



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Bestandsaufnahme und Populationstrend der Amphibien
auf der Wiener Donauinsel

verfasst von

Kathrin Gasser

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 439

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Zoologie

Betreut von:

Univ.- Doz. Dr. Günter Gollmann

Danksagung

Zu allererst möchte ich mich bei Univ.-Doz. Dr. Günter Gollmann für die Betreuung und fachliche Beratung meiner Diplomarbeit sowie für seine Verlässlichkeit und ständige Erreichbarkeit bedanken.

Des Weiteren danke ich den MitarbeiterInnen der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museum Wiens für die Bereitstellung ehemaliger Daten. Vor allem bei Mag. Silke Schweiger und Johannes Hill möchte ich mich auch für ihre Geduld und Bereitschaft bedanken, mir immer wieder Fragen zu beantworten.

Bei Dr. Marc Sztatecsny (Department für Integrative Zoologie, Universität Wien) möchte ich mich für die Bereitstellung des Desinfektionsmittels „Virkon“ bedanken.

Für sein Engagement auf der Donauinsel sowie sein Interesse an meiner Arbeit möchte ich mich bei Jörg Matzner (MA 45) bedanken, der mir auch bei Fragen jederzeit zur Verfügung stand.

Auch meinem Freund sowie Freunden, Freundinnen und StudienkollegInnen gebührt großer Dank für ihr Interesse an meiner Arbeit und ihre Unterstützung besonders während stressiger Zeiten. Auch für die zeitweise Begleitung bei meiner Freilandarbeit und für das Korrekturlesen möchte ich mich bei euch bedanken.

Besonderer Dank gebührt auch meiner Familie, die mich während meines Studiums in verschiedenster Weise unterstützte und jahrelange Geduld zeigte. Auch für das Korrekturlesen meiner Arbeit möchte ich mich bei euch bedanken.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
<hr/>	
1.1. Entstehung der Donauinsel	1
1.2. Gestaltung der Donauinsel	2
1.3. Biotopverbund der Donauinsel	3
1.4. Die Amphibien der Donauinsel	4
1.5. Studien auf der Donauinsel	4
1.6. Ziel der Arbeit	5
2. Material und Methoden	7
<hr/>	
2.1. Bestandsaufnahme	7
2.1.1. Durchführung und Material	7
2.1.2. Erfassung und Bestimmung der Amphibien	9
2.1.3. Erfassung und Auswertung der Prädatoren	11
2.2. Methoden zur Populationsschätzung ausgewählter Arten	12
2.2.1. Laichballenzählung	12
2.2.2. Zählung von Adulttieren	12
2.2.3. Fang & Wiederfang	12
2.3. Auswertung der Bestandsaufnahme	13
2.4. Auswertung der Bestandsschätzung	14
2.5. Datengrundlage und Auswertung des Populationstrends	15
2.6. Charakterisierung und Lage der Gewässer	17
2.7. Kartenmaterial	17
3. Untersuchungsgebiet	19
<hr/>	
3.1. Die Donauinsel und ihre Gewässer	19
3.2. Untersuchungsgewässer	21
3.2.1. Phönixteich	22
3.2.2. Endelteich	24
3.2.3. Wiesenteich	25
3.2.4. Kirschenteich	26
3.2.5. Teuffteich	27
3.2.6. Tritonwasser	28
3.2.7. Erlenteich	30
3.2.8. Toter Grund	31

3.2.9. Bombenrichter	33
3.2.10. Grabenbiotop	34
3.2.11. Kreimellacke	35
3.2.12. Hüttenteich	36
3.2.13. Schwalbenteich	37
4. Ergebnisse	39
<hr/>	
4.1. Amphibienbestand	39
4.2. Prädatorenbestand	41
4.3. Springfrosch	42
4.3.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung	42
4.3.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	45
4.3.3. Populationstrend auf der Donauinsel	47
4.4. Wasserfrösche	50
4.4.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung	50
4.4.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	53
4.4.3. Populationstrend auf der Donauinsel	55
4.5. Rotbauchunke	58
4.5.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung	58
4.5.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	61
4.5.3. Populationstrend auf der Donauinsel	62
4.6. Erdkröte	64
4.6.1. Bestandsaufnahme	64
4.6.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	65
4.6.3. Populationstrend auf der Donauinsel	66
4.7. Knoblauchkröte	68
4.7.1. Bestandsaufnahme	68
4.7.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	68
4.7.3. Populationstrend auf der Donauinsel	70
4.8. Laubfrosch	72
4.8.1. Bestandsaufnahme	72
4.8.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	73
4.8.3. Populationstrend auf der Donauinsel	75
4.9. Teichmolch	78
4.9.1. Bestandsaufnahme	78
4.9.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	79
4.9.3. Populationstrend auf der Donauinsel	82

4.10. Donaukammolch	84
4.10.1. Bestandsaufnahme	84
4.10.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	85
4.10.3. Populationstrend auf der Donauinsel	87
4.11. Grasfrosch	89
4.11.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel	89
4.11.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	89
4.12. Balkan-Moorfrosch	92
4.12.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel	92
4.12.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	92
4.13. Wechselkröte	95
4.13.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel	95
4.13.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern	96
5. Diskussion	99
<hr/>	
5.1. Bestandsaufnahme	99
5.1.1. Verwechslungsmöglichkeiten bei Braunfröschen	99
5.1.2. Erfassungsprobleme an einzelnen Gewässern und methodische Anmerkungen	100
5.1.3. Erläuterungen zur Datenerhebung und Methodik	101
5.2. Populationstrend	103
5.2.1. Trend der einzelnen Arten	103
5.2.2. Entwicklung des Landhabitats	105
5.2.3. Gewässerentwicklung	107
5.2.4. Die Donauinsel als Ausbreitungskorridor – Wirksamkeit und Verbesserungsvorschläge	111
6. Zusammenfassungen	113
<hr/>	
6.1. Zusammenfassung	113
6.2. Abstract	115
7. Literaturverzeichnis	117
<hr/>	
8. Lebenslauf	125
<hr/>	

