasfrösche in Zone 3 unterschied sich mit Ausnahme von Zone 5 hoch signifikant von jener der anderen Bereiche im Untersuchungsgebiet (Tab. 4).

In **Zone 4** treten nur selten stärkere Hangneigungen auf. Fast 90% der Fläche von Zone 4 sind flacher als 20° (Tab. 2). Der Abstand dieses Gebietsabschnitts zum Mittelpunkt des Laichgebietes beträgt 187 m. Das nächstgelegene Laichgewässer ist 117 m entfernt. Innerhalb dieser Zone ist das Ufer des Eckbachs teilweise hart verbaut, flach und weist selbst keine Steilhänge auf, welche die Amphibien bei der Wanderung negativ beeinflussen könnten. Hier befindet sich jedoch ein Parkplatz, für dessen Bau Erdmaterial aufgeschüttet wurde. Die dadurch entstandene künstliche Böschung ist teilweise über 30° steil und stellt für die wandernden Amphibien ein ähnliches Hindernis dar wie die Steilufer des Eckbachs.

In Zone 4 wurden im Vergleich zu den anderen Zaunabschnitten die meisten Erdkröten gefunden (Tab. 3). Im Vergleich zu den Zonen 3 und 5 unterschied sich die Wanderdichte aber nicht signifikant. Die Wanderintensität von *Rana temporaria* nahm, verglichen mit Zone 3, etwas ab (Tab. 3). Die Dichteunterschiede waren zu den östlichen Zonen (1 - 3) stets hoch signifikant, zu Zone 5 ließ sich bei den Grasfröschen hingegen keine signifikante Veränderung in der Wanderdichte feststellen (Tab. 4).

Zone 5 ist besonders flach und vollkommen frei von Steilhängen. 97% der Fläche sind nicht steiler als 10° (Tab. 2). Der Abstand zwischen dem Amphibienzaun und dem Eckbach ist mit 100 bis 150 m deutlich größer als bei den anderen Zonen (4 bis 70 m). Der nächste bekannte Teich liegt 148 m von Zone 5 entfernt. Von allen Zonen im Untersuchungsgebiet wurde hier also die größte Distanz zum nächstgelegenen Laichgewässer ermittelt. Der Abstand von Zone 5 zum Zentrum des Hauptlaichgebietes ist mit 238 m etwa vergleichbar mit dem von Zone 1.

Alpenkammolche waren in Zone 5, verglichen mit den anderen Bereichen des Untersuchungsgebiets, am häufigsten anzutreffen (Tab. 3). Von Zone 1 bis Zone 5 wurden sie immer öfter am Zaun registriert und es zeichnete sich ein kontinuierlicher Aufwärtstrend in der Wanderintensität ab. Durch den allmählichen Anstieg der Abundanz dieser Art entlang des Fangzauns ließ sich allerdings kein signifikanter Unterschied der Wanderdichte zwischen den einzelnen Zonen nachweisen. Abgesehen von der Erdkröte wurden in Zone 5 auch alle anderen Arten öfter gezählt als in Zone 4. Die Steigerung der Wanderintensität zwischen diesen beiden Zonen waren aber bei keiner der Amphibienarten signifikant. Die Wanderdichten der Teichmolche unterschieden sich zwischen den verschiedenen Bereichen des Untersuchungsgebiets nie signifikant voneinander (Tab. 4).

4.4 Wanderdynamik in Raum und Zeit

In Abbildung 11 ist die räumliche und zeitliche Verteilung der häufigsten Amphibienarten an der Exelbergstraße dargestellt. Es handelt sich dabei um eine prozentuelle Aufteilung der Wanderdichte der jeweiligen Art pro Zeiteinheit (je 2 Wochen) am Hinwanderungszaun. Aufgrund der geringen Abundanz der Molche am Fangzaun wurde auf die Auswertungen dieser Gruppe verzichtet.

Springfrösche (*R. dalmatina*) und Grasfrösche (*R. temporaria*) wanderten hauptsächlich in Zone 2 und Zone 5. Die Wanderung blieb im zeitlichen Verlauf in Zone 2 etwa gleich intensiv, in Zone 5 ging sie bereits nach zwei Wochen etwas zurück. Erdkröten (*B. bufo*) waren hauptsächlich in Zone 4 und Zone 5 zu beobachten. Bei allen drei Arten wanderten in den Wochen 1-2 (27.2. – 11.3.) hauptsächlich die männlichen Tiere. Bei den Springfröschen war die Hinwanderung der Männchen nach den ersten beiden Wochen bereits größtenteils abgeschlossen. Danach wurden stets mehr Weibchen am Zaun registriert. Die männlichen Grasfrösche wanderten in den ersten vier Wochen am intensivsten und waren den Weibchen stets zahlenmäßig überlegen. In den Wochen 5-6 (26.3. – 8.4.) wurden am Fangzaun hingegen mehr Grasfrosch-Weibchen registriert als Männchen. Bei den Erdkröten wanderten die meisten Weibchen ebenfalls in den Wochen 5-6. Allerdings herrschte bei dieser Art ein noch deutlicherer Männchenüberschuss, sodass auch bei der intensivsten Wanderung der Weibchen meist mehr Männchen gefunden wurden. In den Zonen 4 und 5 waren in diesem Zeitraum aber deutlich mehr weibliche Erdkröten unterwegs als männliche.

Erdkröten und Grasfrösche verpaarten sich häufig schon am Weg zu den Laichgewässern und wurden an der Exelbergstraße im Amplexus vorgefunden. Die Springfrösche blieben hingegen eher unverpaart, obwohl beide Geschlechter zur selben Zeit wanderten. Die meisten Verpaarungen bei *R. temporaria* und *R. dalmatina* wurden in Zone 2 beobachtet. In Abbildung 11 ist in den Wochen 5-6 bei den Springfröschen in Zone 2 ein auffälliger Peak bei der Paarbildung zu sehen. Es handelt sich dabei jedoch nur um vier Verpaarungen. Durch die geringe Wanderintensität der Springfrösche in diesem Zeitraum erscheinen diese Paare überproportional hervorgehoben. Die Erdkröten wurden in Zone 3, 4 und 5 am häufigsten im Amplexus vorgefunden. Nach den Wochen 7-8 (9.4. – 22.4.) war die Hinwanderung zu den Laichgewässern bei allen Arten weitgehend abgeschlossen.

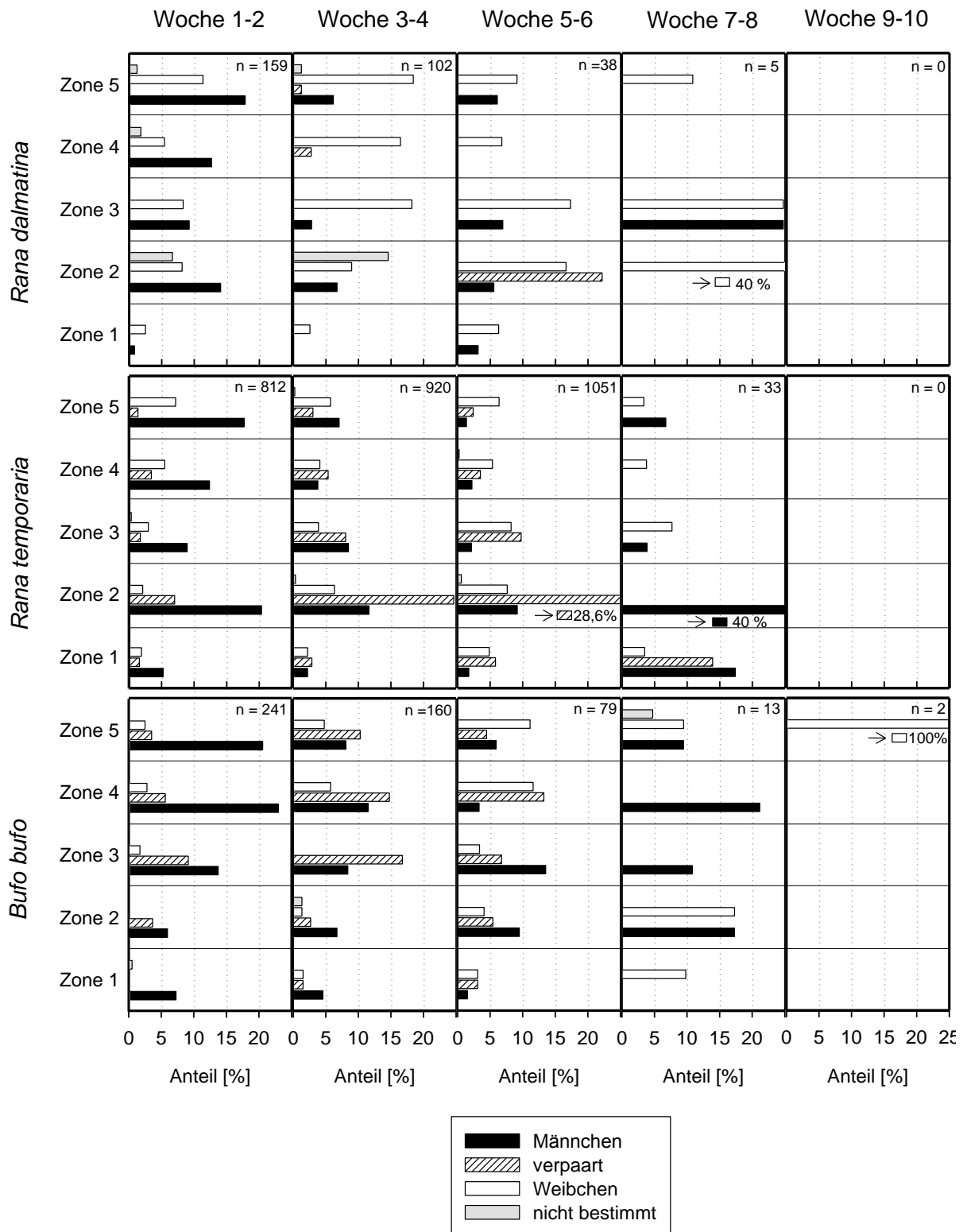


Abbildung 11: Räumliche und zeitliche Verteilung der drei häufigsten Arten an der Exelbergstraße: *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*. Die Balken zeigen den prozentuellen Anteil der Tiere entlang der fünf Zonen des Hinwanderungszauns. Die Gesamtzahl (n = 100%) ist die Anzahl der Tiere einer Art, die innerhalb des jeweiligen 2-Wochen-Abschnitts gewandert ist.

4.5 Einfluss des Geländes auf die Wanderung

Im folgenden Kapitel wird der Einfluss des Geländes auf die Wanderung der Amphibien im Untersuchungsgebiet besprochen. Da die Molche nur in geringen Zahlen am Fangzaun anzutreffen waren, wurden hier nur die Anura behandelt. Der Zusammenhang zwischen der Wanderungsintensität der Tiere und der Geländebeschaffenheit der jeweiligen Zone wurde mit Hilfe des Jacobs Electivity Index ermittelt. Dieser Index kann Werte zwischen -1 und +1 annehmen. Ein Wert von -1 bedeutet eine perfekte negative Korrelation, +1 eine perfekte positive Korrelation und bei einem Electivity-Index von 0 besteht kein Zusammenhang zwischen den abiotischen Parametern und der Wanderdichte der Amphibien.

Zur optischen Veranschaulichung wurden die Wanderdichten pro Zone sowie die abiotischen Geländeparameter des Weiteren graphisch dargestellt (Abb. 12-14).

4.5.1 Springfrosch

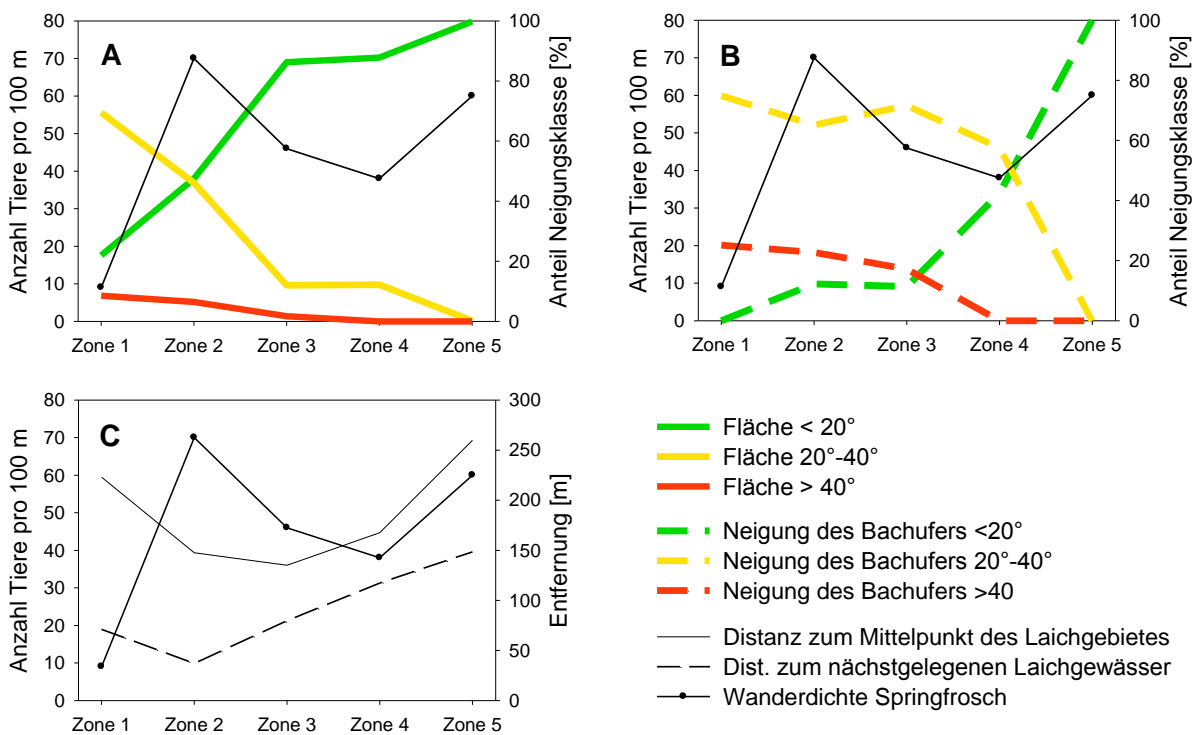


Abbildung 12: Geländebeschaffenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Springfrösche. A: prozentueller Flächenanteil an Geländeneigungsklassen im Untersuchungsgebiet, B: prozentueller Anteil an Neigungsklassen entlang des Eckbaches, C: mittlerer Abstand der Zonen zum Mittelpunkt des Laichgebietes bzw. zum nächsten potenziellen Laichgewässer.

Abbildung 12 A zeigt die prozentuelle Verteilung der Geländeneigungsklassen,

zusammengefasst in flach ($<20^\circ$), mittel (20° - 40°) und steil ($>40^\circ$). Der Electivity Index zeigte einen positiven Zusammenhang zwischen der Wanderintensität der Springfrösche und dem Anteil an flachem Gelände in den fünf Zonen. Vor allem der geringe Anteil an Flachbereichen in Zone 1 scheint sich negativ auf die Wanderung auszuwirken.

In den Zonen 2 bis 5 nimmt der Flächenanteil der ebenen Bereiche zu. Die Wanderungsintensität der Springfrösche nahm von Zone 2 zu Zone 3 etwas ab, die Wanderdichte blieb dennoch auf einem hohen Niveau. Mit den mittleren und starken Steigungen verhält es sich genau umgekehrt. Diese nahmen im Verlauf des Untersuchungsgebietes nach Nordwesten hin immer weiter ab. Zwischen der topografischen Beschaffenheit des Bachufers und der Wanderung der Springfrösche ließ sich kein Zusammenhang nachweisen (Abb. 12 B). Zwar steigt der Anteil der flachen Bereiche von Zone 1 bis Zone 5 immer weiter an (bzw. steilere Bereiche nehmen ab), doch die Wanderintensität der Springfrösche veränderte sich nicht im gleichen Maße wie die Geländemorphologie.

In Abbildung 12 C wird noch einmal verdeutlicht, dass die stärkste Wanderung der Frösche in Zone 2 registriert wurde, wo sich ein nahes Laichgewässer befindet (vgl. Kap. 4.3). Es besteht eine signifikante, negative Korrelation zwischen der Abundanz der Springfrösche am Fangzaun und der Entfernung des nächsten Laichgewässers. Laut Electivity Index von JACOBS werden jene Zaunabschnitte gemieden, bei denen das nächstgelegene Gewässer weiter entfernt liegt. Bei der Distanz der bevorzugten Zaunabschnitte vom Mittelpunkt des Hauptlaichgebietes ist dieselbe Tendenz festzustellen.

4.5.2 Grasfrosch

Grasfrösche werden von der Neigung des umliegenden Geländes nicht oder nur wenig beeinflusst. Die Wanderintensität der Grasfrösche steigt wie bei den Springfröschen von Zone 1 auf Zone 2 deutlich an, die Wanderdichte geht bei den nordwestlichen Zonen jedoch wieder stark zurück, obwohl dort flaches Gelände dominiert (Abb. 13 A). Dies lässt darauf schließen, dass ebene Flächen gegenüber Steilflächen von den Grasfröschen nicht bevorzugt werden.

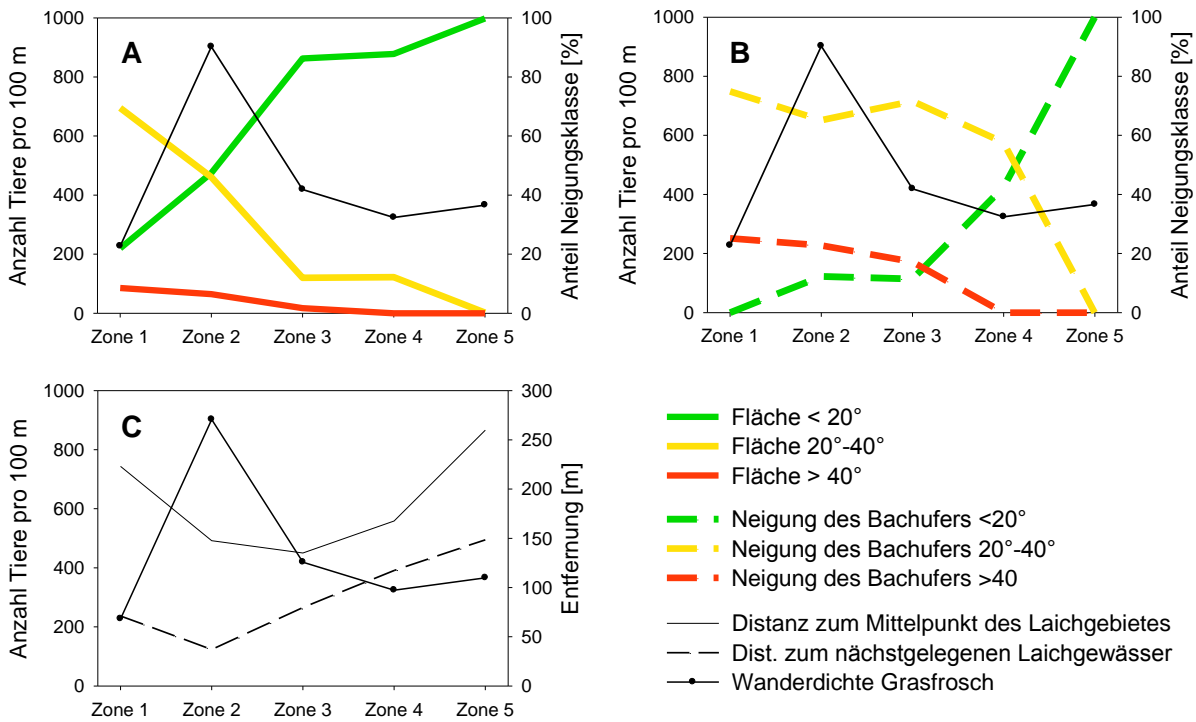


Abbildung 13: Geländebeschaffenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Grasfrösche. A: prozentueller Flächenanteil an Geländeneigungsklassen im Untersuchungsgebiet, B: prozentueller Anteil an Neigungsklassen entlang des Eckbaches, C: mittlerer Abstand der Zonen zum Mittelpunkt des Laichgebietes bzw. zum nächsten potentiellen Laichgewässer.

Ähnliches gilt bei der Gegenüberstellung der Wanderdichten mit der Uferbeschaffenheit des Eckbaches (Abb. 13 B). Trotz prozentueller Zunahme der Flachufer und Abnahme der Steilufer ist die Abundanz der Grasfrösche in den Zonen 3, 4, und 5 verhältnismäßig gering. Eine Korrelation zwischen der Uferbeschaffenheit und der Wanderung der Grasfrösche ist nicht zu erkennen.

Die Entfernung der Laichgewässer hat dagegen einen starken Einfluss auf die Abundanz der Grasfrösche am Fangzaun (Abb. 13 C). Zone 2, die in unmittelbarer Nähe zu einem hoch frequentierten Laichgewässer liegt, weist auch die höchste Zahl an gefangenen Tieren auf. In den Zonen 4 und 5, von denen das nächste Laichgewässer relativ weit entfernt ist, wurden im Vergleich die wenigsten Grasfrösche gezählt. Dieser indirekte Zusammenhang zwischen Entfernung und Wanderdichten ist laut Jacobs Electivity Index bei der Distanz zum Mittelpunkt des Laichgebietes sogar noch deutlicher ausgeprägt.

4.5.3 Erdkröte

Der Dichteanstieg der wandernden Erdkröten von Zone 1 bis Zone 4 korreliert stark mit dem

zunehmenden Anteil an flachem Gelände entlang des Untersuchungsgebiets (Abb. 14 A). Der Electivity Index zeigt an, dass die Erdkröten flaches Gelände bevorzugen und mittlere bis starke Hangneigungen meiden. Je flacher das Gelände ist, desto mehr Erdkröten werden am Fangzaun angetroffen.

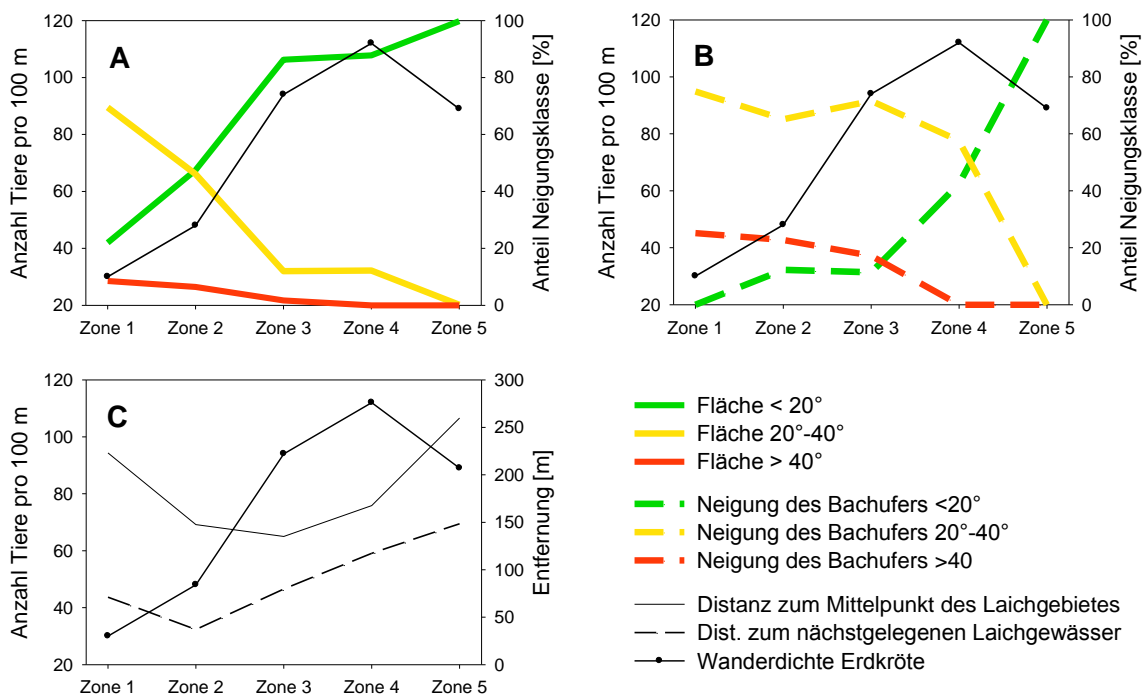


Abbildung 14: Geländebeschaefenheit im Untersuchungsgebiet und Anzahl der gewanderten Erdkröten. A: prozentueller Flächenanteil an Geländeneigungsklassen im Untersuchungsgebiet, B: prozentueller Anteil an Neigungsklassen entlang des Eckbaches, C: mittlerer Abstand der Zonen zum Mittelpunkt des Laichgebietes bzw. zum nächsten potenziellen Laichgewässer.