1. Einleitung

1.1. Entstehung der Donauinsel

Bereits im 15. Jahrhundert gab es erste Versuche den Vorläufer des heutigen Donaukanals auch bei niedrigem Wasserstand schiffbar zu halten. Auch im 17. Jahrhundert waren Wasserbauten im Raum Wien noch auf dieses Ziel beschränkt. Im 18. Jahrhundert kamen aufgrund von Überschwemmungen, die auf die Regulierungsbauten zur Dotierung des Donaukanals zurückzuführen waren, Bemühungen die Hochwassergefahr zu verringern hinzu. Der Bau von Schutzdämmen gewann an Bedeutung, zeigte jedoch nur geringen Erfolg. Ab dem Jahr 1760 fanden die ersten Durchstiche statt, um den Wasserspiegel zu senken (MOHILLA & MICHLMAYR 1996).

Ein weiterer Grund für einen Eingriff in das Wassersystem der Donau war der zunehmende Platzbedarf, da das fünf Kilometer breite Fluss-Au-Gebiet der Donau eine Entwicklung der Stadt nach Norden stets eine Grenze setzte (MICHLMAYR 1997). Die Bauarbeiten zur großen Donauregulierung fanden schließlich von 1870-1875 statt (MOHILLA & MICHLMAYR 1996), im Zuge derer der 13 Kilometer lange Durchstich errichtet wurde (MICHLMAYR 1997).

Der Querschnitt des neuen Strombettes bestand aus zwei Teilen: aus dem 285 m breiten Mittelwasserbett und dem 425 m breiten Inundationsgebiet, wobei das Überschwemmungsgebiet so angelegt war, dass es im Durchschnitt einmal pro Jahr überflutet wurde. Es entwickelte sich im Zusammenwirken mit einigen Altarmresten des ursprünglichen Donaulaufes (Rollerwasser, Stürzellacke, Toter Grund, Neumüller Hagel) wieder zu einer mehr oder weniger natürlichen Landschaft und hatte auch als Erholungsgebiet eine Bedeutung (MICHLMAYR 1997).

Durch zwei Hochwasserereignisse in den Jahren 1897 und 1899 wurden Zweifel an die ausreichende Kapazität des neuen Durchstiches, die bereits während den Bauarbeiten geäußert wurden, bestätigt (MOHILLA & MICHLMAYR 1996). Obwohl es zahlreiche Vorschläge und Projekte zur Verbesserung des Hochwasserschutzes gab, kam infolge der beiden Weltkriege und der schlechten Wirtschaftslage in der Zeit dazwischen keines der Projekte je in das Stadium einer Realisierung, während die Abfuhrkapazität des Durchstiches durch Ablagerung von Schwemmgut im Inundationsgebiet ständig weiter abnahm (MICHLMAYR 1997).

Nach einem weiteren Hochwasser im Jahre 1954 kam die Diskussion über die Verbesserung des Hochwasserschutzes wieder in Schwung und im März 1972 begannen schließlich nach dem Vorschlag von August Zottl die Bauarbeiten des 21 km langen „Entlastungsgerinnes“. Die hochwasserfreie „Donauinsel“ entstand dabei quasi als Nebenprodukt durch Aufschütten des Aushubmaterials im verbleibenden Teil des Überschwemmungsgebietes zwischen dem Entlastungsgerinne und dem Hauptstrom (MICHLMAYR 1997).

1.2. Gestaltung der Donauinsel

Im Jahr 1972 wurde von der Stadt Wien und der Republik Österreich ein städtebaulicher Ideenwettbewerb „Chancen für den Donaauraum“ eingeleitet, der auf die Gestaltung der Donauinsel und der Ufer des Entlastungskanals abzielte und in zwei Stufen ablief. Erste konkrete Ergebnisse, die umgesetzt werden konnten, lagen im Jahr 1977 vor. Abgesehen von architektonisch-städtebaulichen Gestaltungsvorschlägen brachte der Wettbewerb eine Variation in der Linienführung und in der Breite der Neuen Donau (MICHLMAYR 1997).

Für die Oberflächenstrukturen und die Nutzung der Insel standen zum einen die Schaffung eines Freizeit- und Naherholungsgebietes sowie zum anderen eine weitgehend naturnahe Landschaftsgestaltung im Vordergrund (GOLDSCHMID 1997). Steinwürfe wurden zum Teil mit Kies überschüttet und flacher angelegt, wodurch „Badestrände“ entstanden und es wurden Altbaumbestände des ehemaligen Überschwemmungsgebietes in die Gestaltung der Uferböschungen einbezogen (MICHLMAYR 1997). Zwei Altarmreste, die ursprünglich zugeschüttet werden sollten, blieben erhalten und es entstanden die ersten Teiche (GOLDSCHMID 1997).

Durch den Bau der Donauinsel ging jedoch der ehemalige Lebensraum zahlreicher Tier- und Pflanzenarten verloren. So wich die ehemalige Aulandschaft im Zuge der ersten Donauregulierung einem Überschwemmungsgebiet, welches letztlich durch den Bau der Neuen Donau und der Donauinsel vollständig verloren ging. Die Donauinsel stellt nun das Gegenteil des ehemaligen Landschaftstyps dar: das ursprüngliche großflächige, dynamische Feuchtgebiet wurde durch eine hochwassersichere, trockene, heiße Schotteraufschüttung ersetzt. Die auf der Donauinsel geschaffenen Feuchtbiotope sind daher für das Überleben vieler Tier- und Pflanzenarten, die früher die Donauauen und danach das Überschwemmungsgebiet bevölkerten, von höchster Relevanz (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Im Laufe der Jahre wurden zu den ersten, meist durch Bodenverdichtung zufällig entstandenen Teichen weitere Gewässer geplant und angelegt um in Verbindung mit Wanderkorridoren sowie Sommer- und Winterhabitaten ein Biotopverbundsystem auf der Donauinsel zu erhalten (GOLDSCHMID 1997).