Der Zusammenhang zwischen der Beschaffenheit des Bachufers und der Anzahl an Erdkröten (Abb. 14 B) ist nicht so deutlich ausgeprägt. Im Vergleich zu den Flächenanteilen der Neigungsklassen werden hier mittlere Hangneigungen (20° - 40°) eher toleriert. Dennoch gilt: Je weniger Steilufer vorhanden ist, desto mehr Erdkröten wurden in der entsprechenden Zone am Amphibienschutzzaun gefunden.

Anders als bei den Spring- und den Grasfröschen wanderten die meisten Erdkröten nicht an der Stelle mit der kleinsten Distanz zu den Laichgewässern (Abb. 14 C). Es besteht bei dieser Art kein erkennbarer Zusammenhang zwischen der Wanderdichte und der Entfernung zum nächsten Gewässer bzw. zum Mittelpunkt des Laichgebietes.

4.6 Wanderungsdynamik

Im folgenden Kapitel wird der zeitliche Verlauf der Wanderintensitäten und der Zusammenhang mit den herrschenden Temperaturen und den Tagesniederschlägen genauer behandelt. Als Temperatur wurde stets das Tagesminimum angegeben. Dieses herrschte vor allem nachts zur Hauptaktivitätszeit der Amphibien. Die mittlere Tagestemperatur lag durchschnittlich 5° über der Minimaltemperatur.

4.6.1 Bergmolch – *Ichthyosaura alpestris*

Im Zeitraum vom 27.2.2008 bis 6.5.2008 wurden an der Exelbergstraße insgesamt 42 Bergmolche gezählt. Davon wanderten 39 Tiere zu Beginn der Laichsaison von Norden nach Süden in das Hauptlaichgebiet ein, während nur drei Tiere am Rückwanderungszaun registriert wurden. Der Hauptteil der Hinwanderung erfolgte in zwei Etappen. Die erste begann am 29. Februar und dauerte vier Tage (Abb. 15). Zu dieser Zeit waren die Temperaturminima mehrere Tage lang nicht unter den Gefrierpunkt gesunken. Die zweite Etappe begann trotz anfangs vorherrschender Minusgrade am 8. März und endete am 15. März. In diesen beiden Zeiträumen wanderten jeweils 17 Tiere. Die geringe Zahl an Rückwanderern lässt sich dadurch erklären, dass Molche ihr Laichgebiet erst im Laufe des Sommers verlassen. Der Großteil der Rückwanderer konnte nicht erfasst werden, da der Fangzaun bereits Anfang Mai abgebaut wurde.

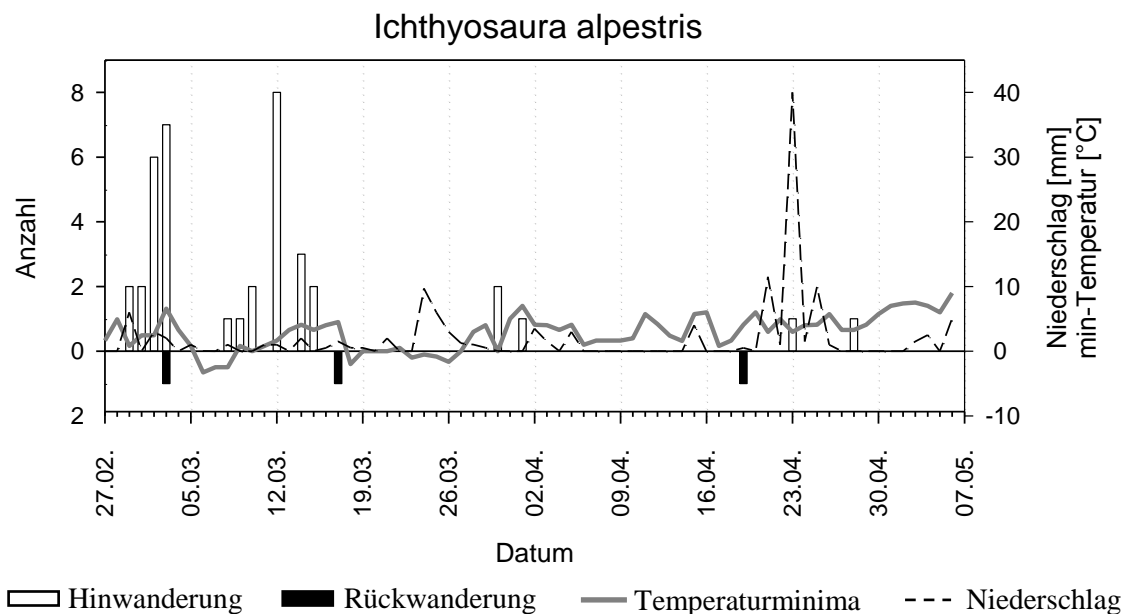


Abbildung 15: Wanderaktivität des Bergmolchs (*Ichthyosaura alpestris*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.6.2 Teichmolch – *Lissotriton vulgaris*

Im Jahr 2008 wurden an der Exelbergstraße 14 Teichmolche angetroffen. Davon wanderten 13 in Richtung des Laichgebietes und nur einer von dort weg. Sieht man von den wenigen Nachzüglern Mitte März ab, war die Hinwanderung bereits am 2. März abgeschlossen (Abb. 16). Wie auch bei den Bergmolchen, ist davon auszugehen, dass die meisten Tiere bis in den Sommer hinein im Laichgebiet verweilen. Es lässt sich jedoch nicht ausschließen, dass ein Teil der Molche den Zaun unbemerkt überwunden hat oder bereits vor dem Untersuchungszeitraum gewandert ist.

Aufgrund der geringen Anzahl an Teichmolchen an der Exelbergstraße lässt sich kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Wanderaktivität und der vorherrschenden Witterung nachweisen.

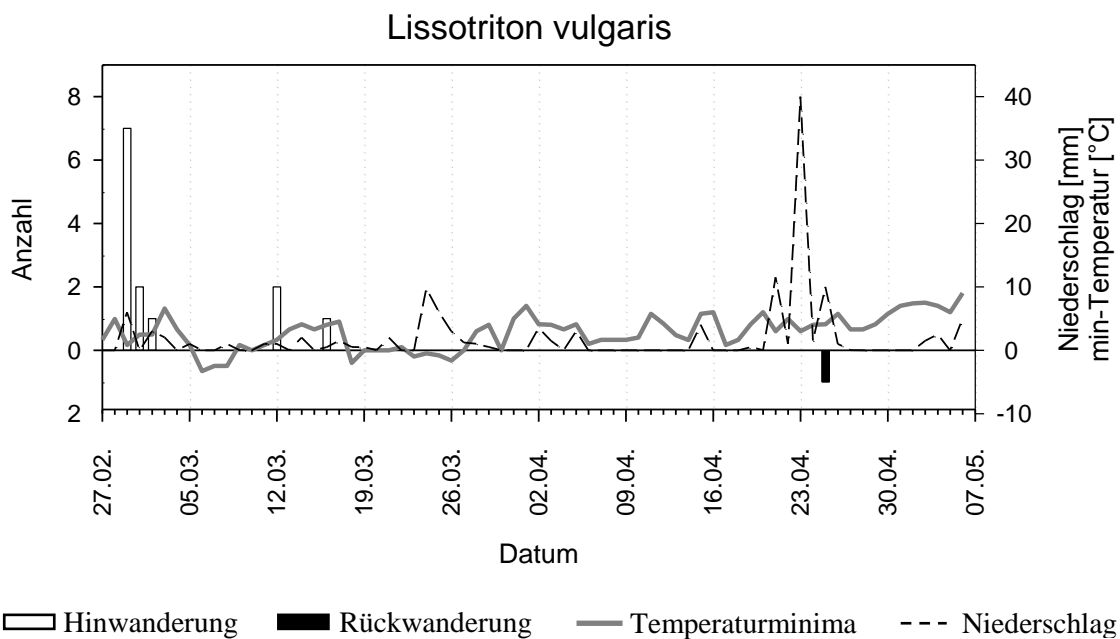


Abbildung 16: Wanderaktivität des Teichmolchs (*Lissotriton vulgaris*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.6.3 Alpenkammolch – *Triturus carnifex*

Die 16 registrierten Kammolche wurden alle am Hinwanderungszaun gesichtet. Sechs davon waren zwischen 29. Februar und 3. März 2008 unterwegs zu ihren Laichgewässern, weitere sechs zwischen 12. und 15. März (Abb. 17). Im Laufe des Aprils folgten einige wenige Tiere nach. Wie bei den Berg- und Teichmolchen begann die Wanderung der Alpenkammolche am 29. Februar mit dem ersten intensiven Regen in diesem Frühjahr. Es fällt auf, dass die Kammolche nie in hohen Dichten wanderten. Im Untersuchungsgebiet waren nie mehr als zwei Tiere pro Nacht unterwegs. Es ließ sich für die Wanderaktivität keine klare Mindesttemperatur feststellen. Da die Tiere teilweise in Nächten wanderten, wo kein oder nur wenig Niederschlag fiel, ist anzunehmen, dass die Kammolche bei der Frühjahrswanderung auch bei Trockenheit wandern.

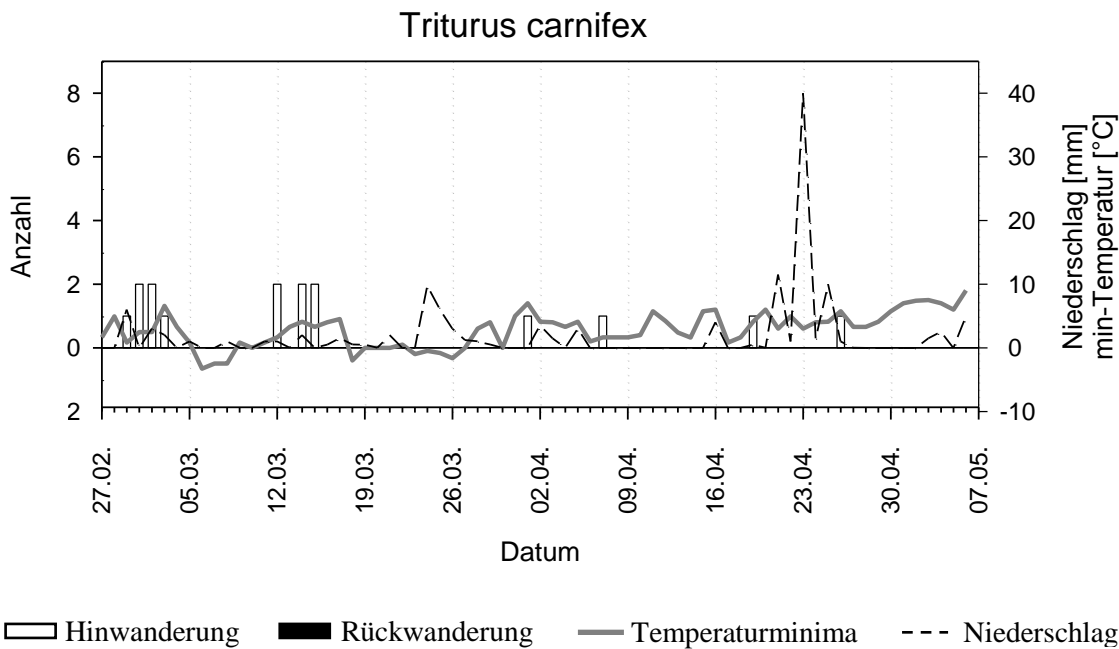


Abbildung 17: Wanderaktivität des Alpenkammolchs (*Triturus carnifex*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.6.4 Erdkröte – *Bufo bufo*

Im Untersuchungszeitraum wurden an der Exelbergstraße 1070 Erdkröten registriert. Davon wanderten 495 Tiere zu Beginn der Laichsaison in das Hauptlaichgebiet ein, bei der Rückwanderung wurden 575 Tiere gezählt. Die Wanderung der Erdkröten zu den Laichgewässern begann am 29. Februar (Abb. 18). Regenereignisse förderten die Wanderung der Erdkröten, waren aber nicht obligat. Die erste Wanderungswelle begann am 1. März und dauerte vier Tage lang bis zum nächsten Kälteeinbruch. In diesem Zeitraum wanderten 212 Erdkröten zum Schutzzaun. Nach knapp einer Woche setzte der zweite Wanderschub mit 179 Tieren ein, der etwa 8 Tage dauerte. Auch hier zeigten die Erdkröten nach einem Regenereignis die größte Wanderaktivität. Mit dem Eintreffen der letzten Nachzügler zwischen 27. März und 2. April war die Hinwanderung der Erdkröten weitgehend abgeschlossen. Die Rückwanderung setzte Ende März nur allmählich ein. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraums wanderte der Großteil der Tiere innerhalb von nur zwei Nächten (am 15. April und am 21. April) aus dem Laichgebiet aus. In diesen beiden Nächten gab es starke Regengüsse, die jeweils eine mehrtägige Trockenperiode beendeten.

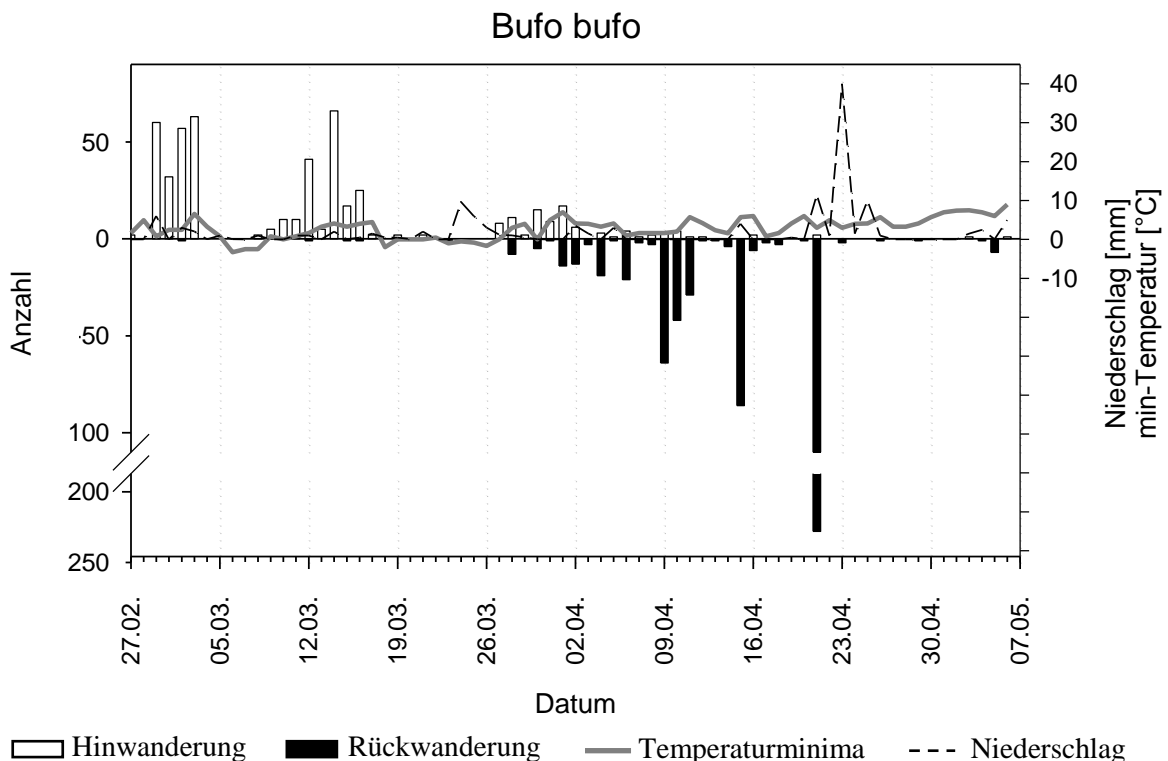


Abbildung 18: Wanderaktivität der Erdkröte (*Bufo bufo*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.6.5 Grasfrosch – *Rana temporaria*

Vom 27. Februar bis zum 7. Mai 2008 wurden 4184 Grasfrösche über die Exelbergstraße getragen, wovon 2822 auf die Hinwanderung und 1362 auf die Rückwanderung zu den Sommerquartieren entfielen. Wie bei den Erdkröten erfolgte die Hinwanderung in drei Etappen. Die erste dauerte von 29. Februar bis 3. März, die zweite von 11. März bis 16. März und die dritte von 27. März bis 2. April (Abb. 19).

Bei der dritten Wanderwelle zeigten die Grasfrösche mit 1028 anwandernden Tieren die höchste Aktivität. Am 28. März entfernten sich die ersten Grasfrösche aus dem Laichgebiet. Die Rückwanderung erfolgte meist in intensiven Schüben und war stärker vom Niederschlag abhängig als die der Erdkröten. Die meisten Tiere wanderten bei Regen, nach einer längeren Trockenperiode. Die beiden Nächte mit der intensivsten Wanderung deckten sich mit den Wandermaxima der Erdkröten. Innerhalb dieser beiden Nächte wanderten 973 Grasfrösche (71,4% der Rückwanderer). Vom 22. April bis zum Ende der Untersuchung am 6. Mai wurden bei Regen immer wieder Grasfrösche am Fangzaun vorgefunden. War es trocken, zeigten sie kaum Wanderaktivität.

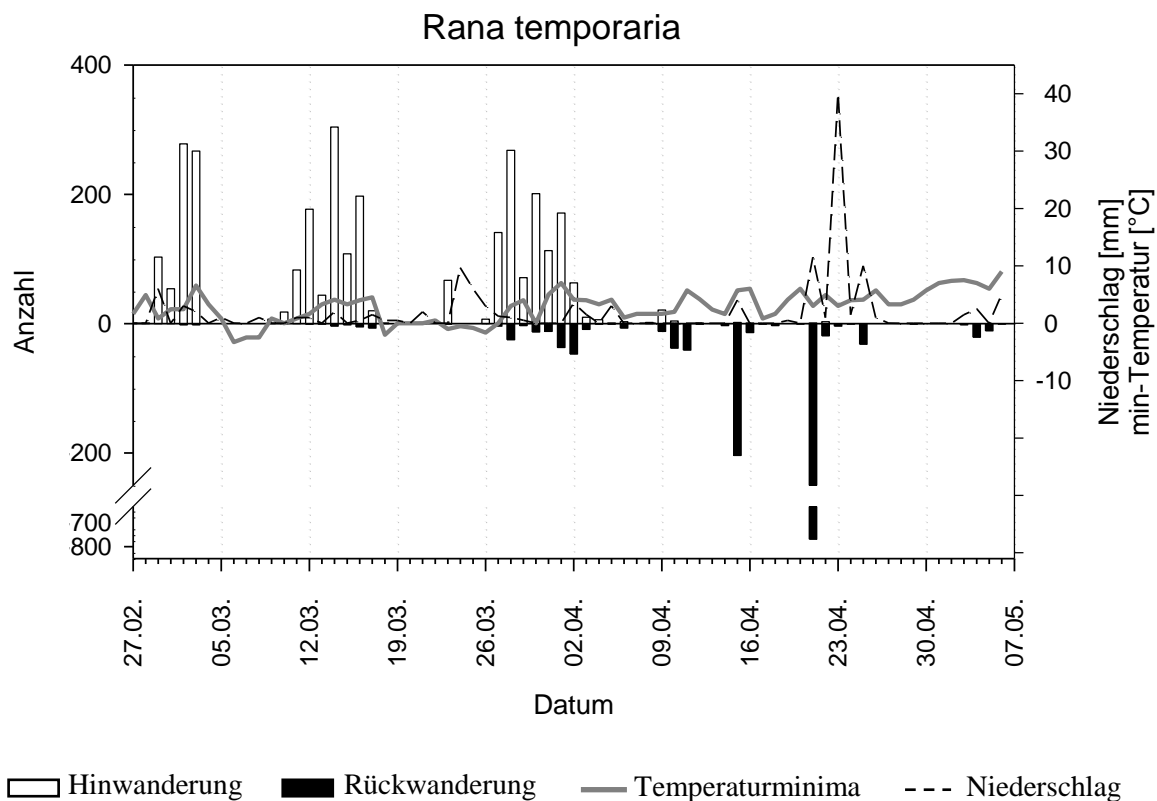


Abbildung 19: Wanderaktivität des Grasfrosches (*Rana temporaria*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.6.6 Springfrosch – *Rana dalmatina*

Im Jahr 2008 wurden 304 Springfrösche bei der Hinwanderung gezählt und 199 bei der Rückwanderung. Das ergab eine Gesamtzahl von 503 Springfrosch-Registrierungen. Wie bei den anderen Anuren begann die erste beobachtete Wanderungswelle am 29.2.2008. Innerhalb der ersten vier Tage wanderten 148 Springfrösche (Abb. 20). Das waren 48,7% der dokumentierten Hinwanderer in diesem Jahr. Es gab zwei weitere Wanderungsmaxima am 12. März und am 14. März mit 33 bzw. 44 Tieren. Ansonsten wurden bei der Hinwanderung nur ein Mal mehr als zehn Tiere pro Tag gezählt. Die Rückwanderungsdynamik der Springfrösche ähnelte jener der Grasfrösche, jedoch mit entsprechend geringeren Individuenzahlen. Sie setzte in der letzten Märzwoche zaghaft ein und wies ebenfalls die bei den Grasfröschen und Erdkröten erwähnten Spitzen auf. In den beiden Nächten am 15. April und am 21. April wurden zusammen 137 Springfrösche über die Straße getragen, also 68,8% der Rückwanderer.