1.3. Biotopverbund der Donauinsel

Nach JEDICKE (1994) versteht man unter einem Biotopverbund „einen räumlichen Kontakt zwischen Lebensräumen, der jedoch nicht unbedingt durch ein unmittelbares Nebeneinander gewährleistet sein muß; die zwischen gleichartigen Lebensräumen liegende Fläche muß für Organismen (in der Regel eine oder mehrere untersuchte Artengruppen) überwindbar sein, so daß ein Austausch von Individuen möglich ist“.

Bereits im Wettbewerb „Chancen für den Donauraum“ wurde darauf hingewiesen, dass die Donauinsel in Zukunft zu einem Korridor durch das Stadtgebiet werden könnte, der die rechtsufrigen Donauauen im Nordwesten und den Nationalpark Donauauen im Südosten verbindet (GOLDSCHMID 1997).

Das von JEDICKE (1994) beschriebene Konzept eines Biotopverbundes, wonach großflächige Lebensräume ebenso wichtig sind, wie Trittsteine zwischen den Inseln sowie Wanderkorridore und Nutzungsextensivierung, spiegelt sich auf der Donauinsel wieder:

So wurde bei der Anlage von Teichen darauf geachtet, dass sie größere Trockenbereiche der Insel zerteilen (GOLDSCHMID 1997). Des Weiteren stehen die Gewässer der Donauinsel über Wanderkorridore in Form von „extensiv gepflegten Wiesen, Gehölzgruppen und Brachäckern“ in Verbindung und durch Pflegeextensivierung und die Schaffung von kleinen temporären Laichgewässern wurde zur Verbesserung des Biotopverbundes beigetragen (GREßLER 1997). Auch wurden im Zuge der Errichtung des Donaukraftwerks Wien-Freudenau Uferabschnitte der Donauinsel neu gestaltet, wodurch unter anderem die Konnektivität erhöht werden sollte (CHOVANEK & SCHIEMER 2003).

Um die Entwicklung der Amphibienfauna und die Wirkung des Biotopverbundsystems beurteilen zu können gab es seit dem Bestehen der Donauinsel einige Studien (siehe Abschnitt 1.5), aufgrund deren Schlussfolgerungen notwendige Maßnahmen zur Verbesserung des Amphibienschutzes auf der Donauinsel erkannt und umgesetzt wurden.

1.4. Die Amphibien der Donauinsel

Alle zwanzig in Österreich beheimateten Amphibienarten (CABELA et al. 2001), stehen auf der Roten Liste der gefährdeten Tierarten Österreichs (GOLLMANN 2007).

Elf Arten sowie der Hybride *Pelophylax esculentus* wurden bisher auf der Donauinsel festgestellt: Der Springfrosch *Rana dalmatina*, der Grasfrosch *Rana temporaria*, der Balkan-Moorfrosch *Rana arvalis wolterstorffi*, der Laubfrosch *Hyla arborea*, die Rotbauchunke *Bombina bombina*, die Erdkröte *Bufo bufo*, die Wechselkröte *Bufo viridis*, die Knoblauchkröte *Pelobates fuscus*, der Teichmolch *Lissotriton vulgaris*, der Donaukammolch *Triturus dobrogicus*, der Seefrosch *Pelophylax ridibundus* und der Teichfrosch *Pelophylax esculentus* (KOGOJ 1997a).

Von diesen Arten gelten zwei (*T. dobrogicus*, *P. fuscus*) als stark gefährdet (Kategorie EN, „Endangered“) und fünf Arten (*B. bombina*, *B. viridis*, *H. arborea*, *R. arvalis*, *P. ridibundus*) als gefährdet (Kategorie VU, „Vulnerable“). Die Arten *B. bufo*, *R. dalmatina*, *R. temporaria*, *L. vulgaris* und *P. esculentus* finden sich auf der Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs in der Kategorie „Gefährdung droht“ (NT „Near Threatened“) (GOLLMANN 2007).

1.5. Studien auf der Donauinsel

Von den zahlreichen auf der Donauinsel durchgeführten Studien sollen im Folgenden vor allem jene erwähnt werden, die für die Auswertung dieser Arbeit herangezogen wurden:

Am Endelteich wurden von Mitarbeitern des Institutes für Zoologie der Universität Wien unter der Leitung von ao. Univ.- Prof. Mag. Dr. Walter Hödl (heute: Department für Integrierte Zoologie, Universität Wien) seit 1986 zwei Amphibienarten (Donaukammolch und Knoblauchkröte) im Rahmen von demographischen Langzeitstudien untersucht, wobei auch andere Amphibienpopulationen begleitend erfasst wurden. Über einen Zeitraum von mindestens zehn Jahren sollte dabei die Struktur, Phänologie und Dynamik der am Endelteich vorkommenden Amphibien-Lebensgemeinschaften studiert werden. An- und abwandernde Amphibien wurden dabei durch die Zaun-Kübelfallen-Methode erfasst und dokumentiert (SCHRAMM 1993) (siehe auch HÖDL et al. 1997). Zahlreiche Diplomarbeiten wurden im Rahmen dieser Langzeitstudie verfasst und bis in die heutige Zeit werden die damals erhobenen Daten für aktuelle Fragestellungen herangezogen (z.B. SCHMIDT et al. 2012).

Auch die Ameli-Lacken wurden über mehrere Jahre auf Amphibien untersucht:

Während bis Juli 1995 zu- und abwandernde Amphibien mithilfe eines Fangzaunes und Kübelfallen durch Dr. Robert Jehle und Mag. Ameli Paul-Thonke registriert wurden, wurde die anschließende Datenerhebung bis September 1995 von Eva Kogoj und Jutta Tamnig fortgeführt. Nach der Entfernung des Fangzaunes im September 1995 folgte eine zweijährige Studie, im Rahmen derer eine semiquantitative Bestandserhebung durchgeführt wurde um die Effektivität der angelegten Gewässer zu überprüfen (GREßLER 1997).

Im Rahmen eines weiteren von 1998 bis 2001 laufenden Monitorings erfolgte eine Bestandsaufnahme der Amphibien an neun neuen Feuchtbiotopen am Donauufer (ST1 bis ST9), am Tritonwasser, an der Kreimellacke sowie an den Ameli-Lacken. Auch weitere Gewässer (Schwalbenteich, Endelteich, etc.) wurden ergänzend untersucht. Die in den Jahren 1996 und 1997 erhobenen Daten (GREßLER 1997) wurden zusätzlich verwendet, um die Entwicklung der Amphibienfauna interpretieren zu können (CABELA et al. 2003).

Das Tritonwasser wurde außer im Zeitraum der oben erwähnten Studie (CABELA et al. 2003) bereits seit seiner Fertigstellung im Jahr 1990 untersucht, um die Entwicklung des neu angelegten Gewässers beurteilen zu können (CHOVANEK et al. 1993, TEUFL 2002).

1.6. Ziel der Arbeit

Der Bau der Donauinsel bewirkte für die ehemals im Überschwemmungsgebiet beheimateten Amphibien einen Lebensraumverlust. Durch die Anlage von Gewässern als Sekundärbiotop sollte dieser auf der Donauinsel ausgeglichen werden.

Um einen etwaigen Handlungsbedarf für ein Fortbestehen der Amphibienpopulationen auf der Donauinsel erkennen zu können, war es daher zunächst ein Ziel der Arbeit den Amphibienbestand an dreizehn Gewässern im Jahr 2011 zu erheben, wobei vor allem die An- beziehungsweise Abwesenheit von Arten sowie deren jeweiliger Status (Einzeltiere, Reproduktion, Metamorphoseerfolg) registriert werden sollte. Ein weiteres Ziel war es anhand der aufgenommenen Daten im Jahr 2011 sowie anhand erhobener Daten seit 1983 einen Populationstrend der Arten zu beschreiben, um die Funktion der Gewässer als (Laich-) Habitat sowie notwendige Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen erkennen zu können. Des Weiteren sollte die bereits in früheren Arbeiten gestellte Frage nach einer möglichen Korridorfunktion der Donauinsel zwischen den nördlichen und südlichen Donauauen Wiens aufgegriffen und diskutiert werden.

2. Material und Methoden

2.1. Bestandsaufnahme

2.1.1. Durchführung und Material

Die Bestandsaufnahme erfolgte mit einer Fangbewilligung der niederösterreichischen Landesregierung für Amphibien auf dem in Niederösterreich gelegenen Nordteil der Wiener Donauinsel (RU5-BE-18/020-2011) und einer naturschutzbehördlichen Ausnahmegewilligung für den Fang aller heimischen Amphibien und Reptilien in den Wiener Gemeindebezirken 21 und 22 (Donauinsel) (MA 22 – 230/2011). Die aufgenommenen Daten wurden der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums zur Verfügung gestellt.

Die Begehungen der Gewässer erfolgten alle ein bis 2 Wochen von Anfang März bis Mitte September, wobei sie ausschließlich unter der Woche (Montag bis Freitag) durchgeführt wurden. Das Wochenende wurde aufgrund des erhöhten Besucherdruckes und der damit verbundenen Störung der Amphibien gemieden. Bedingt durch den unterschiedlichen Zeitaufwand pro Gewässer, wurden diese im Laufe der Bestandsaufnahme auf drei verschiedene „Runden“ aufgeteilt, die jeweils mit dem Fahrrad absolviert wurden:

Nordrunde: Phönixteich, Endelteich, Wiesenteich, Kirschenteich, Teufelteich

Südrunde 1: Erlenteich, Grabenbiotop, Kreimellacke, Hüttenteich, Schwalbenteich

Südrunde 2: Tritonwasser, Bombentrichter, Toter Grund

Während diese Runden in ihrer Zusammenstellung zumeist gleich absolviert wurden, wurde die Reihenfolge der einzelnen Gewässer zum Teil variiert, um die Gewässer zu unterschiedlichen Tageszeiten untersuchen zu können. Mit Hilfe eines Fahrradkorbes, des Gepäckträgers und Rucksackes wurden zwei Kescher unterschiedlicher Größe, Watstiefel, Gläser für die Larvenbestimmung, ein Zollstab, eine Waage, eine Schiebelehre, ein Bestimmungsschlüssel, eine Schüssel, zwei Kübel und eine Lupe mitgeführt (Abb. 1, Abb. 2).

Um eine Verschleppung des Chytridpilzes zu verhindern, wurden sämtliche Untersuchungsmaterialien nach den einzelnen Runden mit dem Desinfektionsmittel „Virkon“ gereinigt.



Abbildung 1: Material der Bestandsaufnahme



Abbildung 2: Transport der Ausrüstung

2.1.2. Erfassung und Bestimmung der Amphibien

Da die Erfassung der einzelnen Amphibienarten aufgrund deren unterschiedlichen Lebensweisen und Erfassbarkeit im Gelände auch unterschiedliche Methoden erfordert (GOLLMANN et al. 2007), wurden in vorliegender Arbeit verschiedene Methoden kombiniert um alle in dem Gebiet potentiell vorkommende Arten zumindest qualitativ erfassen zu können. Da auf den Nachweis möglicher Reproduktionsaktivitäten besonders Wert gelegt wurde, kam vor allem standardisiertes Keschern zum Einsatz um die Anwesenheit von Larven festzustellen. Die Zählung von Amphibienlaich, die Dokumentation gesichteter juveniler, subadulter und adulter Individuen, die Registrierung von rufenden Männchen sowie eine Nachtbegehung pro Gewässer (Ausleuchten der Gewässer) waren weitere, ergänzende Erfassungsmethoden. Auch Individuen außerhalb der Gewässer wurden dokumentiert.