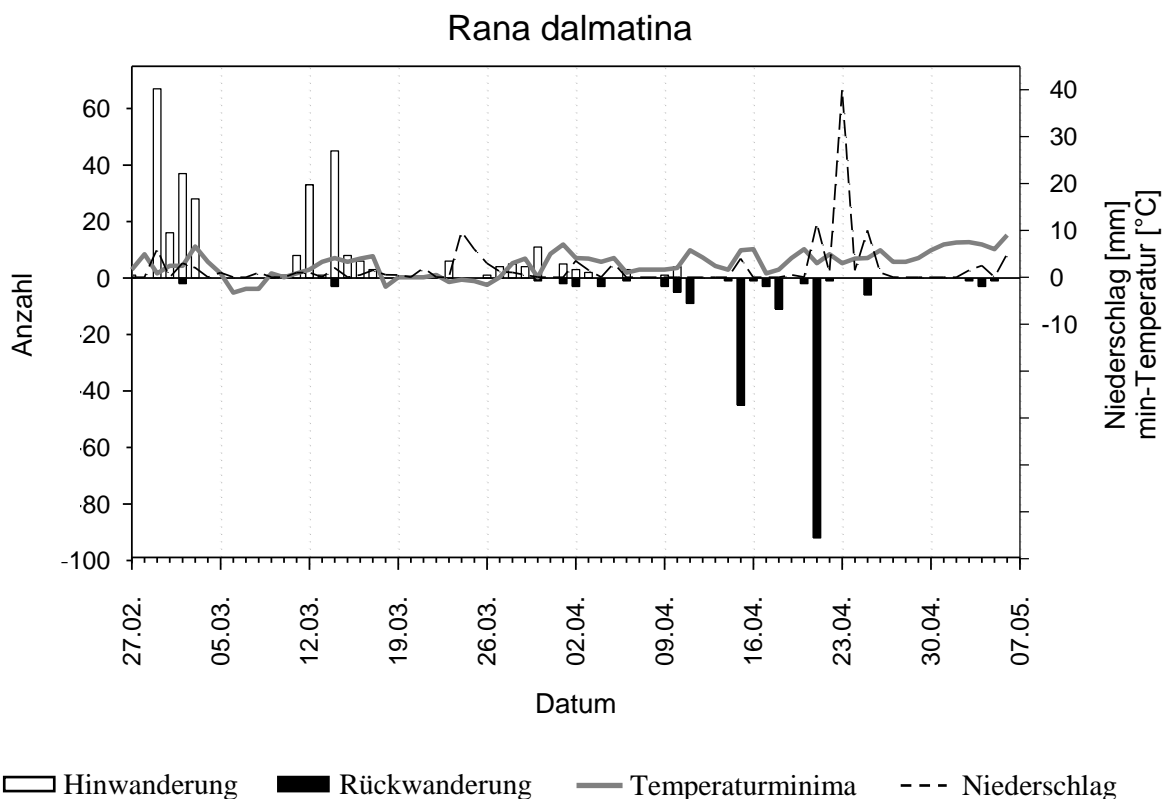


Abbildung 20: Wanderaktivität des Springfrosches (*Rana dalmatina*) an der Exelbergstraße im Zeitraum 27.2.2008 bis 6.5.2008.

4.7 Fotografische Wiedererkennung bei *Rana temporaria*

Unter den 1374 fotografierten Grasfröschen konnten die Bilder von 48 Männchen und 35 Weibchen anhand ihrer individuellen Pigmentmuster an Rücken und Beinen einander eindeutig zugeordnet werden. In Abbildung 21 sind Beispiele für erfolgreiche Wiederfunde aufgezeigt. Auf der linken Seite sind die Tiere zu sehen, die zum ersten Mal am Hinwanderungszaun fotografiert worden waren. Rechts sind dieselben Individuen abgebildet, die mehrere Wochen später am Rückwanderungszaun registriert wurden. Bei den oberen drei Bildpaaren handelt es sich um weibliche Grasfrösche. Bei der Wanderung zum Laichplatz sind diese mit Eiern gefüllt, was sie dicker erscheinen lässt. Nach dem Abbläuen sind die Bäuche deutlich eingefallen und die Beckenknochen ragen deutlich hervor. Männchen wurden bei der Hinwanderung häufig bereits im Amplexus mit einem Weibchen vorgefunden (Abb. 21 unten). Bei der Rückwanderung wanderten die Männchen stets alleine zur Exelbergstraße.

Am rechten Rand der Fotos wurde jeweils die Bild-Kodierung eingefügt. Mithilfe dieser Kodierung wurden das An- und Abwanderungsdatum und die Nummern der Fundkübel verglichen und damit die Aufenthaltszeiten der Tiere im Laichgebiet und der räumliche Abstand der Fundpunkte ermittelt.

Funde, die zeitlich weniger als vier Tage auseinander lagen, wurden nicht in die anschließenden Auswertungen miteinbezogen. In solchen Fällen war die Wahrscheinlichkeit sehr groß, dass die Tiere beim Transport über die Straße verwirrt waren und nach einer kurzen Ruhephase zum Zaun zurückkehrten, anstatt zum Laichplatz weiterzuwandern.

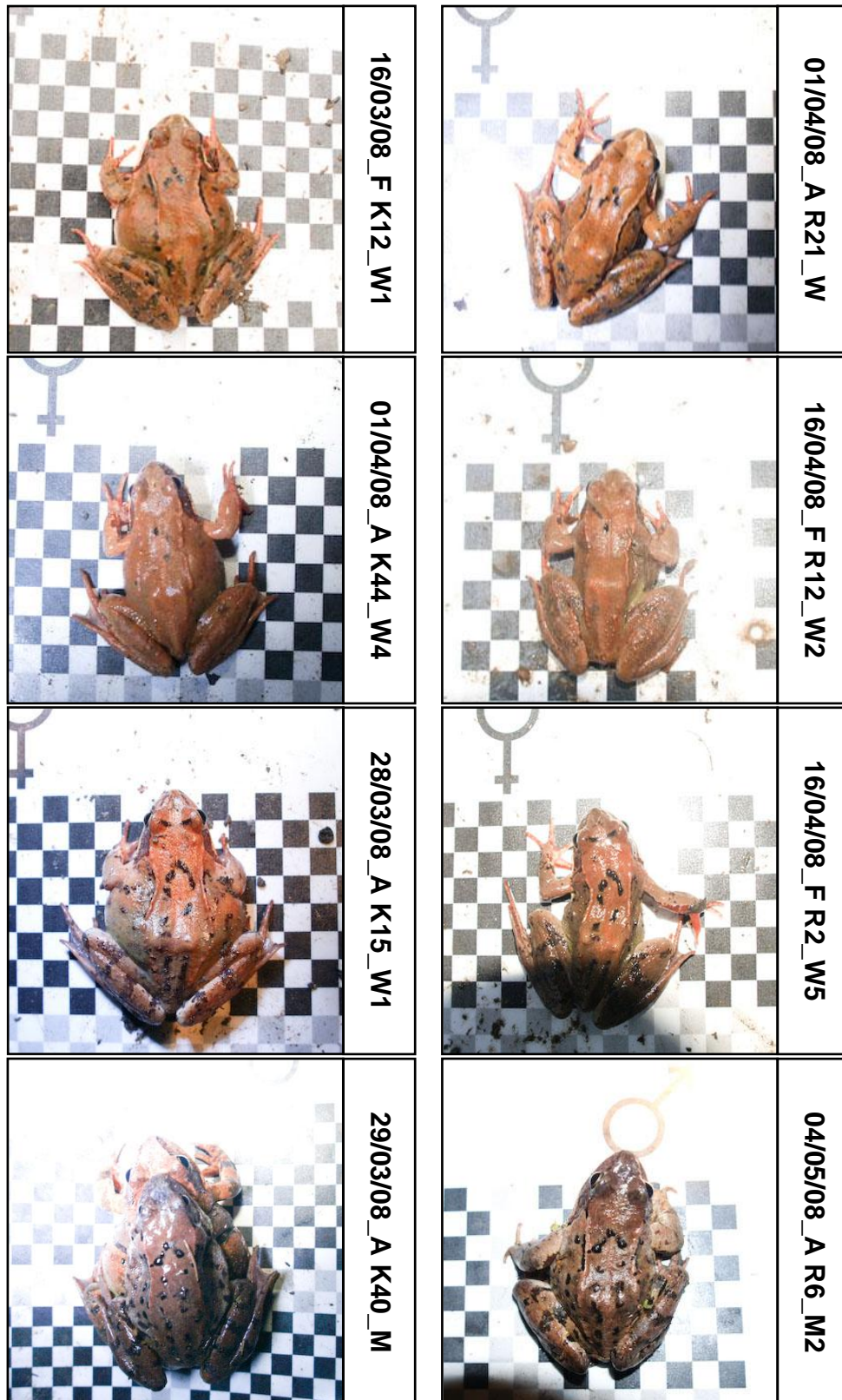


Abbildung 21: Beispielfotos für Fund-Wiederfund-Situationen. Anhand der individuellen Pigmentmuster an Rücken und Beinen der Grasfrösche wurden die einzelnen Tiere wiedererkannt. Bei einem Wiederfund konnte durch die Foto-Codierung (jeweils am rechten Bildrand) festgestellt werden, wie groß der räumliche Abstand zwischen den beiden Fundereignissen war und wie lange sich das Tier im Laichgebiet aufgehalten hatte. Fotos: Stockinger

4.7.1 Aufenthaltsdauer im Laichgebiet

Abbildung 22 zeigt die Aufenthaltszeiten der Grasfrosch-Weibchen im Laichgebiet. Jeder schwarze Balken steht für ein wiedererkanntes Tier. Die Balkenränder zeigen an, wann das jeweilige Individuum am Hin- bzw. Rückwanderungszaun fotografiert worden war.

Die meisten Weibchen blieben zwischen 14 und 21 Tagen im Laichgebiet. Verweilzeiten von über fünf Wochen waren aber ebenfalls möglich. Insgesamt ergab sich bei den Grasfroschweibchen eine durchschnittliche Aufenthaltsdauer von 23,1 Tagen (S.E. = 2,2; n = 32). Die Abwanderung der meisten Weibchen erfolgte praktisch zeitgleich innerhalb weniger Tage zwischen dem 14. April und dem 16. April 2008. Dieser Abwanderungszeitpunkt war weitgehend unabhängig davon, ob die Tiere sehr früh (29. Februar bis 18. März) oder später (28. März bis 1. April) ins Gebiet eingewandert sind.

Die Hauptwanderperioden der Grasfrösche sind in Abbildung 22 grau unterlegt (vgl. Kapitel 4.4.5). Es fällt auf, dass von den wiedergefundenen Weibchen nur wenige außerhalb dieser Zeiträume zum Zaun wanderten. Im zeitigen Frühjahr, von 27. Februar bis 2. April, war Frostfreiheit der wichtigste Faktor für Wanderspitzten zu den Laichgewässern. Zur Rückwanderungszeit waren die Tagestemperaturen deutlich höher und sanken niemals unter den Gefrierpunkt. Hier waren starke Regengüsse nach längeren Trockenperioden am 15. April und am 21. April der auslösende Faktor für das Verlassen des Laichgebiets. Am 15. April war eine massenhafte Abwanderung der Grasfroschweibchen zu beobachten (Abb. 22). Die Rückwanderungswelle am 21. April ist in der Abbildung nicht zu sehen. In dieser Nacht konnten die Tiere aufgrund des starken Regens aus technischen Gründen nicht fotografisch erfasst werden, daher gibt es keine Wiederfunde zu diesem Datum. Die Hauptwanderperioden mit besonders günstiger Witterung sind in den Abbildungen 22 und 24 grau unterlegt.

In Abbildung 23 ist der Anwanderzeitpunkt der Grasfroschweibchen gegen die Verweildauer im Laichgebiet aufgetragen: Der Kruskal-Wallis-Test zeigte, dass früh anwandernde Weibchen durchschnittlich länger im Laichgebiet blieben als jene, die erst relativ spät eingewandert sind ($p = 0,001$).

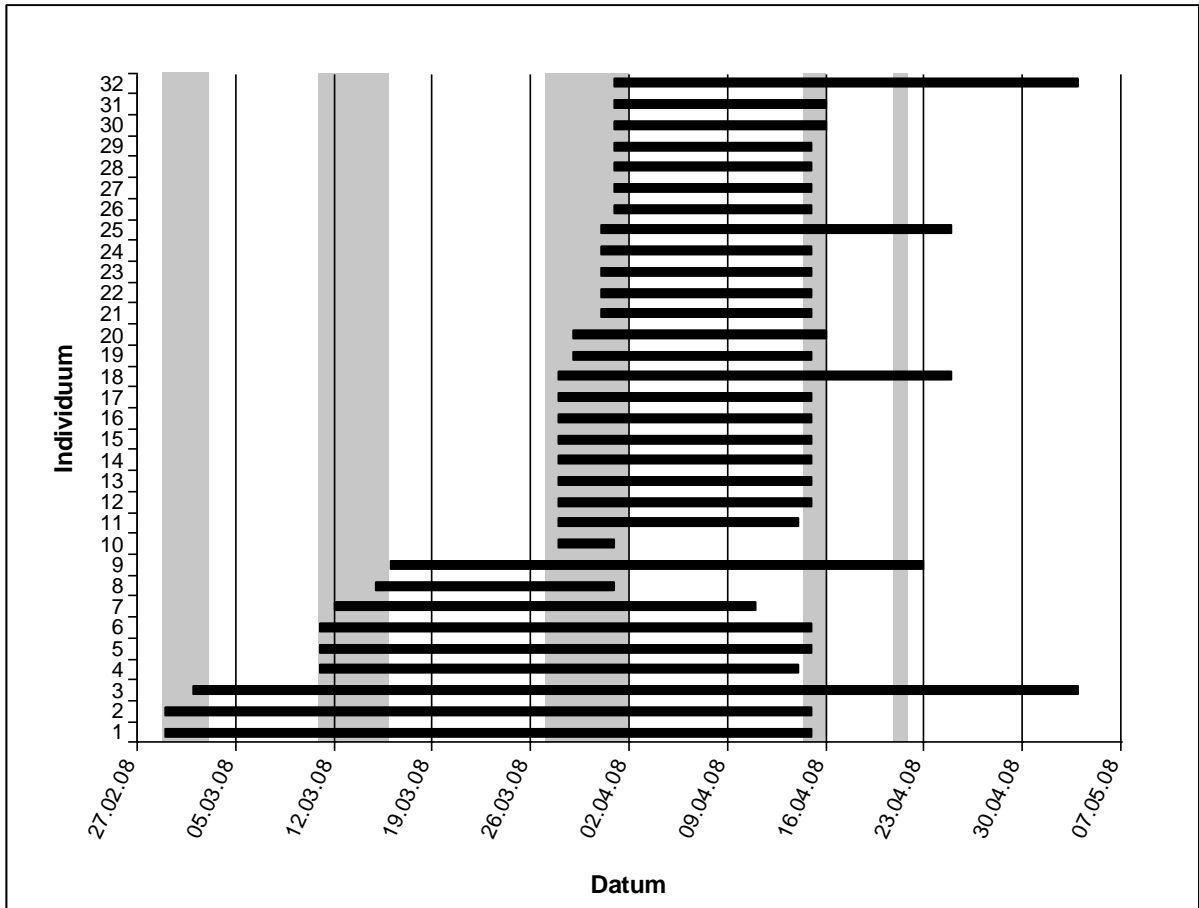


Abbildung 22: An- und Abwanderungszeiten der Grasfrosch-Weibchen im Laichgebiet. Der Beginn eines Balkens markiert das Funddatum am Hinwanderungszaun. Das rechte Ende des Balkens zeigt das Funddatum am Rückwanderungszaun. Die Hauptwanderperioden sind grau unterlegt.

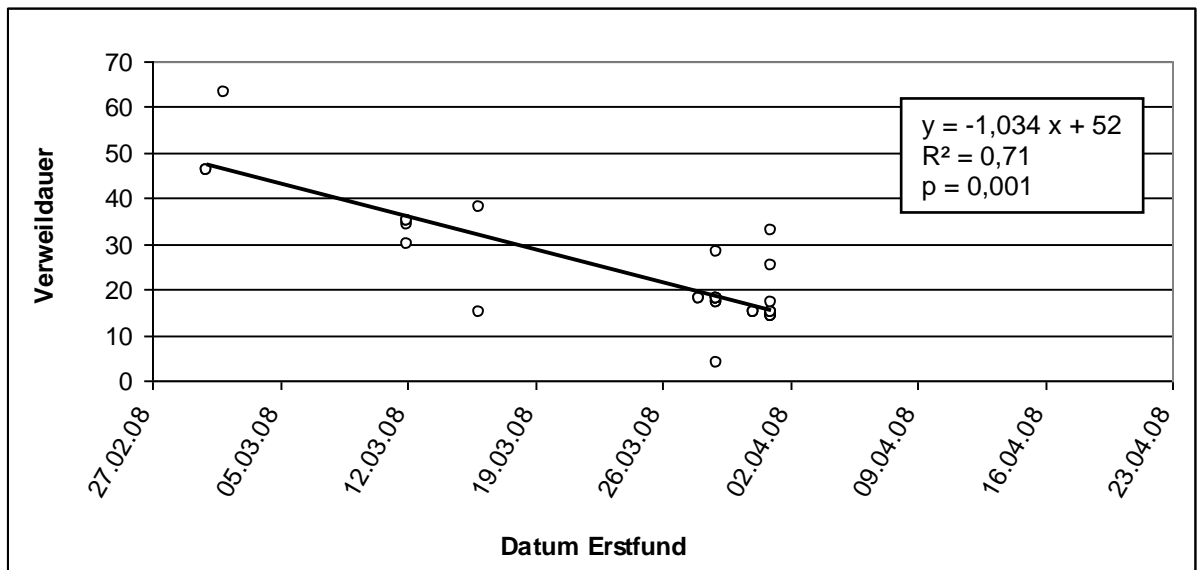


Abbildung 23: Aufenthaltsdauer der weiblichen Grasfrösche im Laichgebiet (n = 32).

Die Aufenthaltszeiten der männlichen Grasfrösche im Laichgebiet werden in Abbildung 24 gezeigt. Vergleicht man beide Geschlechter miteinander, fällt auf, dass die wiedergefundenen Männchen deutlich unregelmäßiger an- und abwanderten als die Weibchen (vgl. Abb. 22). Die Verweildauer der Männchen im Gebiet streute stark zwischen wenigen Tagen und acht Wochen. Im Durchschnitt blieben sie 27,4 Tage im Laichgebiet (S.E. = 2,5; n = 34). Der Unterschied in den durchschnittlichen Aufenthaltsdauern zwischen Männchen und Weibchen wurde mithilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests verglichen. Der Test ergab, dass sich die Aufenthaltszeiten nicht signifikant unterschieden ($p = 0,23$).

Im Zeitraum vom 27. Februar bis zum 26. März 2008 wurden deutlich mehr männliche Grasfrösche gefangen als weibliche. Die meisten Männchen begannen die Wanderung zu den Laichplätzen also vor den Weibchen. Die Gegenüberstellung der Anwanderzeitpunkte zwischen Männchen und Weibchen mittels Chi²-Test ergab einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Geschlechtern ($p = 0,042$). In der Hauptanwanderzeit der Weibchen von 26. März bis 9. April 2008 kehrte sich das Geschlechterverhältnis der neu anwandernden Grasfrösche um.

Die Hinwanderung der Männchen erfolgte weitgehend während der Hauptwanderperioden. Bei der Rückwanderung hingegen ist kein zeitlicher Zusammenhang zwischen den abwandernden Tieren zu erkennen, wie das bei den Weibchen der Fall ist.

Wie die Weibchen blieben auch früh wandernde Männchen länger im Laichgebiet als die Nachzügler ($p = 0,006$) (Abb. 25). Die Aufenthaltsdauer der Männchen ($R^2 = 0,4634$) streut jedoch deutlich stärker als die der Weibchen ($R^2 = 0,7117$).

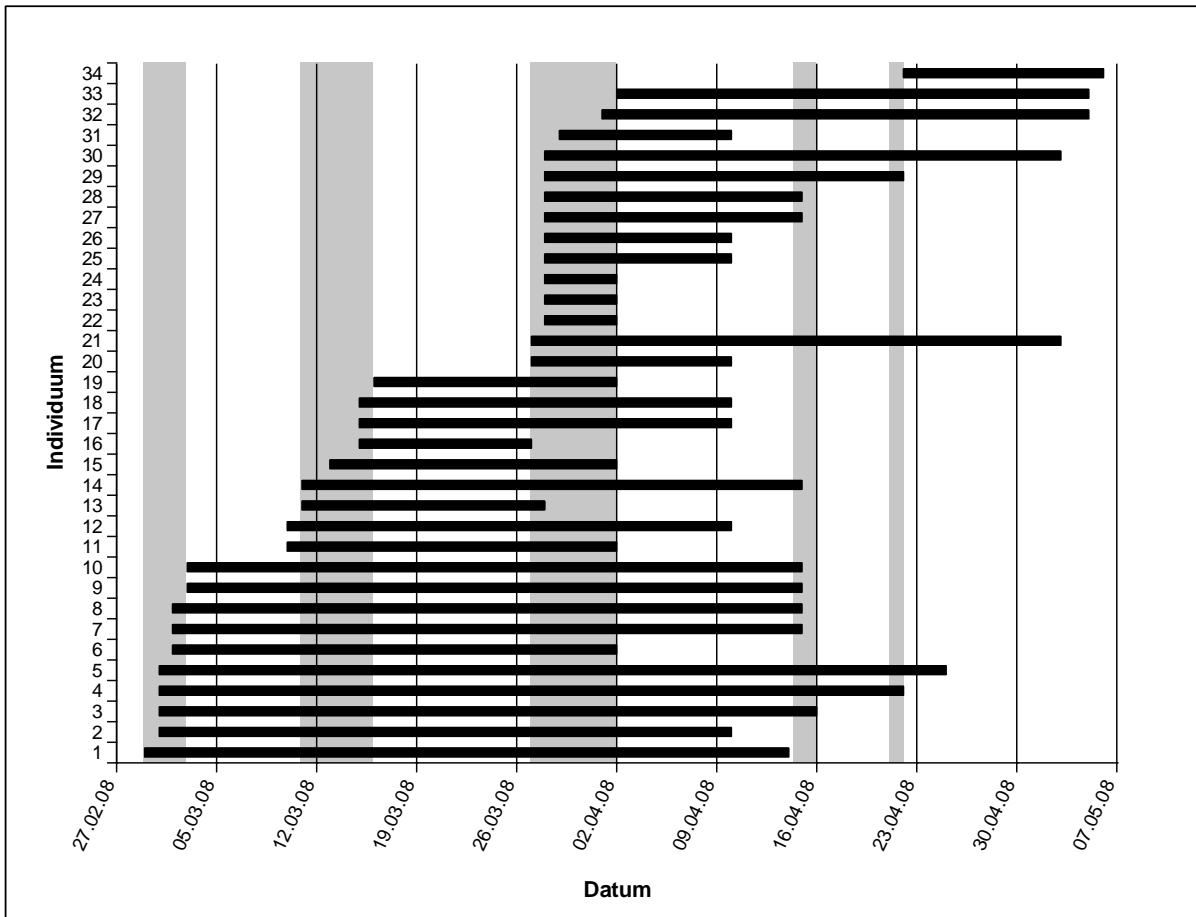


Abbildung 24: An- und Abwanderungszeiten der Grasfrosch-Männchen im Laichgebiet. Der Beginn eines Balkens markiert das Funddatum am Hinwanderungszaun. Das rechte Ende des Balkens zeigt das Funddatum am Rückwanderungszaun. Die Hauptwanderperioden sind grau unterlegt.