Die Bestimmung der einzelnen Arten in sämtlichen Stadien erfolgte nach einem Skript der Vorlesung „Praktikum Süßwasservertebraten“ (zusammengestellt von: Dr. Christian Baumgartner, Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl, Mag. Brigitte Brychta) sowie nach einem Bestimmungsschlüssel für Amphibien und Reptilien (B. GRILLITSCH 2001, H. GRILLITSCH 2001). Während der Großteil der auf der Donauinsel vorkommenden Amphibien anhand morphologischer Merkmale gut voneinander unterscheidbar sind, soll die Artbestimmung von Individuen des Wasserfroschkomplexes und des Kammmolchkomplexes im Folgenden näher erläutert werden:

- Wasserfroschkomplex

Die Bestimmung der drei in Österreich vorkommenden Arten des Wasserfroschkomplexes setzt deren Fang voraus, da sie sich in morphologischen Merkmalen unterscheiden, die eine genauere Betrachtung des jeweiligen Tieres erfordern. Für die Artbestimmung sind zum Beispiel die Größe und Form des Fersenhöckers sowie die Färbung der Hinterseite des Oberschenkels geeignet (H. GRILLITSCH 2001). Auch die Quotienten aus vier Körpermaßen und eine Fersenprobe ermöglichen eine Bestimmung (BENKÖ 2008, GÜNTHER 1990).

Derartige Merkmale konnten jedoch bei der in dieser Arbeit erfolgten Sichtkartierung nur in Ausnahmefällen (sporadische Fänge) erfolgen. Die drei in Österreich vorkommenden Arten des Wasserfroschkomplexes – Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*), Teichfrosch (*Pelophylax* kl. *esculentus*) und kleiner Teichfrosch (*Pelophylax lessonae*) - wurden daher in dieser Arbeit nicht unterschieden, sondern zusammenfassend als „Wasserfrösche“ (*Pelophylax* sp.) bezeichnet.

- Triturus cristatus-Komplex - Kammolche

In Österreich sind drei Kammolcharten heimisch, wobei in einigen Gebieten Mischpopulationen von zwei oder auch allen drei Arten bestehen. Der Alpenkammolch (*T. carnifex*) hat das größte Verbreitungsgebiet der heimischen Kammolche. Er wurde in allen Bundesländern außer Vorarlberg nachgewiesen, wobei sein Verbreitungsschwerpunkt im Süden und Südosten sowie im Vorfeld der nördlichen Kalkalpen liegt. Der nördliche Kammolch (*T. cristatus*) ist auf den Norden und Westen des Landes beschränkt, wobei Verbreitungsschwerpunkte im Rheintal, nördlich der oberen Donau und im Waldviertel liegen. Der Donaukammolch (*T. dobrogicus*) besiedelt die Flussniederungen des östlichen, pannonisch beeinflussten Österreichs in Niederösterreich, Wien und Burgenland (GOLLMANN et al. 2007). Überall, wo Mitglieder dieses Artenkreises aufeinander treffen, kann es zur Hybridisierung kommen, wie zum Beispiel im Raum Wien zwischen *T. carnifex* und *T. dobrogicus* (KLEPSCH 1994, MAYER 2001).

Die Artbestimmung der Individuen des Kammolchkomplexes setzt deren Fang voraus, da sie sich nur geringfügig morphologisch unterscheiden. Während der Donaukammolch als schlanker, langrumpfiger Molch mit relativ kleinen, zarten Beinen beschrieben wird, ist für den Kammolch (*Triturus cristatus*) ein mäßig-schlanker bis gedrungener Körper mit relativ großen, kräftigen Beinen typisch (H. GRILLITSCH 2001). Da die während der Bestandsaufnahme gefangenen Tiere eher dem Habitus des Donaukammolches entsprachen, und auch die geographische Lage mit dem Verbreitungsgebiet des Donaukammolches übereinstimmt, wurden gesichtete Individuen sowie Larven ebenfalls als *Triturus dobrogicus* bezeichnet. Ob es sich um Hybride zwischen *T. carnifex* und *T. dobrogicus* handelte, die phänotypisch dem Donaukammolch entsprachen, wurde nicht untersucht.

- Standardisiertes Keschern:

Um etwaige Amphibienlarven zu erfassen wurde auf folgende Art und Weise standardisiert gekeschert:

Je nach Größe und Struktur der Gewässer wurden diese zunächst in Gruppen (1-4) eingeteilt, für welche die Anzahl der Kescherzüge festgelegt wurde (Tab. 1). Variiert wurden anschließend lediglich die Stellen an denen gekeschert wurde („Kescherstellen“), die Anzahl der Kescherzüge wurde während des gesamten Untersuchungszeitraumes beibehalten. An großen und strukturreichen Gewässern wurde im Uferbereich an mehreren Stellen gekeschert. Nur bei den kleinsten Gewässern (Gruppe 1) konnte der gesamte Wasserkörper abgekeschert werden. Während bei relativ offenen Flächen ein größerer Kescher verwendet wurde, kam an besonders verwachsenen Gewässern beziehungsweise verwachsenen Teilen der Gewässer ein kleinerer Kescher zum Einsatz. Um die unterschiedliche Größe der

Kescher zu kompensieren, wurden mit dem größeren Kescher pro Stelle je fünf Züge, mit dem kleineren Kescher hingegen jeweils zehn Züge gemacht.

Die so gefangenen Larven wurden für kurze Zeit in eine Schüssel gegeben und mit Hilfe einer Lupe und Glasröhrchen in verschiedenen Größen auf Art bestimmt. Anschließend wurden die Larven an ihrer Fangstelle wieder ins Wasser zurückgelassen.

Tabelle 1: Übersicht der Anzahl an Kescherzügen (großer Kescher) pro Gewässer.

Gruppe	Gewässer	Kescherstellen	Kescherzüge
1	Wiesenteich	1	5
	Kirschenteich		
2	Grabenbiotop	2	10
	Bombentrichter		
	Erlenteich		
3	Endelteich	3	15
	Teufelteich		
	Schwalbenteich		
4	Kreimellacke	4	20
	Phönixteich		
	Hüttenteich		
	Tritonwasser		
	Toter Grund		

2.1.3. Erfassung und Auswertung der Prädatoren

Die Erfassung der an den Gewässern vorhandenen Prädatoren erfolgte zum Teil durch Sichtungen (Vögel, Reptilien, Fische) sowie zum Teil durch eine semiquantitative Registrierung im Zuge des standardisierten Kescherns (Insekten und ihre Larven).

Während gesichtete Prädatoren nach ihrer An- beziehungsweise Abwesenheit an den Untersuchungsgewässern ausgewertet wurden, erfolgte für gekescherte Fraßfeinde eine Klassifizierung nach deren Häufigkeit.

2.2. Methoden zur Populationsschätzung ausgewählter Arten

2.2.1. Laichballenzählung

Beim Abgehen des Gewässerrandes wurden alle sichtbaren Laichprodukte bestimmt und abgezählt. Die Verwendung einer entspiegelten Sonnenbrille war bei der Sichtung von unter Wasser liegenden Laichballen von Vorteil und wurde bei schlechter Sicht (reflektierende Wasseroberfläche) regelmäßig verwendet.

Anhand der Laichballenanzahl können bei den Arten Springfrosch, Grasfrosch und Moorfrosch Hochrechnungen auf adulte Individuen erfolgen. Hierfür sind das Geschlechterverhältnis und die Laichballenanzahl pro Weibchen ausschlaggebend.

Während der Grasfrosch und der Moorfrosch auf der Donauinsel nicht zu finden waren, erfolgte beim Springfrosch die Hochrechnung der Laichballen nach KYEK (in MALETZKY 2010), der ein typisches Geschlechterverhältnis von 2:1 annimmt. Jeder Laichballen entspricht daher drei adulten Individuen, wobei für die Berechnung der Bestandsgröße für jedes Gewässer jene Begehung gewählt wurde, bei der die meisten Laichballen festgestellt wurden (MALETZKY 2010).

2.2.2. Zählung von Adulttieren

Um die Gruppe der Wasserfrösche quantitativ erfassen zu können wurden die bei einem Rundgang um das Gewässer flüchtenden Tiere gezählt, wobei darauf geachtet wurde, ob es sich dabei um adulte, subadulte oder juvenile Tiere handelte (GOLLMANN et al. 2007).

2.2.3. Fang & Wiederfang

Diese Methode wurde für ausgewählte Arten (Rotbauchunke, Teichmolch, Donaukammolch) angewandt um sie erfassen und ihre Populationsgröße sowie Populationsstruktur abschätzen zu können. Individuen dieser Arten wurden je nach Gewässercharakteristik mit Hilfe des großen oder kleinen Keschers kurzfristig gefangen, mit einer Kamera (CANON PowerShot SX200 IS) bauchseitig fotografiert, mit einer Schiebelehre vermessen (0,0 mm) und mit einer Waage (KERN: Tee 150-I) gewogen (0,0 g).

Für die Rotbauchunke wurde mit den erhobenen Daten dreier, nahe beieinander liegender Gewässer (Bombentrichter, Toter Grund, Grabenbiotop) eine Populationsschätzung nach Chapman durchgeführt (siehe Abschnitt 2.4). Für den Teich- und Donaukammolch wurden die Fang-Wiederfang-Daten nicht weiter bearbeitet, da sie für eine Populationsschätzung nicht ausreichend waren.

2.3. Auswertung der Bestandsaufnahme

Die Darstellung der An- beziehungsweise Abwesenheit der Amphibien an den Gewässern erfolgte mithilfe von Tabellen und Abbildungen, wobei diese jeweils die Fangzahlen der einzelnen Arten enthalten und nicht als Populationsschätzung anzusehen sind.

Die erhobenen Daten wurden nach Arten sortiert und für die einzelnen Gewässer ausgewertet, wobei für die Gewässer folgende Abkürzungen eingeführt wurden: Phönixteich (Ph), Endelteich (En), Wiesenteich (Wi), Kirschteich (Ki), Teufelteich (Te), Tritonwasser (Tr), Erlenteich (Er), Bombentrichter (Bt), Toter Grund (TG), Grabenbiotop (Gr), Kreimellacke (Kr), Hüttenteich (Hü), Schwalbenteich (Sc).

Von den adulten, subadulten und juvenilen Individuen wurden jeweils die Summen aus allen Begehungen der einzelnen Gewässer berechnet. Als einzige Ausnahme wurde für die Wasserfrösche jeweils die bei einer Begehung maximal festgestellte Anzahl pro Gewässer ermittelt. Angaben zu Männchen, Weibchen und Larven sind ebenfalls die jeweiligen Summen der bei allen Begehungen erhobenen Daten pro Gewässer.

Angaben zu Laichballen (Springfrosch, Wasserfrösche, Laubfrosch) stellen beim Springfrosch und bei den Wasserfröschen die Maximalanzahl pro Gewässer dar, beim Laubfrosch wurden die Summen aller Begehungen pro Gewässer gebildet.

Weiters wurden wahrgenommene Rufe und der sich aus den Daten ergebende Status der Arten in den jeweiligen Gewässern in die Tabellen eingebracht, wobei zwischen drei Statusklassen unterschieden wurde: adulte und/oder subadulte Individuen (x), Eier und/oder Larven (r) und Metamorphoseerfolg (M). Letzterer wurde ausschließlich beim Vorfinden von juvenilen Individuen angenommen. Wurden an einem Gewässer keine adulten Tiere einer Art gesichtet, aber Rufe wahrgenommen, wurde für die Statusklasse ebenfalls ein x eingetragen (z.B. Erdkröte an der Kreimellacke). Konnten die Rufe zusätzlich auch quantifiziert werden (Rotbauchunke, Erdkröte und Laubfrosch), wurde die Anzahl der Rufe unter der Annahme, dass nur adulte Männchen Paarungsrufe von sich geben, in die entsprechenden Kategorien (Männchen und adulte Tiere) eingerechnet.