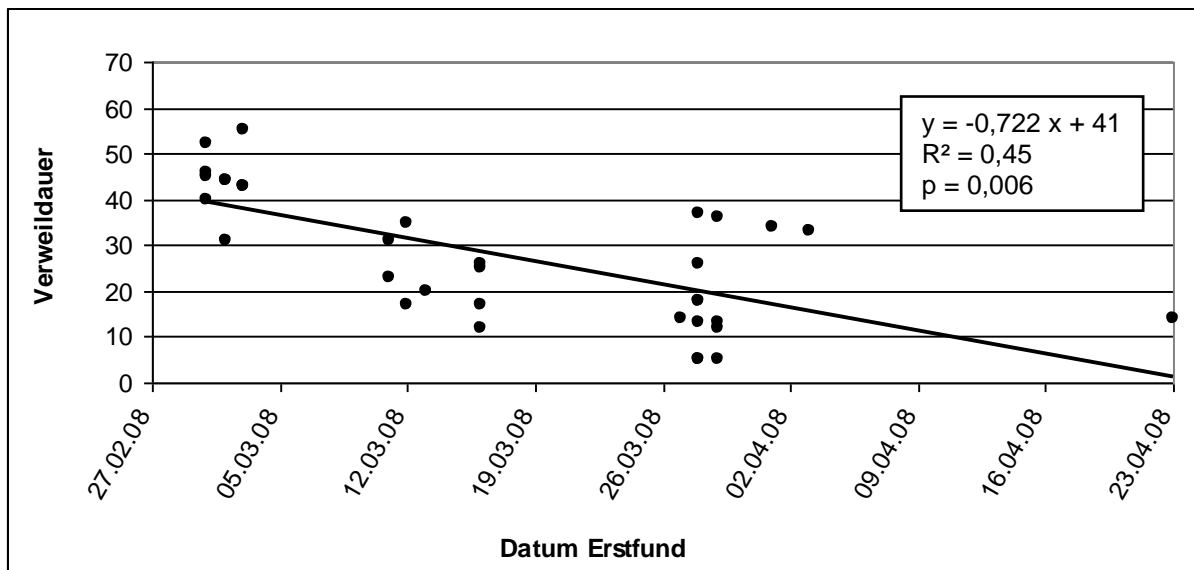


Abbildung 25: Aufenthaltsdauer der männlichen Grasfrösche im Laichgebiet (n = 34).

4.7.2 Räumliche Verteilung der wiedergefundenen Grasfrösche

Die Grasfrösche wurden erstmals auf ihrem Weg zu den Laichgewässern am Hinwanderungszaun registriert. Die Wanderrichtung erfolgte zu dieser Zeit von N-O nach S-W. Nach Abschluss des Fortpflanzungsgeschehens entfernten sich die Frösche wieder aus dem Laichgebiet. Jene Tiere, die in nordöstliche Richtung abwanderten und ein weiteres Mal versuchten, die Exelbergstraße zu überqueren, wurden am Rückwanderungszaun gefangen. Die mehrfach fotografierten und wiedergefundenen Frösche besitzen also stets zwei Fundpunkte –einen am Hinwanderungszaun und einen am Rückwanderungszaun. Die lineare Entfernung dieser beiden Punkte wurde als Maß für die Wanderaktivität im Gebiet herangezogen.

In Abbildung 26 sind die Fund- und Wiederfund-Positionen der weiblichen Grasfrösche mit roten Linien verbunden. Es stellte sich heraus, dass der jeweilige Abstand der beiden Fundpunkte zwischen den Individuen stark variiert. Die Frösche wanderten in unterschiedliche Richtungen ab – nur selten genau in die Richtung, aus der sie gekommen waren. Die Abstände zwischen dem Ort des Erstfundes und des Wiederfundes betrugen bei den Weibchen 18,8 m bis 428,6 m. Der durchschnittliche Abstand der beiden jeweiligen Fundorte betrug 135,6 m (S.E. = 20,5; n = 32).

Die blauen Linien in Abbildung 27 verbinden die Fund- und Wiederfund-Positionen der männlichen Grasfrösche. Der maximale Abstand der Fundorte betrug bei den Männchen immerhin 418,5 m, der Minimalabstand eines Fund-Wiederfund-Paares betrug 14,5 m. Die mittlere Distanz der Fundorte betrug 92,8 m (S.E. = 16,2; n = 34).

Die Prüfung mittels K-S-Test ergab keinen signifikanten Unterschied bei Fundortabständen zwischen männlichen und weiblichen Grasfröschen ($p = 0,1$).

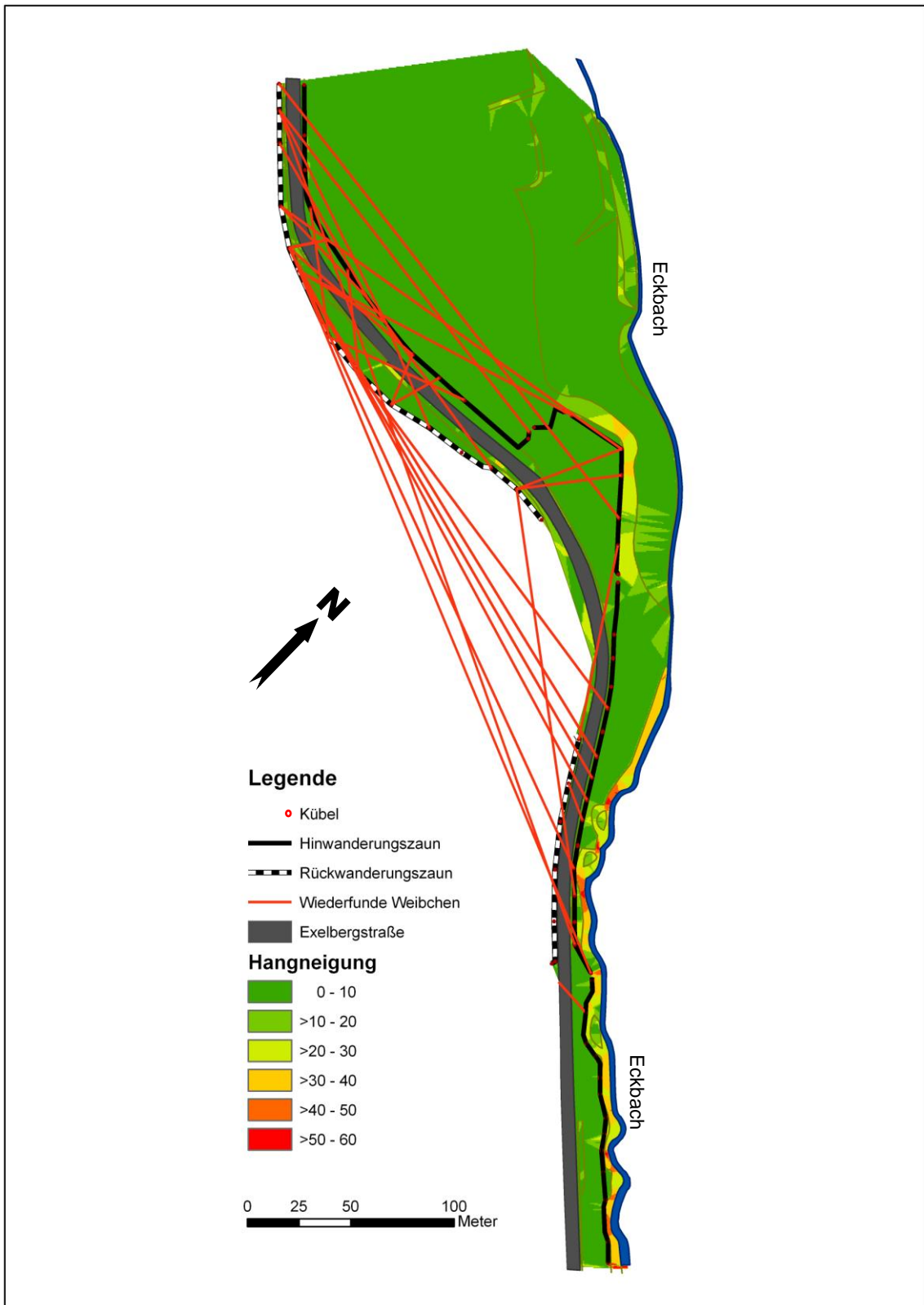


Abbildung 26: Fundorte der Grasfrosch-Weibchen. Die roten Linien verbinden die Fund- und Wiederfund-Positionen der weiblichen Grasfrösche.

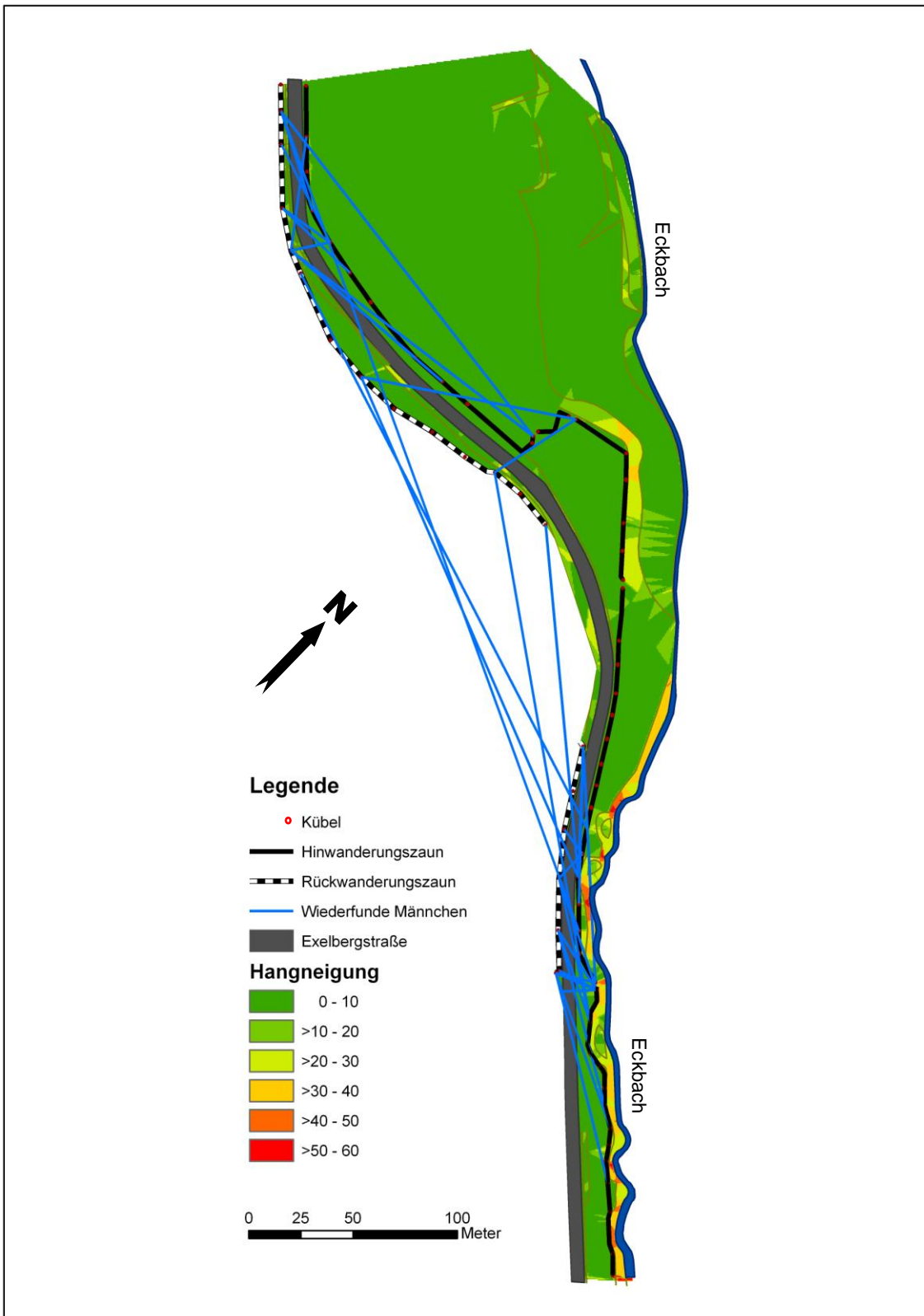


Abbildung 27: Fundorte der Grasfrosch-Männchen. Die blauen Linien verbinden die Fund- und Wiederfund-Positionen der männlichen Grasfrösche.

4.7.3 Fundorte und Aufenthaltszeiten im Hauptlaichgebiet

In den Abbildungen 28 und 29 wurden die Informationen über die Aufenthaltsdauer der Tiere mit dem Abstand der Fundkübel verbunden. Dabei wurde die Länge der Verbindungslinien zwischen den Fundorten gegen die Aufenthaltszeit im Laichgebiet aufgetragen. Jeder Punkt entspricht einem wiedergefundenen Individuum.

Die Abstände der Fundkübel bei den weiblichen Grasfröschen sind mit 19 m bis 429 m sehr variabel (Abb. 26, Abb. 28). Es lässt sich mit dem Wilcoxon-Test jedoch kein Zusammenhang zwischen den Aufenthaltszeiten im Laichgebiet und der Distanz der Fundkübel feststellen ($p = 0,979$). In Abbildung 28 fällt eine größere Anzahl von Weibchen auf, die zwischen 14 und 18 Tage im Laichgebiet verbracht haben. Innerhalb dieser Gruppe, die 63% der wiedergefundenen Weibchen umfasst, ist die gesamte Schwankungsbreite an Kübelabständen abgedeckt. Die Verteilung der Kübelabstände ergibt sich hier schon allein durch die große Anzahl an „Stichproben“ in diesem Zeitfenster. Eine Korrelation zwischen den Aufenthaltszeiten und den Kübelabständen gibt es aber nicht.

Nur wenige Grasfrosch-Männchen wurden über 100 m vom ersten Fundort entfernt am Zaun wieder gefangen. Wie bei den Weibchen zeigte der Wilcoxon-Test keinen Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeit im Gebiet und dem Abstand der Fundorte an ($p = 0,990$) (Abb. 29). Weibchen wanderten tendenziell weiter als die Männchen, obwohl sie weniger Zeit im Laichgebiet verbrachten. Mehr als zwei Drittel der Männchen wurden bei der Rückwanderung unter 100 m vom Ort des Erstfundes entfernt registriert. Innerhalb dieser Gruppe finden sich sowohl Tiere, die nur wenige Tage im Laichgebiet waren, als auch jene, die mehrere Wochen im Laichgebiet geblieben sind. Die Aufenthaltszeiten dieser Tiere sind recht gleichmäßig verteilt. Die größten Abstände zwischen den Fundkübeln der Männchen waren bei Tieren zu beobachten, die zwischen 13 und 46 Tagen im Laichgebiet geblieben sind. Zu dieser Gruppe gehören etwa 80% der wiedergefundenen Männchen. Durch die hohe Individuenzahl ist es statistisch recht wahrscheinlich, „Ausreißer“ vorzufinden, die sich weiter von ihrer Anwanderoute entfernt haben als der Durchschnitt.

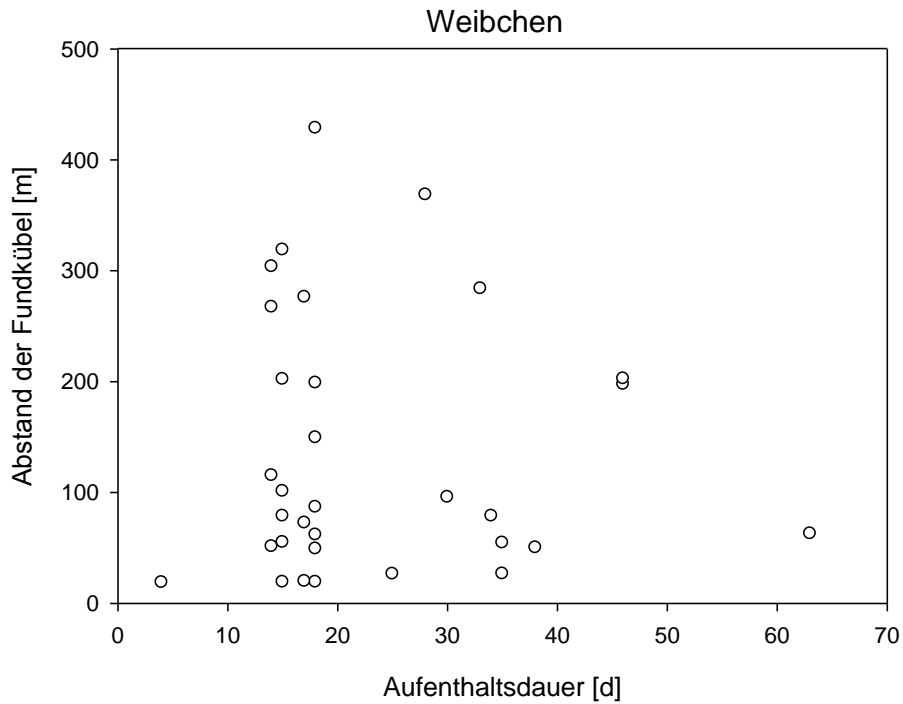


Abbildung 28: Im Laichgebiet verbrachte Zeit, aufgetragen gegen den Abstand der Fundkübel (Hinwanderungs- versus Rückwanderungszaun) bei den Grasfrosch-Weibchen (n = 32).

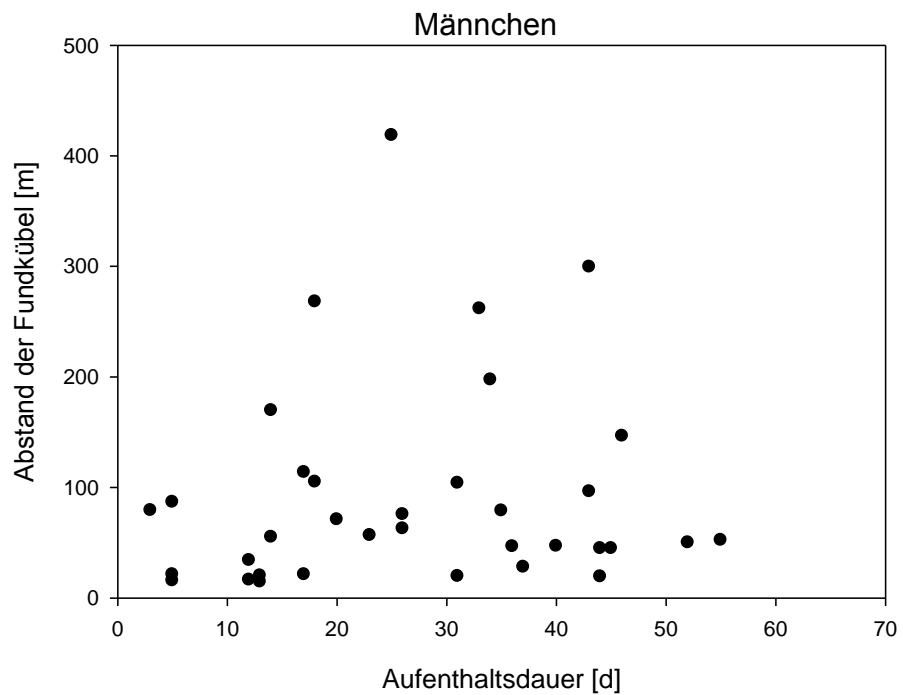


Abbildung 29: Im Laichgebiet verbrachte Zeit aufgetragen gegen den Abstand der Fundkübel (Hinwanderungs- versus Rückwanderungszaun) bei den männlichen Grasfröschen (n = 34).

5 Diskussion

5.1 Wanderbilanz Exelbergstraße 2008

Im Frühjahr 2008 wurden an der Exelbergstraße insgesamt 5857 Amphibien gezählt, davon 3695 auf der Hinwanderung (Abb. 30). Mit 4185 registrierten Tieren war der Grasfrosch (*Rana temporaria*) mit Abstand die dominierende Art. Die zweithäufigste Amphibienart im Untersuchungsgebiet ist *Bufo bufo*, die 2008 mit 1070 Individuen angetroffen wurde. Auch der Springfrosch (*Rana dalmatina*) besitzt in dieser Gegend eine stabile Population. Im Jahr 2008 wurden 503 Springfrösche über die Exelbergstraße getragen. Die drei Molcharten *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris* und *Triturus carnifex* werden ebenfalls regelmäßig am Froschzaun registriert, allerdings in wesentlich geringeren Zahlen.

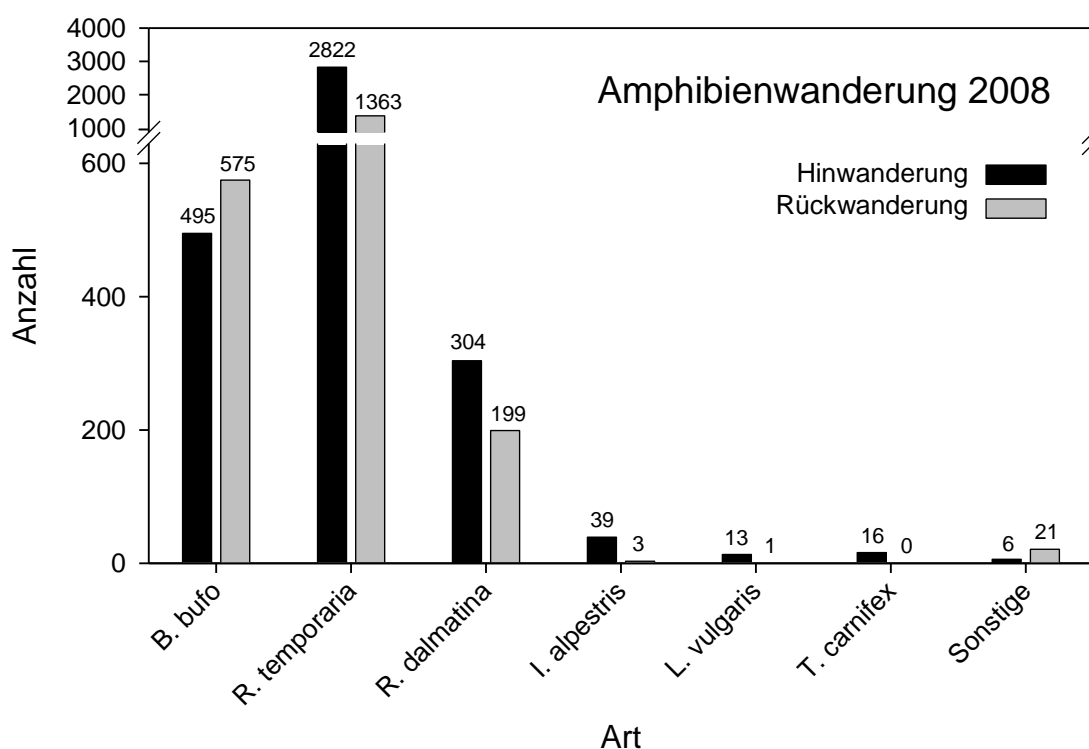


Abbildung 30: Bilanz der Amphibienwanderung im Jahr 2008.

Neben den bereits genannten Arten werden gelegentlich auch Laubfrösche (*Hyla arborea*) und Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) am Amphibienschutzzaun gesichtet. Sie werden aufgrund ihrer geringen Abundanz an der Exelbergstraße, zusammen mit juvenilen Molchen, unter der Kategorie „Sonstige“ vermerkt. Die Feuersalamander streben im Frühjahr nicht wie die anderen Amphibienarten zu den Teichen im Hauptlaichgebiet. Sie laichen in

fließenden Gewässern, wie etwa dem Eckbach, ab (THIESMEIER 2004, WARINGER-LÖSCHENKOHL unpubl.). Da die Wanderung der Feuersalamander an der Exelbergstraße nicht gerichtet von einer Straßenseite zur anderen verläuft, sind die Funde am Schutzzaun eher zufälliger Natur. Durch die geringe Zahl an gefundenen Feuersalamandern lassen sich keine Rückschlüsse über die Anzahl der Tiere in der Umgebung ziehen. Ähnliches lässt sich zu den Laubfrosch-Funden an der Exelbergstraße sagen. Diese kletterfähigen Frösche können den Amphibienschutzzaun aufgrund des fehlenden Überstiegschutzes relativ leicht überwinden. Zwar sind die Chöre im April abends oft zu hören, aber an der Exelbergstraße werden sie nur selten gesichtet.

5.2 Arten an der Exelbergstraße

Im folgenden Kapitel werden jene Amphibienarten vorgestellt, die seit dem Jahr 2000 regelmäßig an der Exelbergstraße angetroffen wurden. Die Arten sind taxonomisch gereiht.