2.4. Auswertung der Bestandsschätzung

Eine Bestandsschätzung wurde für ausgewählte Arten - Springfrosch, Wasserfrösche und Rotbauchunke – durchgeführt und erfolgte jeweils artspezifisch:

Für den Springfrosch wurden die Ergebnisse der Laichballenzählungen (Maximalanzahl pro Gewässer) herangezogen. Nach KYEK (in MALETZKY 2010), der ein Geschlechterverhältnis von 2:1 annimmt, kann pro Laichballen von drei adulten Springfröschen ausgegangen werden. Für die Auswertung wurde daher das jeweilige Maximum an Laichballen mit drei multipliziert, um den geschätzten Adultbestand zu ermitteln (Maximalzahl Laichballen * 3).

Die Populationsschätzung für den Wasserfroschkomplex erfolgte anhand der gezählten adulten Individuen, wobei das Maximum der adulten Tiere, die bei einer Begehung gezählt wurden, pro Gewässer herangezogen wurde (vgl. GOLLMANN et al. 2007).

Die Rotbauchunke wurde im Bereich des Toten Grundes an drei Gewässern (Grabenbiotop, Kreimellacke, Bombentrichter) mittels Fang-Wiederfang genauer untersucht. Gefangene Individuen wurden hierbei vermessen, gewogen, auf Geschlecht bestimmt und bauchseitig fotografiert. Aus den erhaltenen Daten wurde die Population nach der Chapman-Methode (in DONNELLY & GUYER 1994), eine Abwandlung des Petersen-Index, für diesen Bereich der Donauinsel geschätzt:

$$\hat{N}_C = \frac{(r+1)(n+1)}{(m+1)} - 1$$

r... Zahl der gefangenen und fotografierten Tiere bis einschließlich 10.6.2011 (1. Fang)

n... Zahl der gefangenen und fotografierten Tiere ab dem 22.6.2011 (2. Fang)

m... Zahl der Individuen, die in beiden Zeiträumen gefangen wurden

Um die Populationsstruktur der Rotbauchunken darzustellen, wurde mit den Daten der Fang-Wiederfanguntersuchung ein Größenfrequenzdiagramm erstellt. Hierfür wurden die Körperlängen (Kopf-Rumpf-Länge) der Tiere in Klassen eingeteilt (Klassenbreite: 4 mm) (GOLLMANN et al. 2007). Bei Tieren, die mehrmals gefangen und vermessen wurden, wurde der Mittelwert der Messungen herangezogen.

2.5. Datengrundlage und Auswertung des Populationstrends

Für die Auswertung eines Populationstrends wurden von der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museum Wiens Daten, die bisher auf der Donauinsel gesammelt wurden, zur Verfügung gestellt (im folgenden „Daten NHM“). Für das Jahr 2005 wurden von Johannes Hill Daten zur Verfügung gestellt (im folgenden „Daten HILL“).

Sie wurden mit Hilfe des Programms „Microsoft Excel 2002“ bearbeitet und sortiert, um einen Trend der Arten an den jeweiligen Gewässern seit 1983 erkennen zu können. Hierfür wurde aus den Daten der jeweilige Status der Arten pro Jahr und Standort analysiert, wobei zwischen drei Statusklassen unterschieden wurde:

- 1.) Nachweise von Adulten und/oder Subadulten (x)
- 2.) Nachweise von Reproduktionsaktivitäten (r)
- 3.) Nachweise von Metamorphoseerfolgen (M)

Des Weiteren wurden Ergebnisse ehemaliger Projekte, die an ausgewählten Gewässern (Endelteich, Wiesenteich, Kirschenteich, Tritonwasser, Kreimellacke) stattfanden, berücksichtigt, um Entwicklungen der Populationen genauer beschreiben zu können (vgl. CABELA et al. 2003, KOGOJ 1997b) (siehe Abschnitt 1.5). So wurden in dieser Arbeit die Fangzahlen aller am Endelteich vorkommenden Anura und Urodela, die in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 erhoben wurden, nach KOGOJ (1997b) dargestellt. Für die Gewässer Wiesenteich, Kirschenteich, Tritonwasser, Erlenteich und Kreimellacke wurden die Ergebnisse von CABELA et al. (2003) herangezogen, in denen sich Angaben zur apparenten Bestandsgröße und zum Reproduktionsstatus sämtlicher erhobener Arten finden. Auch eine Klasseneinteilung der erhobenen Daten nach CABELA et al. (2003) wird in dieser Arbeit erwähnt (Tab. 2).

Aufgrund teilweiser Abweichungen zwischen den verschiedenen Datenquellen wurden die Daten stets getrennt voneinander behandelt. Je nach Art und Gewässer wurden letztendlich jene Daten mit dem höchsten Informationsgehalt für die Beschreibung des Trends verwendet und sowohl untereinander als auch mit den Daten der vorliegenden Bestandsaufnahme verglichen.

Tabelle 2: Legende der Klasseneinteilung nach CABELA et al. (2003).