5.2.1 Feuersalamander – *Salamandra salamandra* (LINNAEUS, 1758)

Der Feuersalamander ist durch seine gelbe Fleckenzeichnung auf lackschwarzem Grund unverkennbar. Die Zeichnung ist regional unterschiedlich und kann von einem ungleichmäßigen Fleckenmuster zu langen, gelben Längsbinden entlang der Wirbelsäule alle Übergangsformen annehmen (JAHN et al. 1976, BLAUSCHECK 1985). Der relativ kräftig gebaute Salamander wird 140-170 mm lang. Die Ohrdrüsen (Parotiden) hinter den Augen sind stark ausgebildet (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & GÜNTHER 1996).

Feuersalamander findet man für gewöhnlich in mit kleinen Bächen durchzogenen Laubmischwäldern. Sie kommen hauptsächlich im collinen bis submontanen Raum, zwischen 200 und 450 m ü. NN vor (BLAB 1986, TIEDEMANN 1990c, THIESMEIER & GÜNTHER 1996). Die Paarungszeit erstreckt sich hauptsächlich von März bis September, mit einem deutlichen Schwerpunkt im Juli, besonders nachts und bei Regen (KLEWEN 1985, DIETRICH 1999, THIESMEIER 2004). In Frankreich sind Paarungen sogar über das ganze Jahr hinweg zu beobachten (JOLY et al. 1994). Die Eier werden Mitte März bis Mitte Mai abgelegt (THIESMEIER 1992a). Zu den typischen Laichplätzen des Feuersalamanders gehören strömungsberuhigte Bereiche in Quellbächen und Quelltöpfen (THIESMEIER 2004).



Abbildung 31: Feuersalamander (*Salamandra salamandra*). Foto: Zierhofer

5.2.2 Bergmolch – *Ichthyosaura alpestris* (LINNAEUS, 1758)

In der Landtracht sind Bergmolche an der Oberseite bräunlich, blaugrau oder dunkelgrau marmoriert. Die Bauchseite ist stets einheitlich orange-rot (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BERGER & GÜNTHER 1996). Während der Fortpflanzungszeit im Wasser entwickeln die Männchen eine niedrige, schwarz-weiß gebänderte, glattrandige Rückenleiste. An den Kopfseiten und den Flanken bildet sich ein perlmuttern schimmerndes Band mit großen, schwarzen Punkten (Gittermuster). Ein blauer Längsstreifen unterhalb dieses Bandes bildet eine scharfe farbliche Abgrenzung zwischen der bläulich marmorierten Körperoberseite und dem Bauch. Männchen werden bis zu 95 mm lang (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BERGER & GÜNTHER 1996). Die Weibchen bilden in der Wassertracht keine Rückenleiste aus. Ihre Grundfarbe ist etwas heller als die der Männchen und die Körperflanken sind unauffälliger gemustert. Sie werden mit bis zu 120 mm Länge deutlich größer als die Männchen (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BERGER & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & SCHULTE 2010).

Als Landhabitats bevorzugt der Bergmolch Waldgebiete bis 1100 m ü. NN, er kommt aber auch alpin bis 2100 m ü. NN vor (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BERGER & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & SCHULTE 2010).

Wildsuhlen, Tümpel, vegetationsreiche Wald- und Gebirgsseen, wassergefüllte Spurrinnen, Teiche, Weiher sowie künstliche Wasserbecken werden häufig zur Fortpflanzung genutzt (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BERGER & GÜNTHER 1996). Die Laichperiode dauert von Anfang März bis Ende Juni/Anfang Juli. Danach entfernen sich die Tiere maximal 320 m vom Laichgewässer (TIEDEMANN 1990b, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & SCHULTE 2010).



Abbildung 32: Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*). Foto: Böhm

5.2.3 Teichmolch – *Lissotriton vulgaris* (LINNAEUS, 1758)

Der Teichmolch ist mit einer maximalen Länge von 110 mm die kleinste heimische Molchart. An der Oberseite des Kopfes befinden sich entlang der Körperlängsachse drei Furchen. Der Bauch ist weißlich mit einem orangen Zentralfeld. Die Männchen sind dunkel gefärbt, am ganzen Körper mit dicken schwarzen Punkten übersät und weisen am Kopf fünf schwarze Längsstreifen auf. In der Wassertracht entwickeln die Männchen einen gewellten Rückenamm, der ohne Unterbrechung in den Schwanzsaum übergeht. Die Punktzeichnung der Weibchen ist deutlich feiner als die der Männchen und die Streifen am Kopf sind weniger kontrastreich (BLAUSCHECK 1985, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).

Der Teichmolch gilt als Kulturfolger und stellt nur geringe Ansprüche an seinen Lebensraum. Er bevorzugt Waldgebiete in tiefen Regionen (bis 300 m ü. NN), kommt aber auch in höheren Regionen bis über 2000 m ü. NN vor, wo er eher besonnte, offene Landschaften bewohnt (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).

Als Laichgewässer dienen kleine bis mittelgroße, meist besonnte Gewässer mit einer mehr oder weniger ausgeprägten Unterwasservegetation (BLAUSCHECK 1985, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996). Anfang März bis Ende Mai begeben sich die Teichmolche zu den Laichgewässern. Die Fortpflanzungszeit dauert etwa bis Ende Juni/Anfang Juli (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996). Den Sommer verbringen sie meist nicht weiter als 400 m vom Laichplatz entfernt.

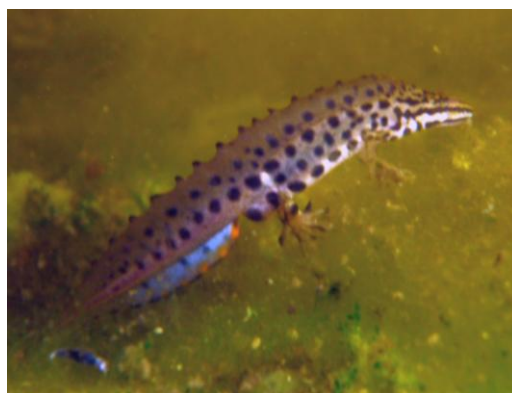


Abbildung 33: Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*). Foto: Böhm

5.2.4 Alpenkammmolch – *Triturus carnifex* (LAURENTI, 1768)

Der Alpenkammmolch wird etwa 150 mm lang und besitzt eine feinkörnige bis glatte Haut. Er ist an der Oberseite graubraun bis dunkelbraun mit großen, dunklen Flecken an den Flanken. Die Kehle ist schwarz gefärbt und immer mit kleinen weißen Punkten versehen. Die Bauchseite ist orange mit schwarzen, unscharf begrenzten Flecken (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GROSSE & GÜNTHER 1996a). Weibchen in Landtracht und Juvenile weisen häufig eine gelbe Rückenlinie auf. Die Männchen entwickeln im Wasser einen hohen, leicht gezackten Rückenkamm, der deutlich vom oberen Schwanzflossensaum getrennt ist.

Man findet den Alpenkammmolch hauptsächlich in Höhenlagen zwischen 800 und 1600 m ü. NN in Wiesen und Buchenwäldern (TIEDEMANN 1990a, NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

Die Fortpflanzung findet in Gewässern mit dichter Unterwasservegetation statt. Die Anwanderung zu den Laichgewässern dauert etwa von Mitte März bis Mitte Mai. Ende Mai bis Anfang August findet die Abwanderung zu den Landhabitaten statt (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Ein Teil der Population kann aber auch ganzjährig im Gewässer bleiben (TIEDEMANN 1990a).



Abbildung 34: Alpenkammmolch (*Triturus carnifex*). Foto: Waringer-Löschenkohl

5.2.5 Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758)

Erdkröten besitzen eine warzige, trockene Haut und sind am Rücken bräunlich, oliv oder grau gefärbt. Hinter den Augen befinden sich große Ohrdrüsen (Parotiden), die nach hinten divergieren. Der Körper wirkt plump, und die kurzen Beine der Erdkröten lassen nur kleine Sprünge zu. Die Männchen erreichen eine Körperlänge von 6-9 cm, die Weibchen werden 7-11 cm groß (HEUSSER 1968a, BRAUER 1991, GÜNTHER & GEIGER 1996)

Die Erdkröte ist sehr anpassungsfähig und besiedelt fast alle Klimate und Höhenstufen. Sie bevorzugt Waldflächen, kommt aber ebenso in offenen (Agrar-) Landschaften, Gärten, Parkanlagen, Mooren, Obstplantagen sowie im Gebirge oberhalb der Baumgrenze bis über 2000 m ü. NN vor (BLAB 1986, GROSSENBACHER 1988, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER & GEIGER 1996).

Als Laichgewässer werden größere, tiefe Weiher, Randbereiche von Seen, abgeschnittene Flussarme, Fischteiche, aber auch wassergefüllte Fahrspurrinnen und Pfützen angenommen. Mittelgroße Gewässer mit submerser Vegetation werden dabei bevorzugt (KUHN 1993, GÜNTHER & GEIGER 1996, FELKE 2010). In Mitteleuropa begeben sich die Erdkröten von Ende Februar bis Anfang April zu den Laichgewässern (NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Auslösende Wanderfaktoren sind Regen und eine Außentemperatur von 3-4°C (DIESENER et al. 1985), sowie ein bestimmter Dämmerungsgrad und ein kalendergebundener Wandertrieb (HEUSSER 1967). Die Fortpflanzung wird meist innerhalb weniger Wochen abgeschlossen. Den Sommer verbringen die Erdkröten im Durchschnitt 500-1500 m vom Laichplatz entfernt (HEUSSER 1968b, GRILLITSCH et al. 1983, BLAB 1986). Wanderstrecken von bis zu 3 km sind jedoch ebenfalls möglich (GÜNTHER & GEIGER 1996).



Abbildung 35: Erdkröte (*Bufo bufo*). Foto: Waringer-Löschenkohl

5.2.6 Laubfrosch – *Hyla arborea* (LAURENTI, 1768)

Der Laubfrosch ist ein 30-50 mm großer Baumfrosch. Die Körperoberseite ist glatt und glänzend und meist einheitlich grün. Die Bauchseite ist weiß und grobkörnig. Von der Nasenöffnung bis zur Hüftregion zieht sich ein dunkler Flankenstreifen, der am Hinterkörper eine große Hüftschlinge bildet. Die Finger- und Zehenspitzen sind scheibenförmig verbreitert und mit Haftscheiben versehen. Die Männchen besitzen eine große kehlständige Schallblase (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GROSSE & GÜNTHER 1996b).

Der Laubfrosch hält sich gerne an besonnten, vertikalen Strukturen wie Gebüsch und Bäumen auf. Wiesen, Weiden, Gärten, blütenreiche Hochstaudenfluren und Waldränder zählen zu den beliebtesten Lebensräumen, dichte Wälder werden eher selten (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GROSSE & GÜNTHER 1996b, GLANDT 2004), tief gelegene Becken- und Tallandschaften unter 200 m ü. NN hingegen bevorzugt besiedelt; über 1000 m ü. NN findet man den Laubfrosch eher selten (BLAB 1986, GRILLITSCH 1990a).

Wichtig für die Laichgewässer sind eine vielfältige, dichte Vegetation im Flachwasserbereich und direkte Sonneneinstrahlung. Zum Ablaichen werden stehende Gewässer unterschiedlicher Größe angenommen. Die Wassertiefe sollte - zumindest stellenweise - unter 1 m betragen (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GROSSE & GÜNTHER 1996b). Die Fortpflanzung findet etwa von Mitte April bis Ende Juni statt (GLANDT 2004). Im Laufe des Jahres entfernen sich die Laubfrösche dann bis zu 600 m vom Laichgewässer (SCHRADER 1983).



Abbildung 36: Laubfrosch (*Hyla arborea*). Foto: Zierhofer

5.2.7 Grasfrosch – *Rana temporaria* LINNAEUS, 1758

Der Körper des Grasfrosches ist gedrungen, die Schnauze ist kurz und rundlich (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996). Das vorgeklappte Fersengelenk erreicht die Schnauzenspitze nicht (Fersenprobe). Die Bauchseite ist gelb-rot oder weiß-braun gefleckt. Die Oberseite ist graubraun bis rötlich gefärbt und weist eine unterschiedlich ausgeprägte, kontrastreiche Fleckenzeichnung auf. Männchen werden 60-80 mm groß, Weibchen erreichen etwa 65-90 mm (SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996).

Der Grasfrosch ist anpassungsfähig und nicht auf ein bestimmtes Habitat beschränkt. Er bevorzugt schattige, feuchte Biotope und wird oft in krautig-grasiger Bodenvegetation gefunden. Gern besiedelt er Bruch- und Auwälder, Niedermoorwiesen, Ackerflächen und Gärten (BLAUSCHECK 1985, BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996). Die Hauptverbreitung des Grasfrosches liegt bis 1100 m ü. NN, vereinzelt findet man ihn aber auch noch in Höhen über 2000 m ü. NN (CABELA & TIEDEMANN 1985, BLAB 1986, GROSSENBACHER 1988). Als Laichgewässer nimmt der Grasfrosch praktisch alle Typen stehender und schwach fließender Gewässer an. Die Frühjahrswanderung zu den Laichgewässern beginnt Mitte/Ende Februar und dauert bis Anfang April. Von Mitte März bis Ende Mai wandern die Grasfrösche von dort wieder ab und begeben sich in ihre Sommerquartiere (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996).

Der Großteil entfernt sich etwa 250-350 m vom Laichgewässer, einzelne Tiere wandern aber auch 800-1000 m weit zum bevorzugten Sommerhabitat (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992).



Abbildung 37: Grasfrosch (*Rana temporaria*). Foto: Stockinger

5.2.8 Springfrosch – *Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840

Springfrösche sind langbeinig, schlank und besitzen eine leicht zugespitzte Schnauze. Mit 60-80 mm Größe sind sie nur wenig kleiner als Grasfrösche. Das Trommelfell ist fast so groß wie das Auge und liegt etwa 1-2 mm hinter dem Augenhinterrand (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER et al. 1996). Das Fersengelenk überragt bei seitlich an den Rumpf angelegtem Bein die Schnauzenspitze deutlich. Die Haut ist glatt und rötlich-braun bis sandfarben („Falllaubfärbung“). Die Körperoberseite ist z.T. gefleckt, aber meist weniger kontrastreich als beim Grasfrosch (GÜNTHER et al. 1996). Die Bauchseite ist weißlich-gelb und ungefleckt (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER et al. 1996).

Der Springfrosch bewohnt eher trockene Standorte. Man findet ihn in lichten Laub- und Mischwäldern mit dichter Krautschicht bzw. Buschwerk sowie in angrenzenden Wiesen und Kahlschlagbereichen (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Er ist vor allem unter 300 m ü. NN häufig, darüber kommt er eher seltener vor (BLAB 1986).

Das breite Spektrum an Laichgewässern reicht von Niedermooren am Waldrand, Weihern, Altwässern bis hin zu Wassergräben und ruhigen Bachabschnitten (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER et al. 1996). Das Gewässer sollte mindestens 10-25 cm tief sein und submerse Pflanzen oder im Wasser liegende Äste aufweisen (GÜNTHER et al. 1996). Der Springfrosch ist ein ausgesprochener Frühlaicher und wandert noch vor dem Grasfrosch und der Erdkröte in die Laichgewässer ein. Die Laichzeit dauert von Anfang Februar bis Mitte/Ende April (BLAB 1986, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER et al. 1996). Die Sommerquartiere befinden sich meist in 100-700 m Entfernung zum Laichgewässer. Entfernungen von bis zu 1700 m sind ebenfalls möglich (BLAB 1986).



Abbildung 38: Springfrosch (*Rana dalmatina*). Foto: Stockinger

5.3 Amphibienschutz an Straßen

Der Ausbau des Straßennetzes und die Steigerung des Verkehrsaufkommens in den letzten Jahrzehnten stellt für Amphibien und andere Wildtiere der temperierten Zone eine zunehmende Bedrohung dar (z.B. WILCOVE et al. 1986, FUELLHAAS et al. 1989, HENLE & STREIT 1990, SCHÄFER & KNEITZ 1993, BARBAULT & SASTRAPRADJA 1995, HENLE 1996). Bei den Massenwanderungen der Amphibien im Frühjahr kommt es jedes Jahr zu teilweise bedrohlichen Mortalitätsraten (KUHN 1987, KYEK 1997, HERDEN et al. 1998). Viele Amphibienschutz-Bemühungen konzentrieren sich daher auf die Reduzierung von Populationsausfällen auf den immer stärker befahrenen Straßen (z. B: DICK & SACKL 1988, CABELA 1993, BOLZ 1995, KYEK 1997, TEUFL 2003). Amphibienschutz an Straßen ist mit einigen Herausforderungen verbunden: Es gilt, die wandernden Amphibien effizient vor dem Straßentod zu bewahren und dabei den Arbeits- und Kostenaufwand auf ein vertretbares Maß zu beschränken. Im Folgenden werden die drei gängigsten Methoden für den Amphibienschutz an Straßen vorgestellt.

5.3.1 Straßensperren

Von Amphibien stark frequentierte Straßenabschnitte können während der Hauptwanderungszeit mit Hilfe von Schranken oder mobilen Absperrungen für den Autoverkehr blockiert werden (MÜNCH 1992): Bei der Frühjahrswanderung wird die betroffene Straße meist für die Abend- und Nachtstunden gesperrt und ist untertags befahrbar. Zur Abwanderungszeit der juvenilen Tiere können Straßen bei Bedarf aber auch tagsüber gesperrt werden. Die Vorteile dieser Methode sind die gute Schutzwirkung für wandernde Amphibien und der geringe Arbeitsaufwand. Allerdings setzt die Genehmigung einer solchen Straßensperre bei der zuständigen Verkehrsbehörde meist eine zumutbare Ausweichstrecke für die Autofahrer voraus, sowie das Verständnis der betroffenen Gemeinden und Anrainer für diese Maßnahme. In der Praxis werden Straßensperrungen für den Amphibienschutz daher meist auf nur wenig befahrenen Straßen durchgeführt.

5.3.2 Dauerhafte Schutzanlagen

Unter dauerhaften Schutzanlagen versteht man Straßenuntertunnelungen mit Leiteinrichtungen, die fest an der Straße installiert werden. Entlang der Leiteinrichtungen werden Amphibien und andere Kleintiere zu den Tunneldurchlässen geführt, wo sie sicher

unter der Straße durchwandern können. Die Bauelemente dieser Anlagen bestehen im Idealfall aus langlebigen Materialien wie Beton und Stahl. Temporären Schutzmaßnahmen gegenüber bietet diese Methode entscheidende Vorteile: Die Straße ist für Amphibien und auch für andere Kleintiere ganzjährig passierbar, ohne dabei den Straßenverkehr zu beeinträchtigen. Außerdem sind Tunnelanlagen nach der Fertigstellung nur mit einem geringen Erhaltungsaufwand verbunden, da sie relativ einfach zu warten sind. Die Einplanung von Untertunnelungen beim Neubau von Schnellstraßen und Autobahnen ist relativ einfach. Der nachträgliche Einbau einer Tunnelanlage in eine bereits bestehende Straße ist hingegen meist aufwändig und mit hohen Kosten verbunden (KORDGES 2003). Eine mehrjährige Prüfung der Amphibienwanderstrecke und die Sicherung der angestrebten Laichgewässer sind vor der Planung von Schutztunnels unerlässlich. Damit eine dauerhafte Schutzanlage auch von den Tieren angenommen wird, muss bei deren Konstruktion darauf geachtet werden, dass die Tunneldurchlässe nicht zu weit voneinander entfernt sind und die Tunnels einen gewissen Mindestdurchmesser aufweisen. Eine geeignete Beschaffenheit des Untergrundes in den Durchlässen und deren Länge sind ebenfalls wichtig, damit sie von den Amphibien auch akzeptiert werden (DUNKEL 2005, GEISE et al. 2008). Detaillierte Bauempfehlungen zu diesem Thema wurden von SCHEDL (2007) am Beispiel eines größeren Untertunnelungsprojektes in Hohenau (NÖ) ausgearbeitet.

In Wien befinden sich bereits Tunnelanlagen im Prater (2. Bezirk) und in der Rosenthalgasse (14. Bezirk), die seit Jahren erfolgreich in Betrieb sind. Im Herbst 2009 wurde an der Exelbergstraße zum Schutz der Amphibien mit dem Bau einer dritten Tunnelanlage begonnen. Mit einer Länge von etwa 600 m und sieben geplanten Untertunnelungen soll dies die größte Anlage dieser Art in Wien werden (PFISTERMÜLLER 2010).

5.3.3 Zaun-Kübel-Methode

Mithilfe eines Schutzzauns aus Holz oder Kunststoff werden die wandernden Amphibien von der Straße fern gehalten. Beim Versuch das Hindernis zu umgehen, fallen sie dann in die in regelmäßigen Abständen eingegrabenen Fangkübel. Die Kübel werden mindestens einmal täglich kontrolliert und die gefangenen Tiere über die Straße getragen. Die Zaun-Kübel-Methode ist einfach in der Planung und der Durchführung und kann als Sofortmaßnahme sehr rasch realisiert werden. Außerdem ist sie eine gute Methode, um Daten zur Amphibienwanderung zu sammeln, die später für Voruntersuchungen von Tunnelanlagen

oder (andere) wissenschaftliche Zwecke genutzt werden können (LEBER 2003). Die Zaun-Kübel-Methode ist allerdings mit einem enormen Arbeitsaufwand verbunden, und so werden mobile Schutzzäune meist nur während der intensivsten Frühjahrswanderung betrieben (KORDGES 2003). Daher kann diese Maßnahme letztendlich nur als Provisorium und keinesfalls als dauerhafte Lösung für den Amphibienschutz an Straßen angesehen werden. Die Qualität dieser Methode und die alljährliche Durchführung sind stark vom Engagement der Zaunbetreuer abhängig. In der Vergangenheit konnten durch die intensive Betreuung des Fangzauns am Exelberg unter der Leitung von Mag. Silvia Otto, Veronika Uhlik und Mag. Eva Csarmann mit Unterstützung des zuständigen Revierleiters Ing. Hannes Minich (MA 49) viele Daten zur Amphibienwanderung gesammelt werden, die dieser Arbeit zugrunde liegen. Die umfangreiche und genaue Dokumentation während der Zaunbegehungen machten eine genaue Analyse der Wanderphänologie und des Einflusses von Wetter und Geländebeschaffenheit auf die Wanderung der Amphibien möglich.

5.4 Amphibienwanderung 2000-2010

Im folgenden Kapitel werden die bisher gesammelten Daten über die Amphibienwanderung an der Exelbergstraße seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 2000 kurz zusammengefasst. Die Zählungen erfolgten jedes Jahr zur Hauptwanderungszeit von Ende Februar bis Anfang Mai. Die Individuenzahlen beziehen sich daher nur auf die Frühjahrswanderung der Amphibien. Da der Amphibienschutzzaun jedes Jahr nur während der Massenwanderungen im Frühjahr betrieben wurde und die Tiere auch aus anderen Richtungen in das Laichgebiet einwandern können, sind diese Zahlen nicht als absolute Populationsgrößen zu verstehen. Außerdem lässt sich nur schwer abschätzen, wie viele Tiere sowohl bei der Hinwanderung als auch bei der Rückwanderung registriert und damit doppelt gezählt wurden. Eine grobe Einschätzung der Populationsentwicklungen im Untersuchungsgebiet ist mithilfe der vorliegenden Daten aber durchaus möglich. Laubfrösche und Feuersalamander wurden an der Exelbergstraße nur vereinzelt vorgefunden. Aufgrund der geringen Anzahl an Datenpunkten wurde die Wanderungsdynamik dieser beiden Arten in Folge nicht weiter behandelt.

5.4.1 *Ichthyosaura alpestris*

In den ersten Jahren der Amphibiendokumentation an der Exelbergstraße (2000 – 2003) war die Zahl der Bergmolche mit 10-20 Tieren relativ gering (Abb. 39). Seit 2006 wurden stets über 35 wandernde Bergmolche registriert. Molche verbringen den Sommer in ihrem Laichgewässer und verlassen es in der Regel erst im Juni (BLAB 1986, TIEDEMANN 1990b).

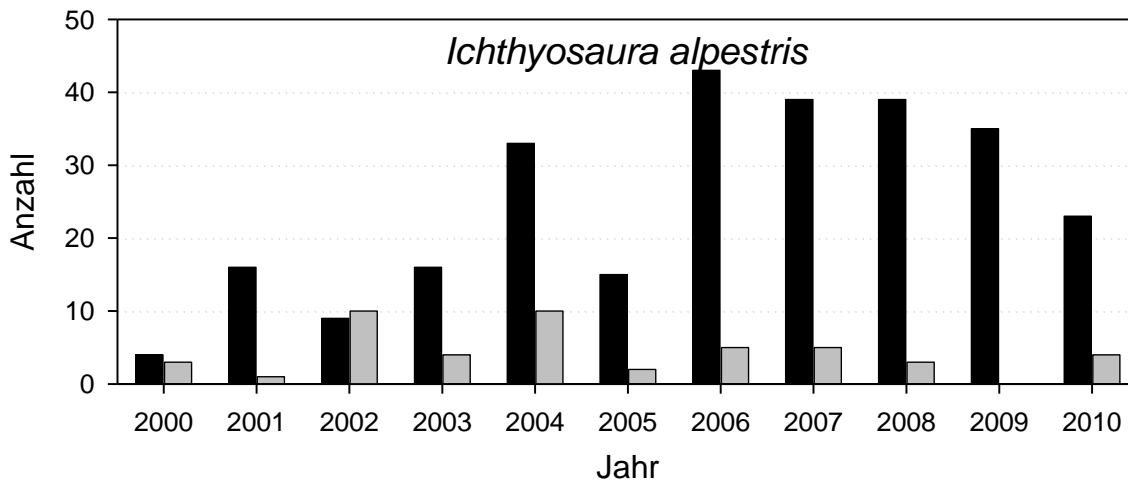


Abbildung 39: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Ichthyosaura alpestris* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Da der Fangzaun stets Anfang Mai abgebaut wurde, wurden nur selten abwandernde Molche an der Exelbergstraße beobachtet. Im Jahr 2008 wurden drei Bergmolche als „Rückwanderer“ registriert. Zwei davon wurden bereits im März gesichtet. Sie wurden beide am Hinwanderungszaun an der der Straße zugewandten Zaunseite gefunden. Es ist jedoch nicht anzunehmen, dass es sich dabei um eine echte Abwanderung aus dem Laichgebiet handelt. Viel wahrscheinlicher ist, dass sie den Zaun überwunden haben und dann auf der anderen Seite entdeckt worden sind. Denkbar wäre auch, dass ein Teil der Bergmolche in einem Teich nördlich der Exelbergstraße ablaicht, und dass sich die beiden oben genannten Tiere auf dem Weg dorthin befanden.

5.4.2 *Lissotriton vulgaris*

Teichmolche wurden in den ersten drei Jahren der Datensammlung am Exelberg (2000-2002) nicht vermerkt (Abb. 40). Aufgrund der regelmäßigen Teichmolch-Registrierungen seit 2003 ist davon auszugehen, dass es davor dennoch Teichmolchvorkommen am Exelberg gegeben hat. Die Anzahl der registrierten Teichmolche schwankte zwischen den Jahren sehr stark.

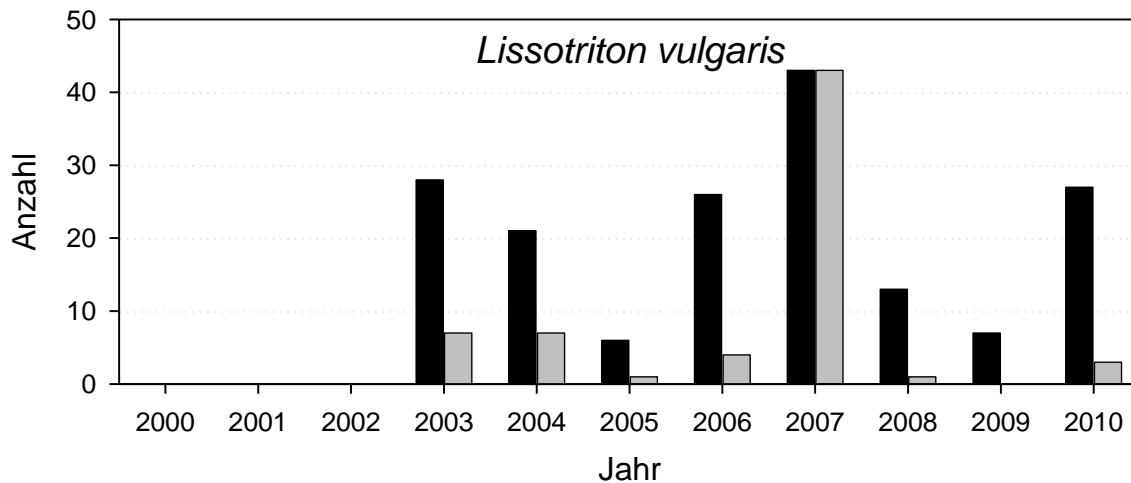


Abbildung 40: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Lissotriton vulgaris* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Teichmolche wandern normalerweise im Juni aus den Gewässern aus (BLAB 1986, TIEDEMANN 1990d, THIESMEIER & SCHULTE 2010). Daher werden nur selten Rückwanderer an der Exelbergstraße registriert. Im Jahr 2007 wurden jedoch sowohl am Hinwanderungs- als auch am Rückwanderungszaun außergewöhnlich viele Teichmolche gezählt. Die vielen registrierten Tiere an der Rückwanderungsseite der Exelbergstraße waren großteils juvenile Molche. Die Larven der jeweiligen Laichsaison schließen ihre Entwicklung erst im Sommer ab und verlassen die Gewässer frühestens Mitte Juli als Metamorphlinge (VON LINDEINER 1992). Die gefundenen Juvenilen waren daher vermutlich Jungtiere aus dem Vorjahr, die sich auf Wanderschaft begeben haben.

Am Rückwanderungszaun werden immer wieder solche Jungmolche gefunden. Aufgrund ihrer geringen Größe (max. 5 cm) und der noch undeutlichen Körperzeichnung können sie aber nur schwer einer bestimmten Art zugeordnet werden. Abgesehen von der Wandersaison 2007 wurden sie daher nicht in die Statistiken miteinbezogen. Im Jahr 2007 wurden alle juvenilen Molche den Teichmolchen zugeordnet.

5.4.3 *Triturus carnifex*

Seit Beginn der Amphibienzählungen an der Exelbergstraße wurden jedes Jahr einige Alpenkammolche registriert. Meist wurden 20 – 30 Tiere pro Jahr gezählt, 2006 waren es immerhin fast 36 Individuen (Abb. 41). Die Anzahl der wandernden Alpenkammolche war seit Beginn der Amphibienzählungen im Jahr 2000 beachtlichen Schwankungen unterworfen.

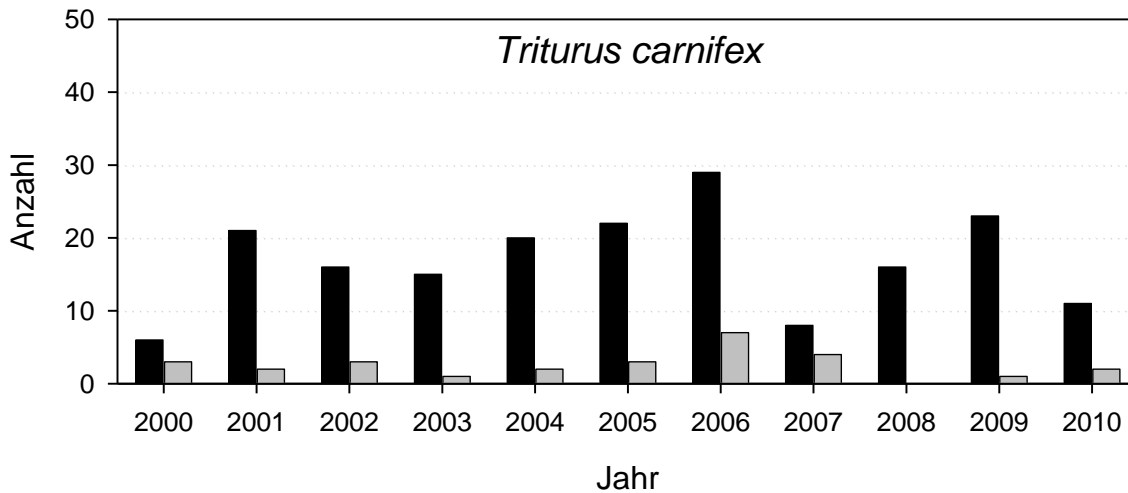


Abbildung 41: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Triturus carnifex* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Populationsschwankungen sind bei Amphibien jedoch ein bekanntes Phänomen und können durchaus auf natürliche Einflüsse zurückgeführt werden (BERVEN 1990, PECHMANN et al. 1991, VON LINDEINER 1992, BLAUSTEIN et al. 1994, STORFER 2003, HACHTEL et al. 2006). Wie bei den anderen beiden Molcharten wurde die Abwanderung der Kammolche kaum erfasst, weil der Zaun zu zeitig wieder abgebaut wurde. Alpenkammolche verlassen das Laichgebiet erst im August, oder können sogar ganzjährig am Gewässer bleiben (BLAB 1986, TIEDEMANN 1990a, NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

5.4.4 *Bufo bufo*

Bei der Frühjahrswanderung wurden an der Exelbergstraße jährlich 1000 – 2000 Erdkröten gezählt (Abb. 42). Als typische Explosivlaicher versammeln sich die Kröten nur für kurze Zeit zur Fortpflanzung an den Laichgewässern und verlassen diese dann rasch wieder, um in ihre Sommerlebensräume abzuwandern. Daher wurde stets eine hohe Anzahl an Rückwanderern an der Exelbergstraße registriert. In den meisten Jahren überstieg die Zahl der Rückwanderer sogar die Zahl der Hinwanderer.

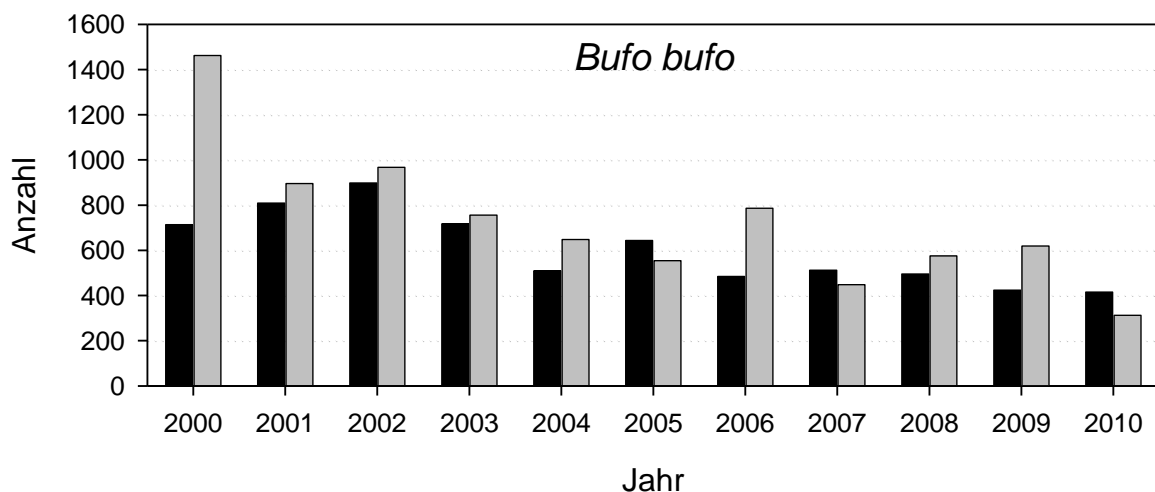


Abbildung 42: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Bufo bufo* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Bei Erdkröten wurden von HEUSSER (1967) bereits ausgeprägte Herbstwanderungen dokumentiert. Sie wandern teilweise schon ab August von den Sommerlebensräumen in Richtung ihrer Laichgewässer und suchen sich in deren Umgebung geeignete Überwinterungsplätze (HEUSSER 1968b). Dies wäre auch für das hiesige Untersuchungsgebiet denkbar. Einige Kröten könnten die Exelbergstraße bereits überquert haben, bevor der Schutzzaun aufgebaut war, und wurden daher bei ihrer Zuwanderung ins Laichgebiet nicht erfasst. Obwohl die Population aufgrund der Zählungen der letzten zehn Jahre recht stabil wirkt, sei darauf hingewiesen, dass 2010 nur mehr halb so viele Erdkröten über die Exelbergstraße wanderten als im Jahr 2000. Der Rückgang der wandernden Erdkröten muss aber nicht unbedingt aufgrund negativer menschlicher Einflüsse stattgefunden haben. Das Jahr 2000 könnte ein Ausnahmejahr gewesen sein, in dem die Wanderung der Erdkröten – etwa aufgrund eines besonders großen Fortpflanzungserfolgs in den Jahren davor –

außergewöhnlich stark ausgefallen ist. Stärkere Fluktuationen bei Populationsgrößen sind bereits aus früheren Langzeitstudien bekannt (OERTER 1994, HERTLEIN 1995, KUHN 1997). Um einen für die Population gefährlichen Rückgang der Individuenzahlen auszuschließen, wäre es sinnvoll, die Erdkröten in dieser Region in den nächsten Jahren weiterhin zu beobachten.

5.4.5 *Rana temporaria*

Rana temporaria zählte neben *Bufo bufo* immer zur individuenstärksten Art an der Exelbergstraße (Abb. 43). In den ersten sechs Jahren wurden am Fangzaun bereits 1000 – 2000 Grasfrösche pro Wandersaison gezählt. Seit 2006 wuchs die Population stark an, und seither stieg die Zahl der registrierten Grasfrösche auf jeweils über 4500 Tiere pro Jahr. Im Rekordjahr 2009 wurden sogar 6818 Grasfrösche über die Exelbergstraße getragen.

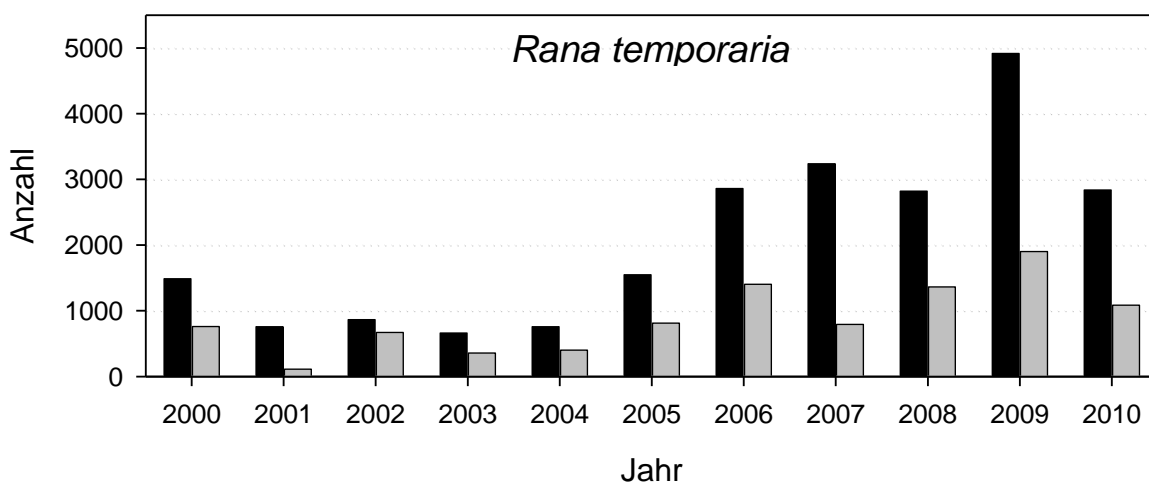


Abbildung 43: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Rana temporaria* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Das starke Populationswachstum hängt mit hoher Wahrscheinlichkeit mit einer Modifikation des Zaunverlaufs zusammen, die im Jahr 2004 vorgenommen wurde. Bis 2003 verlief ein größerer Abschnitt des Fangzauns hinter dem Eckbach. Da man im Bereich von Zone 2 und 3 jedes Jahr viele überfahrene Tiere auf der Exelbergstraße fand, wurde der Zaun ab 2004 direkt an der Straße verlegt. Seither wurden an diesem Straßenabschnitt deutlich mehr Frösche in den Kübelfallen gefunden und vor dem Straßentod bewahrt. Die erniedrigte Sterberate führte in den darauf folgenden Jahren zu einem bemerkenswerten Populationswachstum der Grasfrösche. Zweifelsfrei hat *Rana temporaria* am stärksten von dieser Maßnahme profitiert.

Die positive Entwicklung der Grasfroschpopulation steht im Gegensatz zum Rückgang der Erdkröten im Untersuchungsgebiet. Ähnliche Beobachtungen von MITTMANN (1989, 1993), SCHÄFER & KNEITZ (1993) und OERTER (1994) lassen auf eine Konkurrenz zwischen Erdkröten und Braunfröschen schließen.

5.4.6 *Rana dalmatina*

Im Untersuchungsgebiet wurde seit Beginn der Amphibienzählungen neben den Grasfröschen auch stets eine kleinere Population von Springfröschen registriert. Anfänglich wurden jedes Jahr etwa 100–300 Springfrösche gezählt (Abb. 44). Im Jahr 2005 stieg die Zahl der wandernden Springfrösche stark an. Seither wurden pro Saison nie weniger als 400 Tiere über die Exelbergstraße getragen. 2009 waren es sogar über 1100 Springfrösche. Dieses explosionsartige Populationswachstum in den letzten Jahren kann wie bei den Grasfröschen auf die Verlegung des Schutzzauns im Jahr 2004 zurückgeführt werden. Auch hier wirkte sich die reduzierte Sterberate positiv auf die Populationsentwicklung aus.

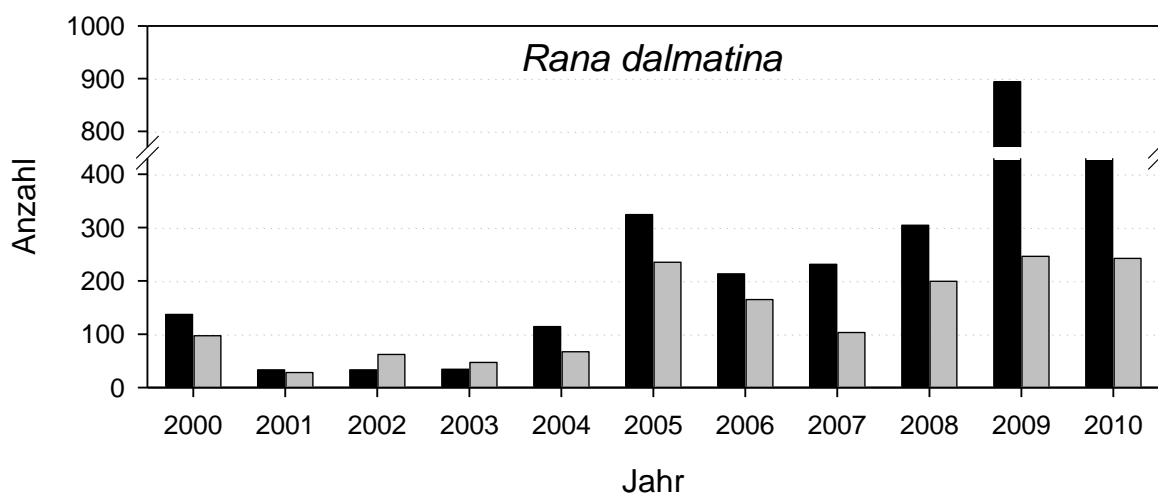


Abbildung 44: Bilanz der jährlichen Frühjahrswanderung von *Rana dalmatina* an der Exelbergstraße im Zeitraum 2000 bis 2010. Die schwarzen Balken stellen die gezählten Tiere am Hinwanderungszaun dar, die grauen Balken jene am Rückwanderungszaun.

Die Populationsgröße von *Rana dalmatina* schwankte relativ stark, was ebenfalls von KNEITZ (1997) und KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) beobachtet wurde und nicht als ungewöhnlich angesehen wird. Die Springfroschpopulation hat sich in den letzten Jahren positiv entwickelt und die Bestände dieser Art scheinen im Untersuchungsgebiet gesichert zu sein.

5.5 Einfluss des Geländes auf die Amphibienwanderung

Obwohl bekannt ist, dass Erdkröten sich in Bächen aufhalten und größere Steigungen überwinden können, scheinen sie doch stets den „Weg des geringsten Widerstandes“ anzustreben und die angepeilten Laichgewässer möglichst direkt und geradlinig anzusteuern (HEUSSER 1958, VAN GELDER et al. 1986, SINSCH 1988, SZTATECSNY & SCHABETSBERGER 2005, SCHECKENHOFER 2009). Die Teiche im südlichen und westlichen Bereich des Hauptlaichgebietes an der Exelbergstraße befinden sich in direkter Verlängerung des nördlichen Einzugsgebietes der Kröten und des Straßenabschnittes mit der größten Erdkröten-Dichte (Zone 4) (Abb. 1a). Die an der Exelbergstraße gesammelten Daten stimmen daher gut mit den Ergebnissen dieser Untersuchungen überein (vgl. Kap. 4.5.3). Die südlichen und westlichen Teiche des Hauptlaichgebiets bieten möglicherweise bessere Laichbedingungen für die Erdkröten als weiter östlich gelegene Teiche. Beobachtungen von MITTMANN (1989, 1993), SCHÄFER & KNEITZ (1993) und OERTER (1994) lassen auf eine interspezifische Konkurrenz zwischen Erdkröten und Braunfröschen schließen: In fischfreien Gewässern setzen sich Braunfrösche gegenüber den Erdkröten häufig durch. Angesichts der massiven Wanderung der Grasfrösche im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes (Zone 2) ist anzunehmen, dass sie diesen Teil des Laichgebietes dominieren und dieser daher für die Erdkröten ungünstiger ist.

Die statistische Auswertung der Geländepräferenzen von *Rana temporaria* (Kap. 4.5.2) brachte interessante Ergebnisse: Die Gegenüberstellung der Wanderdichten mit den Geländeeigenschaften mittels Jacobs Electivity-Index ergab, dass steiles Gelände gegenüber flacheren Bereichen des Untersuchungsgebiets von den Grasfröschen stark bevorzugt wird. Es wäre aber voreilig, aus diesem Ergebnis den Eindruck zu gewinnen, dass Grasfrösche flache Wiesen aktiv meiden. Die vermeintliche Präferenz von Steilhängen entstand dadurch, dass fast 40% der Grasfrösche bei der Frühjahrswanderung praktisch die gesamte Strecke im Eckbach wanderten und im Bereich von Zone 2 an Land gingen. Um den Bach zu verlassen, mussten sie dabei zwangsläufig eine steile Uferböschung überwinden. Die Annahme, dass Grasfrösche im Untersuchungsgebiet bevorzugt im Eckbach wandern, beruht auf Beobachtungen aus früheren Jahren der Amphibienzählung am Exelberg: Bis 2003 verlief der Fangzaun im Bereich von Zone 2 und 3 hinter dem Bach. Man nahm an, dass die Tiere aus dem Schwarzenbergpark vom Nordosten her ins Laichgebiet einwandern. Damals wurden an

diesem Zaunabschnitt nur wenige Tiere gefangen, am entsprechenden Straßenabschnitt fand man allerdings eine hohe Anzahl überfahrener Amphibien. Aus diesem Grund wurde der Fangzaun im Jahr 2004 nicht mehr hinter den Bach verlegt, sondern zwischen den Eckbach und das Hauptlaichgebiet. Die Modifikation des Zaunverlaufs erwies sich als großer Erfolg, und seither ist das Zaunsegment in Bereich von Zone 2 das individuenstärkste überhaupt. Die Zahl an Totfunden auf der Straße wurde deutlich reduziert. Die Vermutung, dass Amphibien bevorzugt in Bachläufen wandern, wird zudem von den Ergebnissen von THIESMEIER (1992b) unterstützt.

Im Jahr 2008 zeigten vier der sechs quantifizierten Amphibienarten die höchste Wanderdichte in Zone 2, nämlich *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana temporaria* und *Rana dalmatina*. Sofern die Tiere nicht in Zone 2, die nur aus einem schmalen Landstreifen besteht, überwintert haben, muss die Migration im Bach bei diesen Arten eine gewisse Rolle spielen. Es ist anzunehmen, dass die Tiere aus den höher gelegenen Buchenwäldern am Exelberg kommen und dem Bachverlauf nach unten folgen. In unmittelbarer Nähe des Laichgebietes wandern sie aus dem Bach heraus und peilen ihre Laichgewässer an. Die Verhaltensweise, dass Amphibien bergab zu ihren Laichgewässern wandern, wurde bereits von CUMMINGS (1912) beobachtet.

Es ist noch nicht vollständig geklärt, wie die Grasfrösche die richtige Stelle finden, an der sie den Eckbach verlassen, um zu den angestrebten Teichen zu gelangen, zumal sie dabei eine teilweise recht steile Uferböschung hinaufklettern müssen. Amphibien besitzen ein beeindruckendes Orientierungsvermögen, für das sie beispielsweise akustische, magnetische, mechanische, olfaktorische, und visuelle Richtungsgeber heranziehen (JEHLE & SINSCH 2007). EIBL-EIBESFELD (1956) und WELLS (1977) vermuten eine akustische Orientierung bei Anuren, die von an den Gewässern rufenden Artgenossen angelockt werden. Im Laichgebiet sind zwar stets die Rufe von Seefröschen (*Rana ridibunda*) zu hören, die Rufe von *R. temporaria*, *R. dalmatina* und *B. bufo* sind aber sehr leise und werden vom Rauschen des Baches übertönt. Eine akustische Hilfe bei der Gewässerfindung ist daher sehr unwahrscheinlich (vgl. HARTEL 1918, HEUSSER 1958, BUCK 1985). Hydrotaktische Fähigkeiten der Amphibien können ebenfalls nicht zu Hilfe genommen werden, wenn die Tiere im Bach bereits von Wasser umgeben sind (SAVAGE 1961). Amphibien können ihr angestammtes Laichgewässer anhand des Geruches erkennen, der durch eine in jedem Teich einzigartige Algenzusammensetzung entsteht (CZELOTH 1931, SAVAGE 1961, JOLY & MIAUD 1993, SINSCH et al. 2006). Im Bereich

von Zone 2 kommt der Eckbach sehr nahe an das Hauptlaichgebiet heran, die kleinste Distanz zwischen dem Bach und einem Laichgewässer beträgt nur 25 m. Der Geruch eines Teiches könnte also von den Amphibien im Bach wahrgenommen werden. Sollten Frösche, Kröten und Molche zur Laichplatzfindung tatsächlich den Geruchssinn zu Hilfe nehmen, wäre diese Orientierungsweise an der Exelbergstraße durchaus denkbar. BUCK (1985) allerdings widerspricht dieser These, Amphibien würden ihren Laichplatz anhand eines spezifischen Teichgeruchs erkennen. Neben den bisher genannten Sinnen kommen bei Amphibien weitere Orientierungshilfen, wie der Magnetsinn (FISCHER 2001, FREAKE et al. 2002, DIEGO-RASILLA 2003, DIEGO-RASILLA et al. 2005, JEHLE & SINSCH 2007) und erlernte Ortskenntnis durch die Erinnerung an optische (JUNGFER 1943, THIESMEIER & SCHULTE 2010) bzw. taktile Eindrücke (EIBL-EIBESFELD 1950) in Frage.

5.6 Einfluss des Wetters auf die Wanderungsdynamik

Eine Woche vor Beginn der Laichwanderung sanken die Nachttemperaturen am Exelberg nicht mehr unter den Gefrierpunkt. An der Exelbergstraße wurde in dieser Zeit zunächst keine Wanderaktivität registriert. Ein kräftiger Regenguss am 29.2.2008 wirkte wie ein Startsignal, und es begann eine massenhafte Wanderung aller sechs untersuchten Amphibienarten zu den Laichgewässern (vgl. Kap. 4.4). Ein Temperaturabfall in der ersten Wandernacht auf etwa 2°C hatte keinen erkennbaren, negativen Einfluss auf die Aktivität der Amphibien. Bemerkenswert ist, dass in dieser einzelnen Nacht 7 von 13 Teichmolchen registriert wurden. Die Tiere wurden bei der Abendkontrolle gefunden, als die Temperatur noch bei etwa 5°C lag. Molche sind bei der Frühjahrswanderung stark von der Witterung abhängig (BLAB 1986, SCHLÜPMANN 1987, VON LINDEINER 1992, STOEFER & SCHNEEWEIß 2001, THIESMEIER & SCHULTE 2010). Viele Autoren geben dabei an, dass Molche ab etwa 4°C aktiv werden, besonders bei Regen. Bei ungünstiger Witterung, wie Trockenheit und/oder Frost, wird die Wanderung unterbrochen (BLAB 1986; SCHLÜPMANN 1987, THIESMEIER & SCHULTE 2010). Diese Beschreibungen decken sich weitgehend mit den Beobachtungen an der Exelbergstraße. Bei Erdkröten wird die Frühjahrswanderung vor Anfang März auch bei guten Wetterbedingungen endogen gehemmt (SLATER et al. 1985). Nach Beginn der Wanderung können Erdkröten bereits ab 0°C aktiv sein, allerdings ist die Wanderaktivität bis 5°C eher unbedeutend (JUNGFER 1943, HEUSSER 1968b, VAN GELDER et al. 1986). Am Fangzaun an

der Exelbergstraße ließ sich dasselbe Muster erkennen. Bei der Anwanderung zum Laichgebiet waren die Erdkröten stets aktiv, solange die Nachttemperaturen nicht unter den Gefrierpunkt sanken. Bei der Rückwanderung schienen die Kröten jedoch etwas wärmere Nächte zu bevorzugen. Am Rückwanderungszaun wurden die meisten Tiere bei Regen und Minimaltemperaturen von 5°C gefangen. Allerdings waren Regenfälle für die Wanderung nicht obligat. Bei der Rückwanderung scheint die Vorzugstemperatur etwas höher zu sein als bei der Hinwanderung. Dies entspricht auch den Beobachtungen von BLANKE & METZGER (1987), die für Erdkröten als kritische Temperatur für eine Aktivität im Sommer 11-12°C angeben.

Der Zusammenhang zwischen Wetter und Wanderaktivität von *Rana temporaria* wird in der Literatur sehr unterschiedlich beurteilt: OBERT (1976) ist beispielsweise der Meinung, dass Grasfrösche unabhängig von der Witterung zu kalendergebundenen Sollzeiten wandern, andere hingegen geben an, dass Grasfrösche relativ stark von den vorherrschenden Temperaturverhältnissen beeinflusst werden (NEAL 1956, THIESMEIER 1992b). Einige Autoren gehen davon aus, dass die Laichwanderung beginnt, sobald die Minimaltemperaturen über 0°C und die Maximaltemperaturen über 10°C steigen (GEISSELMANN et al. 1971, COOKE 1982). Letztere Annahme stimmt am Besten mit den Beobachtungen an der Exelbergstraße überein. Weiters dürfte der Niederschlag eine relativ wichtige Rolle bei der Wanderung von *Rana temporaria* spielen. Für die Aktivität der Frösche waren Regenfälle zwar nicht obligat, doch hatten sie eine positive Wirkung. Das galt vor allem bei der Abwanderung aus dem Laichgebiet im April. Dabei fiel auf, dass nicht die Regenmenge für die Stärke der Wanderaktivität ausschlaggebend war, sondern die Dauer der Trockenperiode davor. Je länger es zuvor keinen Niederschlag gegeben hatte, umso mehr Frösche wanderten in der ersten Regennacht. Die Tiere schienen besonders in der Rückwanderungszeit eine Aufbruchsbereitschaft zu entwickeln. Je länger die trockenheitsbedingte Ruhepause dauerte, umso mehr Frösche wurden in Wanderbereitschaft versetzt. Regen diente dann als Startsignal, um das Laichgebiet zu verlassen. Nach mehreren aufeinander folgenden Regentagen flaute die Wanderung trotz reichlicher Feuchtigkeit und milder Temperaturen schnell ab.

Die Springfrösche schlossen ihre Wanderung zu den Laichgewässern fast zwei Wochen vor den Grasfröschen ab. Abgesehen davon stimmten die zeitlichen Abläufe der Wanderung beider Arten weitgehend überein. Es ließen sich in dieser Arbeit auch keine Unterschiede beim Einfluss des Wetters auf die Wanderaktivität von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria*

feststellen.

5.7 Fotografische Wiedererkennung bei *Rana temporaria*

Der Vergleich individueller Fleckenzeichnungen ist bei vielen Amphibienarten eine bewährte Methode zur Verfolgung und Wiedererkennung von Einzeltieren in Populationsstudien (HAGSTRÖM 1973, LOAFMAN 1991, JEHLE 1997, WINKLER & HEUNISCH 1997, VON BÜLOW 2001, GOLLMANN & GOLLMANN 2002, THIESMEIER & SCHULTE 2010). Da keine Besenderung bzw. Markierung der Tiere nötig ist, gilt diese Art der Wiedererkennung als besonders schonend und kostengünstig (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Obwohl die individuelle Erfassung mittels Fotografie bei vielen Amphibienarten gängig ist, sind bisher keine wissenschaftlichen Arbeiten bekannt, bei denen diese Methode an Grasfröschen angewendet wurde. Aufgrund der gut unterscheidbaren, variationsreichen Fleckenzeichnungen an der Dorsalseite erwies sich *Rana temporaria* für diese Art der Wiedererkennung jedoch als sehr gut geeignet.

Durch ortsspezifische Bedingungen am Schutzzaun in diesem Untersuchungsgebiet war die Erfassung dieser Tiere aber auch mit Einschränkungen verbunden: Aufgrund des vergleichsweise kurzen Zeitraums, in dem die Amphibienschutzzäune an der Exelbergstraße jährlich aufgestellt und betreut werden, haben die Tiere die Möglichkeit, lange unbeobachtet im Gebiet umherzuwandern. Zwar liegt die Hauptwanderungszeit der Grasfrösche im Frühjahr, kleinere Migrationswellen sind aber auch im Sommer und Herbst möglich (KNEITZ 1999). Weiters ist zu beachten, dass die Fangzäune linear aufgebaut sind und offene Enden aufweisen. Obwohl die Anlage einen fast 1 km langen Straßenabschnitt abdeckt, kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich ein Teil der Amphibien bei der Hin- oder Rückwanderung am Zaun vorbeibewegt. In diesem Fall werden die Tiere nicht oder nur einmal registriert; für einen erfolgreichen Wiederfund sind aber mindestens zwei Erfassungen ein und desselben Tieres notwendig. Der Einsatz einer nicht wasserfesten Fotokamera erwies sich im Laufe der Erhebungen als großer Nachteil. Die Grasfrösche wanderten, vor allem während der Rückwanderungszeit im April, bevorzugt bei Regenwetter. Bei zu starken Niederschlägen musste die fotografische Erfassung der Tiere aus technischen Gründen abgebrochen werden. In der Nacht vom 21.4. auf den 22.4.2008 fiel beispielsweise über 45 mm Niederschlag, was das Fotografieren mit der digitalen Spiegelreflexkamera unmöglich machte. In dieser Nacht

wanderten etwa 800 Grasfrösche aus dem Laichgebiet aus. Diese potentiellen Wiederfänge waren für die spätere Auswertung verloren. Trotz einer umfangreichen fotografischen Erfassung der Hinwanderer kam es dadurch zu einer verhältnismäßig niedrigen Wiederfang-Rate. Trotz dieser Einschränkungen konnten aber dennoch interessante Einblicke in die Wanderungsdynamik von *Rana temporaria* gewonnen werden.

Weibliche Grasfrösche verlassen nach der Eiablage rasch das Laichgewässer und begeben sich in dessen unmittelbare Umgebung. Nach einer Latenzzeit wandern sie endgültig in ihre Sommerlebensräume. Die Fang-Wiederfang-Untersuchung zeigte eine ausgeprägte zeitliche Synchronisation der Wanderung bei den Grasfrosch-Weibchen, besonders bei der Abwanderung aus dem Laichgebiet. Tiere, die bis Mitte März in das Gebiet eingewandert waren, verblieben dabei deutlich länger im Laichgebiet als später eingewanderte. Diese Beobachtung könnte dafür sprechen, dass die ersten Weibchen trotz der Anwesenheit einiger Männchen nicht sofort laichbereit waren (SAVAGE 1961, KNEITZ 1999). Grasfrösche bleiben im Laichgewässer teilweise eine Zeit lang inaktiv und laichen dann gleichzeitig ab. SAVAGE (1961) nannte den Zeitraum zwischen dem Erreichen des Laichgewässers und dem eigentlichen Laichakt „pre-spawning period“. Er berichtete weiters von einem Jahr, in dem zwischen der Ankunft der ersten Grasfrösche und dem Laichstart immerhin 17 Tage verstrichen. Im Jahr 1932 sollen zwischen dem Beginn der Wanderung und der Laichzeit sogar ganze zwei Monate vergangen sein!

Der zeitliche Migrationsverlauf der männlichen Grasfrösche unterschied sich stark von dem der Weibchen. Die Mehrzahl der Männchen wanderte in wenigen, großen Wanderschüben bereits vor dem 15. März ins Laichgebiet ein. Die Abwanderung erfolgte hingegen unregelmäßig und die Aufenthaltszeiten der Männchen variierten etwas stärker als die der Weibchen. Während dieser Untersuchung ließ sich kein Zusammenhang zwischen dem Anwanderungsdatum und dem Zeitpunkt der Rückwanderung feststellen.

6 Zusammenfassung

An der Exelbergstraße im 17. Wiener Gemeindebezirk werden wandernde Amphibien seit dem Jahr 2000 mittels Zaun-Kübel-Methode vor dem Straßentod bewahrt. Jedes Jahr wurden dort zwischen 2500 und 6000 Frösche, Kröten und Molche über die Straße getragen, im Jahr 2009 waren es sogar mehr als 9000 Tiere, die so gerettet werden konnten.

Im Untersuchungszeitraum vom 27.2. bis 6.5.2008 wurden insgesamt 5857 Amphibien am Schutzzaun gezählt. In dieser Saison wanderten acht verschiedene Amphibienarten über die Exelbergstraße: *Salamandra salamandra*, *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus carnifex*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana temporaria* und *Rana dalmatina*.

In der vorliegenden Arbeit wurde nun der Einfluss der Geländemorphologie an der Exelbergstraße auf die Wanderrouten von Amphibien, weiters die Auswirkungen von Temperatur und Niederschlag auf die Wanderung, und auch die Wanderphänologie der Grasfrösche (*Rana temporaria*) genauer untersucht.

Zur Ermittlung des Geländeeinflusses auf die Wanderung der Amphibien wurde das Gebiet um den Schutzzaun genau vermessen und anschließend mittels ArcGIS analysiert. Das Untersuchungsgebiet wurde dann in mehrere Zonen eingeteilt, die sich untereinander signifikant bezüglich ihrer topografischen Eigenschaften unterscheiden.

Es stellte sich heraus, dass die untersuchten Amphibienarten unterschiedlich auf die vorherrschenden Geländegegebenheiten reagierten. So waren etwa Alpenkammolche hauptsächlich im flachen, nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes zu finden. Der Großteil der beobachteten Bergmolche und Teichmolche wurde sowohl im nordwestlichen Bereich gefunden, als auch an jenem Straßenabschnitt, in dessen Nähe sich einige Laichgewässer befinden. Der prozentuelle Anteil an Steilbereichen im Untersuchungsgebiet und die Uferneigung hatten keinen bedeutenden Einfluss auf die Wanderung der Springfrösche und Grasfrösche. Sie überquerten die Exelbergstraße in unmittelbarer Nähe ihrer Laichgewässer, die sich im östlichen Teil des angestrebten Laichgebietes befinden. Dabei kletterten sie auch über die teilweise sehr steilen Uferböschungen des nahe gelegenen Eckbaches. Erdkröten wanderten eher über flacheres Gelände im Nordwesten des Untersuchungsgebietes in die südlichen und westlichen Bereiche des Hauptlaichgebietes.

In der Untersuchung wurde auch der Einfluss des Wetters berücksichtigt. Eine Woche vor

Beginn der Frühjahrswanderung herrschten weitgehend frostfreie Bedingungen. Die Wanderung aller sechs untersuchten Amphibienarten setzte mit einem starken Regenguss Ende Februar ein.

Im Untersuchungszeitraum querten nicht genug Molche die Exelbergstraße, um einen Einfluss des Wetters auf diese Amphibiengruppe nachweisen zu können. Die Mehrzahl der Erdkröten wanderte hauptsächlich bei Temperaturen über 5°C, aber solange die Nachttemperaturen nicht unter den Gefrierpunkt sanken, konnten weiterhin jeweils einige Tiere am Zaun gefunden werden. Regen förderte generell die Wanderung der Kröten, auch wenn sie teilweise ebenfalls bei Trockenheit aktiv waren. Die Wanderungsabläufe der Braunfrösche im Untersuchungsgebiet (*Rana dalmatina* und *Rana temporaria*) waren einander recht ähnlich in ihrem Verlauf. Die Frösche wurden aktiv, sobald die Minimaltemperaturen den Gefrierpunkt überschritten und die Maximaltemperaturen mehr als 10°C betragen. Weiters war die Wanderung der Braunfrösche stark vom Niederschlag beeinflusst. Sie wanderten hauptsächlich bei Regen, bei Trockenheit wurden sie hingegen eher selten am Schutzzaun angetroffen. Die intensivste Wanderung konnte stets beobachtet werden, wenn ein Regenschauer eine längere Trockenperiode beendete.

Ein weiterer Teilaspekt dieser Arbeit beinhaltete die Analyse der Wanderphänologie von *Rana temporaria* mittels der Fang-Wiederfang-Methode. Zur individuellen Wiedererkennung wurde die Dorsalseite der Grasfrösche fotografiert und die Bilder später optisch verglichen. Durch den mehrmaligen Fang einzelner Grasfrosch-Individuen konnten die Aufenthaltsdauer im Laichgebiet und die räumliche Verteilung entlang der Exelbergstraße untersucht werden.

Hierbei zeigte sich, dass die Wanderung der weiblichen Grasfrösche - vor allem die Abwanderung aus dem Laichgebiet - zeitlich stark synchronisiert abläuft. Bei den Männchen war jedoch eine solche zeitliche Abstimmung nicht zu erkennen. Die Abstände der Fundkübel bei erstmaligem und erneutem Fund variierten bei beiden Geschlechtern sehr stark. Manche Tiere wanderten denselben Weg zurück, auf dem sie zuvor ins Laichgebiet eingewandert waren, andere hingegen wurden in Kübeln wiedergefunden, die mehr als 400 m vom Ort des Erstfundes entfernt waren.

Literatur

ARGE WIENERWALD (Hrsg.) (2002): Machbarkeitsstudie Wienerwald – Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. Wien, 258 S.

ARNBERGER, E. & WISMEYER, R. (1952): Ein Buch vom Wienerwald. Vom Wesen und der Gestaltung seiner Landschaft. Wien, Verlag für Jugend und Volk, 223 S.

BARBAULT, R. & SASTRAPRADJA, S. (1995): Generation, maintainance and loss of biodiversity. In: Global biodiversity assessment. Edited by W. H. Heywood. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 193-274.

BERGER, H. & GÜNTHER, R. (1996): Bergmolch – *Triturus alpestris* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 104-120.

BERVEN, K.A. (1990): Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages in the wood frog (*Rana sylvatica*). Ecology 71: 1599-1608.

BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Bonn-Bad Godesberg, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (3. Aufl.), Heft 18, 150 S.

BLANKE, R. & METZGER, M (1987): Die Beziehungen zwischen Wanderverhalten und Amphibienschutz bei einer Population der Erdkröte (*Bufo bufo*) in der Umgebung des NSG "Weingartner Moor", Landkreis Karlsruhe. In: Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs; Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 223-234.

BLAUSCHECK, R. (1985): Amphibien und Reptilien Deutschlands. Landbuch-Verlag GmbH, Hannover, 160 S.

BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. & SOUSA, W. P. (1994): Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conserv. Biol. 8: 60-71.

BOLZ, U. (1995): Keine Chance für Standardlösungen! Amphibienschutz in einem Naherholungsgebiet-Erfahrungsbericht über das Erdkrötenprojekt Neuss-Morgensternsheide.- LÖBF-Mitteilungen, 20 (1): 23-27.

BRAUER, K. (1991): Kröten. Urania-Verlag, Leipzig, Jena, Berlin, 191 S.

BUCK, T. (1985): Zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* unter besonderer Berücksichtigung des Fortpflanzungsverhaltens. Informationsdienst Naturschutz Nr. 1, 5. Jahrgang, 30 S.

BUSCHENDORF, J. & GÜNTHER, R. (1996): Teichmolch – *Triturus vulgaris* (LINNAEUS, 1758). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag: 174-195.

CABELA, A. & TIEDEMANN, F. (1985): Atlas der Amphibien und Reptilien Österreichs. Wien-Horn, Neue Denkschr. d. Naturhist. Mus. Bd. 4, 80 S.

CABELA, A. (1993): Amphibienschutz auf Straßen - Ein Tagungsbericht. Herpetozoa 6: 75-78.

COOKE, A. S. (1982): A comparison of dates of breeding activity for the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*) at a site in Cambridgeshire, 1971-1981. Brit. J. Herpet. 6(6): 202-205.

COUNCIL OF EUROPE (Hrsg.) (1979): Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Bern.

CUMMINGS, D. F. (1912): Distant orientation in Amphibia. Proc. Zool. Soc. London: 8-19.

CZELOTH, H. (1931): Untersuchungen über die Raumorientierung von Triton. Zeitschr. f. vergl. Physiol. 13: 74-163.

DAYTON, C. M. & SCHAFER W. D. (1973): Extended Tables of t and Chi Square for Bonferroni Tests with Unequal Error Allocation. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 68, No. 341: 78-83.

DICK, G. & SACKL, P. (1988): Angaben zur Laichwanderung von Erdkröte, *Bufo b. bufo* (LINNAEUS, 1758), und Grasfrosch, *Rana t. temporaria* LINNAEUS, 1758, einiger Populationen im Waldviertel (Niederösterreich) sowie zu praktischen Schutzmaßnahmen. *Herpetozoa* 1 (1/2): 13-22.

DIEGO-RASILLA, F.J. (2003): Homing ability and sensitivity to the geomagnetic field in the alpine newt, *Triturus alpestris*. *Ethol. Ecol. Evol.* 15: 251-259.

DIEGO-RASILLA, F.J., LUENGO, R.M. & PHILLIPS, J.B. (2005): Magnetic compass mediates nocturnal homing by the alpine newt, *Triturus alpestris*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 58: 361-365.

DIESENER, G., REICHHOLF, J. & STEINBACH, G. (Hrsg.) (1985): Die farbigen Naturführer – Lurche und Kriechtiere. Mosaik Verlag GmbH München, 287 S.

DIETRICH, N. (1999): Jahreszyklus der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) des Neißetales – Landkreis Löbau-Zittau. *Elaphe* 7/2: 62-65.

DUNKEL, E. (2005): Effizienz und Funktionalität einer stationären Amphibien- und Kleintierschutzanlage in Berlin-Buch - Mit besonderer Berücksichtigung der Wanderphänologie von Amphibien. Diplomarbeit Humboldt Univ. Berlin, 75 S.

EIBL-EIBESFELD, I. (1949): Paarungsbiologie der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). Dissertation Universität Wien. 55 S.

EIBL-EIBESFELD, I. (1950): Ein Beitrag zur Paarungsbiologie der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). *Behaviour* 2: 217-236.

- EIBL-EIBESFELD, I. (1956): Vergleichende Verhaltensstudien an Anuren. II. Zur Paarungsbiologie der Gattungen Bufo, Hyla, Rana und Pelobates. Verh. Dtsch. Zool. Ges., Zool. Anz. Suppl. 19: 315-323.
- FELKE, M. (2010): Beobachtungen an Erdkröten. Reptilia 82: 73-78.
- FISCHER, J.H., FREAKE, M.J., BORLAND, S.C., PHILLIPS, J.B. (2001): Evidence for the use of magnetic map information by an amphibian. Anim. Behav. 62:1-10.
- FREAKE, M. J., BORLAND, S. C. & PHILLIPS, J. B. (2002): Use of magnetic compass for Y-axis orientation in larval bullfrogs, *Rana catesbeiana*. Copeia 2002: 466-471.
- FSV (Hrsg.) (2003): RVS 3.04 Umweltschutz – Amphibienschutz an Straßen, 8 S.
- FUELLHAAS, U., KLEMP, C., KORDES, A., OTTERSBERG, H., PIRMANN, M., THIESSEN, A., TSCHOETSCHEL, C. & ZUCCHI, H. (1989): Untersuchungen zum Straßentod von Vögeln, Säugetieren, Amphibien und Reptilien. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 42: 129-147.
- GEISE, U., ZURMÖHLE, H.-J., BORGULA, A., GEIGER, A., GRUBER, H.-J., KRONE, A., KYEK, M., LAUFER, H., LÜNEBURG, H., PODLOUCKY, R., SCHNEEWEISS, N., SCHWEIMANN, M., SMOLEWIENER, K. & ZUMBACH, S. (2008): Akzeptanzkontrollen für stationäre Amphibien-Durchlassanlagen an Straßen - Vorgaben für eine Methodenstandardisierung. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (8): 248-256.
- GEISSELMANN, B., FLINDT, R. & HEMMER, H. (1971): Studien zur Biologie, Ökologie und Merkmalsvariabilität der beiden Braunfroscharten *Rana temporaria* L. und *Rana dalmatina* BONAPARTE. Zool. Jb. Syst. 98: 521-568.
- GLANDT, D. (2004): Der Laubfrosch – ein König sucht sein Reich. Laurenti Verlag, 128 S.
- GOLLMANN, B. & GOLLMANN, G. (2002) Die Gelbbauchunke – Von der Suhle zur Radspur. Beiheft der Zeitschrift der Feldherpetologie 4, Laurenti Verlag, 135 S.

GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). – In: BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Wien-Köln-Weimar, Böhlau Verlag, 515 S.

GRILLITSCH, B., GRILLITSCH, H., TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreichs. Facultas-Verlag GmbH, Wien, 176 S.

GRILLITSCH, H. (1990a): Europäischer Laubfrosch. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition, pp. 80-86.

GRILLITSCH, H. (1990b): Seefrosch. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition, pp. 102-107.

GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996a): Alpen-Kammolch – *Triturus carnifex* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 141-142.

GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996b): Laubfrosch – *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 343-364.

GROSSENBACHER, K. (1988): Verbreitungsatlas der Amphibien in der Schweiz. Doc. Faun. Helvetiae 7, 207 S.

GÜNTHER, R., GEIGER, A. (1996): Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 274-302.

GÜNTHER, R., PODLOUCKY, J. & PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840. In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag: 389-412.

HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U. TARKHNISHVILI, D. & BÖHME, W. (2006): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der Wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, 420 S.

HAGSTRÖM, T. (1973): Identification of newt specimens by recording the belly patterns. Brit. J. Herpetol. Vol.4, No. 12: 321-326.

HARTEL, T. (1918): Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. North-Western Journal of Zoology 1: 5-13.

HEINE, G. (1987): Einfache Meß- und Rechenmethode zur Ermittlung der Überlebenschance wandernder Amphibien beim Überqueren von Straßen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 41: 473-479.

HELS, T. & BUCHWALD, E. (2001): The effect of road kills on amphibian populations. Biological Conservation 99: 331-340.

HENLE, K. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Analyse von Ursachen des Artenrückgangs aus herpetofaunistischen Kartierungsdaten am Beispiel einer langjährigen Erfassung. Zeitschr. f. Feldherp. 3:73-101.

HENLE, K. & STREIT, B. (1990): Kritische Bemerkungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und dessen Ursachen. Natur und Landschaft 65 (7/8): 347-361.

HERDEN, C., RASSMUS, J. & SCHWEIGERT, R. (1998): Wanderphänologie und Straßenmortalität von Amphibien - Ergebnisse einer Jahreserfassung an der Kreisstraße K 32 bei Rumohr, Kr. Rendsburg-Eckernförde (Schleswig-Holstein). Faunistisch-ökologische Mitteilungen 7: 417-436.

HERTLEIN, A. M. (1995): Demographische Untersuchungen an zwei Amphibienpopulationen im Siebengebirge. Diplomarbeit Univ. Bonn, 79 S.

HEUSSER, H. (1958): Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz I. Sonderdruck aus: Behaviour Vol. XII, 3, Zürich.

HEUSSER, H. (1959): Der rudimentäre Ruf der männlichen Erdkröte, Salamandra 5: 46-56.

HEUSSER, H. (1960): Über die Beziehung der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichgewässer II. Behaviour 16: 90-109.

HEUSSER, H. (1967): Wanderungen und Sommerquartiere der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). Diss. Phil, Zürich, 42 S.

HEUSSER, H. (1968a): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* (L.); Größenfrequenzen und Populationsdynamik. Forch-Zürich, Sonderdruck aus den Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen, 29, 29 S.

HEUSSER, H. (1968b): Die Lebensweise der Erdkröte *Bufo bufo* (L.) - Wanderungen und Sommerquartiere. Rev. Suisse Zool. 48: 927-982.

HEUSSER, H. (1969): The ecology and life history of the European common toad *Bufo bufo* (L.). An abstract of a five-year study. Forch-Zürich Heusser.

JACOBS, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's Electivity Index. Oecologia 14: 413-417.

JAHN, T. (Schriftl.), BRAUN, E., CALATIN-KRAUS, A., GÖTZ, P., HOFFRICHTER, O., LANGE, H., MIOTK, P. (1976): Brehms neue Tierenzyklopädie – Band 9: Reptilien und Amphibien. Herder, Freiburg, Basel, Wien, 328 S.

JEHLE, R. (1997): Markierung und Individualerkennung metamorphisierter Amphibien, unter besonderer Berücksichtigung der im Rahmen des „Amphibienprojekts Donauinsel (Wien)“ verwendeten Methodik. In: HÖDL, W., JEHL, R. & GOLLMANN, G. (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 103-118.

JEHLE, R. & SINSCH, U. (2007): Wanderleistung und Orientierung von Amphibien: eine Übersicht. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 14: 137-152.

JOLY, J., CHESNEL, F. & BOUJARD, D. (1994): Biological adaptations and reproductive strategies in the genus *Salamandra*. *Mertensiella* 4: 255-269.

JOLY, P., & MIAUD, C. (1993): How does a newt find its pond? The role of chemical cues in migrating newts (*Triturus alpestris*). *Ethol. Ecol. Evol.* 5: 447-455.

JUNGFER, W. (1943): Beiträge zur Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern. *Z. Morph. u. Ökol. D. Tiere* 40: 117-157.

KLEWEN, R. (1985): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsökologie des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède, 1788) an einer isolierten Population im Kreis Paderborn. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster* 47: 1-51.

KNEITZ, S. (1997): Langzeituntersuchungen zur Populationsdynamik und zum Wanderverhalten des Springfrosches im Drachenfelser Ländchens bei Bonn. In : KRONE, A., KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H. (Hrsg.): Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation. *Rana Sonderheft* 2: 231-24.

KNEITZ, S. (1999): Zur Jahresphänologie adulter Gras- (*Rana temporaria*) und Springfrösche (*Rana dalmatina*) an Laichgewässern im Drachenfelser Ländchen südwestlich von Bonn. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 6: 159-185.

KORDGES, T. (2003): Amphibien-Schutzmaßnahmen an bestehenden Straßen – Anspruch und Wirklichkeit. In: GLANDT, D., SCHNEEWEIß, N., GEIGER, A. & KRONSHAGE, A. (Hrsg.): Beiträge zum technischen Amphibienschutz. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 107-128.

KUHN, J. (1987): Straßentod der Erdkröte -Verlustquoten und Verkehrsaufkommen, Verhalten auf der Straße. In: LAUFER, H., FRITZ, C. & SOWIG, P. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs; Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 175-187.

KUHN, J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflussaue. Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz 2: 1-10.

KUHN, J. (1997): Die Erdkröte: eine biologische Portraitskizze und die Lebensgeschichte der Weibchen. Biologie in unserer Zeit 27: 76-86.

KUHN, J. & SCHMIDT-SIBETH, J. (1998): Zur Biologie und Populationsökologie des Springfrosches (*Rana dalmatina*): Langzeitbeobachtungen aus Oberbayern. Zeitschrift für Feldherpetologie 5(1/2): 115 - 138.

KYEK, M. (1995): Amphibienschutz an Straßen in Österreich - Empfehlungen für den Straßenbau. - LÖBF-Mitteilungen 20 (1): 34-40.

KYEK, M. (1997): Tod auf der Straße - Anmerkungen zum Amphibienschutz an Straßen in Österreich.- Mitteilungen aus dem Haus der Natur 13: 26-29.

LAITINEN, M. & PASANEN, S. (1998): Wintering site selection by the common frog (*Rana temporaria*) and common toad (*Bufo bufo*) in Finland: A behavioural experiment. Ann. Zool. Fennici 35: 59-62.

- LEBER, S. (2003): In 9 Jahren vom mobilen Amphibienschutzzaun zur stationären Schutzanlage. In: GLANDT, D., SCHNEEWEIß, N., GEIGER, A. & KRONSHAGE, A. (Hrsg.): Beiträge zum technischen Amphibienschutz. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 107-128.
- LOAFMAN, P. (1991): Identifying individual spotted salamanders by spot pattern. Herpetological Review 22: 91-92.
- MALETZKY, A. (2007): Amphibien – Biologie des Wanderns. Natur & Land 93, Heft 6: 11-15.
- MAZEROLLE, M. J. (2004): Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. Herpetologica, Vol. 60, Issue 1: 45-53.
- MITTMANN, R. (1989): Die Larvenbiologie von Grasfrosch (*Rana t. temporaria* LINNAEUS, 1758) und Erdkröte (*Bufo b. bufo* LINNAEUS, 1758) in verschiedenen Kleingewässern des Niederrheins. Staatsexamenarb. Univ. Köln, 121 S.
- MITTMANN, R. (1993): Die faunistische Bedeutung wassergefüllter Bombenrichter am Niederrhein. Metelener Schr.-Reihe Natursch. 4: 119-127.
- MÜNCH, D. (Hrsg.) (1992): Straßensperrungen – Neue Wege im Amphibienschutz. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Beiträge zur Erforschung der Dortmunder Herpetofauna, Band 18, 224 S.
- NEAL, K. R. C. (1956): The breeding habits of frogs and toads, Broomfield Lake, near Taunton 1952-1954. Brit. Journ. Herpet. 2 (2): 14-23.
- NÖLLERT A. & NÖLLERT C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Stuttgart, Franckh-Kosmos-Verlag, 382 S.
- OBERT, H.-J. (1976): Some Effects of the External Factors upon the Reproductive Behaviour of the Grass Frog *Rana t. temporaria* L. (Ranidae, Anura). Oecologica 24: 43-55.

OERTER, K. (1994): Zur Wirksamkeit von Ersatzlaichgewässern für Amphibien beim Fernstraßenbau. Dissertation Univ. Bonn, 312 S.

PECHMANN, J. H. K., SCOTT, D. E., SEMLITSCH, R. D., CALDWELL, J. P., VITT, L. J. & GIBBONS, J. W. (1991): Declining amphibian populations: The problem of separating human impact from natural fluctuations. *Science* 253: 892-895.

PFISTERMÜLLER, R. (2010): Licht am Ende des Tunnels. *Universum*, Nr. 5: 26-31.

PGO – Planungsgemeinschaft Ost (Hrsg.) (2002): Wienerwald-Deklaration 2002. Wien, 10 S.

RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (Hrsg.) (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.

RIEDEL-HASTIK, E. (2008): Biosphärenpark Wienerwald: Bedeutungs- und Nutzungswandel einer Kulturlandschaft. Wien, Univ. Dipl.-Arb., 154 S.

SAVAGE R. M. (1961): The Ecology and Life History of the Common Frog (*Rana temporaria temporaria*), Pitman, London, 221 S.

SCHÄFER, H.-J. & KNEITZ (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft – ein E + E-Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68: 376-385.

SCHECKENHOFER, B. (2009): Die Erdkröte im Lebensraum Fließgewässer: Reproduktionsstrategien von *Bufo bufo* L. in stehenden und fließenden Gewässern im Einzugsgebiet des Kajabachs. VDM Verlag, 144 S.

SCHEDL, H. (2007): „Amphibienschutz an Straßen“. Dokumentation im Auftrag des bmvit auf DVD.

- SCHEDL, H. & PINTAR, M. (2008): Untersuchungen zum Laichgewässerangebot einer Amphibiengesellschaft im Umfeld der Exelbergstraße im 17. Wiener Gemeindebezirk. Wien, Univ. f. Bodenkultur, 21 S.
- SCHITTAUF, A. (2006): Der Biosphärenpark Wienerwald: Perzeption und Lebensstile – eine empirische Analyse; Teilraum Wien. Wien, Univ. Dipl.-Arb., 210 S.
- SCHLÜPMANN, M. (1987): Beobachtungen zur Migration von *Triturus a. alestris* (Laurenti, 1768), *Triturus v. vulgaris* (Linnaeus, 1758) und *Triturus h. helveticus* (Razoumowski 1789). Jahrbuch für Feldherpetologie 1: 69-84.
- SCHLÜPMANN, M. & GÜNTHER, R. (1996): Grasfrosch – *Rana temporaria* LINNAEUS, 1758. In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 412-454.
- SCHLÜPMANN, M. & KUPFER, A. (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & WEDDELING, K. (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 107-128.
- SCHRADER, H. (1983): Der Laubfrosch in Rheinhessen-Pfalz: Verbreitung, Ökologie, Naturschutzaspekte. Natursch. u. Ornith. in Rheinland-Pfalz, Bd. 2: 667-694.
- SINSCH, U. (1988): Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo*: direction and magnitude of movements. Oecologia 76: 390-398.
- SINSCH, U., SCHÄFER, R. & SINSCH, A. (2006): The homing behaviour of displaced smooth newts *Triturus vulgaris*. In: VENCES, M., KÖHLER, J., ZIEGLER, T. & BÖHME W. (Hrsg): Herpetologia Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica, pp. 163-166.

SLATER, F. M, GITTINS, S. P. & HARRISON, J. D (1985): The timing and duration of the breeding migration of the common toad (*Bufo bufo*) at Llandrindod Wells Lake, Mid-Wales. Brit. J. Herpetol. Vol.6, No. 12: 424-426.

STOEFER, M. & SCHNEEWEIß, N (2001): Zeitliche und räumliche Verteilung der Wanderaktivitäten von Kammolchen (*Trituris cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands. In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Rana Sonderheft 4:249-268.

STORFER, A. (2003): Amphibian declines: future directions. Diversity and Distributions 9: 151-163.

STUNDNER, W. (2008): Amphibienschutzprojekt in Wien 17, Exelberg. Technischer Bericht. Wien, 14 S.

SZTATECSNY, M. & SCHABETSBERGER, R, (2005): Into thin air: vertical migration, body condition, and quality of terrestrial habitats of alpine common toads, *Bufo bufo*. Canadian Journal of Zoology 83: 788-796.

TEUFL, H. (2003): Tagung „Amphibienschutz an Straßen“ in Pöllau/Steiermark. Wien, ÖGH-Aktuell 12: 13-15.

THIELCKE, G. , HUTTER, C.-P., HERRN, C.-P. & SCHREIBER, R. (Hrsg.) (1991): Rettet die Frösche – das Standardwerk zum praktischen Amphibienschutz in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Aktualisierte Neuauflage, Thienemanns Verlag, Stuttgart, Wien, 125 S.

THIESMEIER, B. (1992a): Ökologie des Feuersalamanders. Westarp Wissenschaften, 126 S.

THIESMEIER, B. (1992b): Untersuchungen zur Jahresaktivität der Erdkröte (*Bufo bufo* LINNAEUS, 1758) und des Grasfrosches (*Rana temporaria* LINNAEUS, 1758) im Niederbergischen Land. Decheniana 145: 146-164.

THIESMEIER, B. (2004): Der Feuersalamander. Laurenti Verlag, 192 S.

THIESMEIER, B. & GÜNTHER, R. (1996): Feuersalamander – *Salamandra salamandra* (LINNAEUS, 1758). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp. 82-104.

THIESMEIER, B. & SCHULTE, U. (2010): Der Bergmolch – im Flachland wie im Hochgebirge zu Hause. Laurenti Verlag, 160 S.

TIEDEMANN, F. (1990a): Alpen-Kammolch. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition., pp. 27-29.

TIEDEMANN, F. (1990b): Bergmolch, Alpenmolch. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition, pp. 23-26.

TIEDEMANN, F. (1990c): Feuersalamander. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition, pp. 38-41.

TIEDEMANN, F. (1990d): Teichmolch, Streifenmolch. In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien, J & V Edition, pp. 34-37.

TIEDEMANN, F. & HÄUPL M. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). – In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Graz (Styria), Grüne Reihe d. Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend und Familie 2: 67-74.

UNESCO (Hrsg.) (1996): Biosphere reserves: The Seville Strategy and the Statutory Framework of the World Network. Paris, 21 S.

UNTERSTEINER, H. (2007): Statistik – Datenauswertung mit Excel und SPSS. Facultas Verlags- und Buchhandlungs AG, Wien, 192 S.

VAN GELDER, J. J., AARTS, H. M. J. & STAAL, H. J. W. M. (1986): Routes and speed of migrating toads (*Bufo Bufo* L.): A telemetric study. The Herpetological Journal 1: 111-114.

VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. Rana, Sonderheft 4: 145-162.

VON LINDEINER, A. (1992): Untersuchungen zur Populationsökologie von Berg-, Faden- und Teichmolch (*Triturus alpestris* L., *T. helveticus* Razoumoyski, *T. vulgaris* L.) an ausgewählten Gewässern im Naturpark Schönbuch (Tübingen). Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 3, 117 S.

WELLS, K. D. (1977): The social behaviour of anuran amphibians. Anim. Behav. 25: 666-693.

WILCOVE, D. S., MC LELLAN, D. H. & DOBSON, A. P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M. E., Conserv. Biol., Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 237-256.

WINKLER, C. & HEUNISCH, G. (1997): Fotografische Methoden der Individualerkennung bei Bergmolch (*Triturus alpestris*) und Fadenmolch (*T. helveticus*) (Urodela, Salamandridae). In: HENLE, K. & VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie, Mertensiella 7: 71-77.

ZAR, J. H. (1984): Biostatistical analysis -2nd Edition. Prentice Hall International, Inc., New Jersey, 718 S.

Links

<http://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/biosphaerenpark.htm> (Zugang: 26.9.2010)

<http://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/wienerwald.htm> (Zugang: 26.9.2010)

<http://bpww.at/biosphaerenpark/biosphaerenpark-wienerwald-facts> (Zugang: 26.9.2010)

<http://bpww.at/natur/schutzkategorien-schutzgebiete/die-kernzonen> (Zugang: 26.9.2010)

http://www.oeaw.ac.at/isr/Projekte/abbildungen/Bio_Park/kriterienkatalog.pdf

(Zugang: 26.9.2010)

Danksagung

Ich möchte mich sehr herzlich bei Univ. Prof. Dr. Johann Waringer und Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl für die Bereitstellung von Wetterdaten, die freundliche Unterstützung und die vielen, hilfreichen Anregungen zur Erstellung dieser Arbeit bedanken.

Ein besonderer Dank gilt meinen Eltern und meinen Freunden, die stets für mich da waren, mich durch meine Studienzeit begleitet haben und mich durch ihr großes Interesse an meiner Arbeit sehr gefördert haben.

Vielen Dank auch an Veronika Uhlik und Eva Csarmann vom Verein Amphibienschutz Wienerwald und an die vielen freiwilligen Helfer am Amphibienschutzzaun Exelberg. Sie machten das Projekt erst möglich und haben in den letzten Jahren hervorragende Daten zur Amphibienwanderung gesammelt, die ich dankenswerterweise in dieser Arbeit verwenden durfte.

Weiters bedanke ich mich sehr bei Richard Gemel vom Naturhistorischen Museum Wien für die Erfüllung meiner exotischen Literaturwünsche, bei Irene Zweimüller für die geduldige Hilfe bei der statistischen Auswertung meiner Daten und bei Thomas Hartinger sowie Klaus Niedergrotenthaler für die umfangreiche Beratung bei den Vermessungsarbeiten.

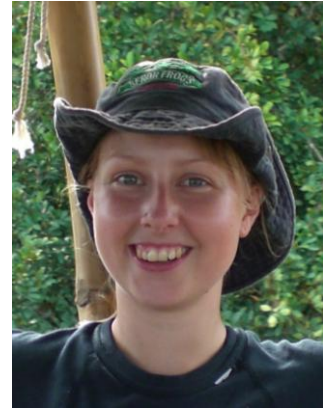
Ich bedanke mich ebenfalls bei Stephan Böhm, Mag. Eva Csarmann, Dr. Andera Waringer-Löschenkohl und Norbert Zierhofer für die Bereitstellung der Amphibienfotos.

Diese Arbeit wurde unterstützt von der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH.



LEBENS LAUF

Name: Julia Stockinger
Geboren am: 15.10.1984
Geburtsort: Mautern an der Donau
Eltern: Dr. Werner Stockinger
Dr. Birthe Stockinger
Nationalität: Österreich



Bildungsweg:

1991 - 1995 Volksschule Stein
1995 - 2003 BG/BRG Piaristengasse 2, Krems a. d. Donau
6.6.2003 Ablegung der Reifeprüfung
seit Oktober 2003 Studium der Biologie an der Universität Wien
seit Dezember 2005 Studienzweig Zoologie, Schwerpunkt: Limnologie

Tätigkeiten:

März-Juni 2006 Freilandpraktikum Amphibienökologie
seit März 2007 ehrenamtliche Betreuung des Amphibienzauns Exelberg
Juli-August 2007 Projektpraktikum „Schutz von Meeresschildkröten“ in Fethiye (Türkei)
November 2009 Kartierung und Darstellung von Amphibienlaichplätzen im Wienerwald im Zuge eines Praktikums an der BOKU Wien
März-April 2010 "LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen": Erhebung der Wanderstrecken von Amphibien im Projektgebiet zwecks Baufeldabsicherung