Status	Bestandsbeschreibung	Erläuterung
1A	einzelne Durchzügler	Gelegentlich Nachweis von wenigen verwandelten Tieren, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte
2A	nicht bzw. kaum reproduzierender kleiner Bestand (Sommerquartier)	regelmäßiger Nachweis von verwandelten Tieren in geringer bis mittlerer Zahl, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte
3A	nicht bzw. kaum reproduzierender großer Bestand (Sommerquartier)	regelmäßiger Nachweis von verwandelten Tieren in (sehr) großer Zahl, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte
1B	Kleine, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft	Adulte in geringer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
2B	mittlere, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft	Adulte in mittlerer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
3B	große, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft	Adulte in (sehr) großer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
1C	Kleiner, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand	Adulte in geringer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
2C	mittlerer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand	Adulte in mittlerer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
3C	großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand	Adulte in großer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
4C	Sehr großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand	Adulte in sehr großer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich

2.6. Charakterisierung und Lage der Gewässer

Für die Beschreibung der Untersuchungsgewässer wurde im Zuge der Begehungen auf für Amphibien relevante Gewässercharakteristika (Gewässertyp, Besonnungsgrad, Vegetationsanteil, offene Wasserfläche/Sukzessionsgrad) geachtet. Anschließend erfolgte eine Einteilung dieser Elemente in beschreibende Kategorien (gering, mittel, hoch), wobei der jeweilige Anteil geschätzt wurde.

Angaben zu den Koordinaten und Flächenangaben der Gewässer sowie zu den Distanzen zwischen den Gewässern wurden mit dem Stadtplan des geographischen Geoinformationssystems der Stadt Wien (ViennaGIS) ermittelt.

Als Koordinatenpunkt (WGS84) wurde die jeweilige Gewässermitte gewählt (Tab. 3). Flächenangaben und Distanzen wurden ebenfalls mittels ViennaGIS gemessen, wobei auch für Distanzen die jeweilige, ungefähre Gewässermitte als Ausgangs- beziehungsweise Endpunkt herangezogen wurde. Die Darstellung der Gewässerdistanzen (Abb. 5) wurde mit dem Programm „Corel Draw 12“ erstellt.

2.7. Kartenmaterial

Als Grundlage für die Übersichtskarten der Gewässerlagen (Abb. 3, Abb. 4) diente der NÖ-Atlas 3.0. Das dortige Kartenmaterial wurde im August 2012 übernommen und mit dem Programm „Corel Draw 12“ bearbeitet, um eine Übersicht der Gewässerlagen auf der Donauinsel darstellen zu können.

Sämtliche in dieser Arbeit gezeigten Fotografien wurden von der Autorin aufgenommen, Luftbilder entstammen dem Programm „Google Earth“ (Vers. 6.2.1.6014 (beta)).

3. Untersuchungsgebiet

3.1. Die Donauinsel und ihre Gewässer

Die sich großteils durch das Stadtgebiet Wiens erstreckende Donauinsel mit einer Länge von 21 km und einer wechselnden Breite von 210-240 m kann im Wesentlichen in drei Abschnitte (Nord-, Mittel- und Südteil) unterteilt werden. Der Nordteil reicht vom Einlaufbauwerk bis zur Floridsdorfer Brücke, wobei der nördlichste Bereich auf niederösterreichischem Gebiet liegt. An ihn grenzt der Mittelteil, der sich bis zur Reichsbrücke erstreckt. Der anschließende Südteil reicht bis zum Auslaufbauwerk. Besonders der Mittelteil wird aufgrund seiner guten Erreichbarkeit mit öffentlichen Verkehrsmitteln von der Bevölkerung extensiv genutzt. Aufgrund der hier zu findenden Lokale und öffentlichen Sportflächen, aber auch aufgrund anderer Freizeattraktionen sowie Veranstaltungen (Donauinselfest, Konzerte, Sportevents, etc.), ist dieser Teil für Tiere nur in sehr eingeschränktem Maße nutzbar (vgl. GOLDSCHMID 1997).

In diesem mittleren Abschnitt fanden keine Untersuchungen statt, da das einzige, frühere Laichgewässer für Amphibien („Hubschrauberlacke“) nicht mehr vorhanden ist. In dem weniger unter Besucherdruck leidenden Nordteil liegen fünf Gewässer, die von Norden nach Süden die Namen „Phönixteich, Endelteich, Wiesenteich, Kirschenteich und Teufelteich“ tragen (Abb. 3). Diese sowie die acht Gewässer im Südteil „Tritonwasser, Erlenteich, Bombenrichter, Toter Grund, Grabenbiotop, Kreimellacke, Hüttenteich und Schwalbenteich“ (Abb. 4) wurden im Jahr 2011 auf die An- beziehungsweise Abwesenheit von Amphibien geprüft. Die Untersuchungsgewässer sind von unterschiedlicher Größe und Struktur, weisen einen unterschiedlichen Vegetations- und Schilffanteil auf (siehe Abschnitt 3.2.1 bis 3.2.13) und liegen in verschiedenen Abständen zueinander (Abb. 5).

Die meisten Feuchtbiotope auf der Donauinsel sind künstlichen Ursprungs. Von dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet blieben nach dem Bau der Donauinsel zwei Altarmreste (Toter Grund, Zinkerbachl) erhalten, die bis heute die einzigen natürlichen Gewässer auf der Donauinsel darstellen. Manche Gewässer entstanden durch Bodensenkung und Bodenverdichtung (Endelteich, Hubschrauberlandeplatz), wieder andere wurden künstlich angelegt. So entstanden bereits während der ursprünglichen Errichtung der Donauinsel der Nordtümpel (späterer Phönixteich) und die Kreimellacke. Im Jahr 1988 wurde der Schwalbenteich (ca. 1,5 ha) angelegt, im Jahr 1990 das Tritonwasser (ca. 2 ha). Im Jahr 1994 wurden drei kleine Folienteiche, die als Trittsteinbiotope wirken sollten, geschaffen: die Ameli-Lacken - Wiesenteich, Kirschenteich und Feldteich (GOLDSCHMID 1997, GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Zwei dieser Kleingewässer – der Wiesenteich und der Kirschenteich – sind bis heute erhalten. Der dritte Teich („Feldteich“) ist nicht mehr vorhanden. Die beiden letzten im Nordteil errichteten Gewässer sind der „Phönixteich“ (2002) (vgl. GOLDSCHMID & TEUFL 2003) und der „Teufelteich“ (2007).

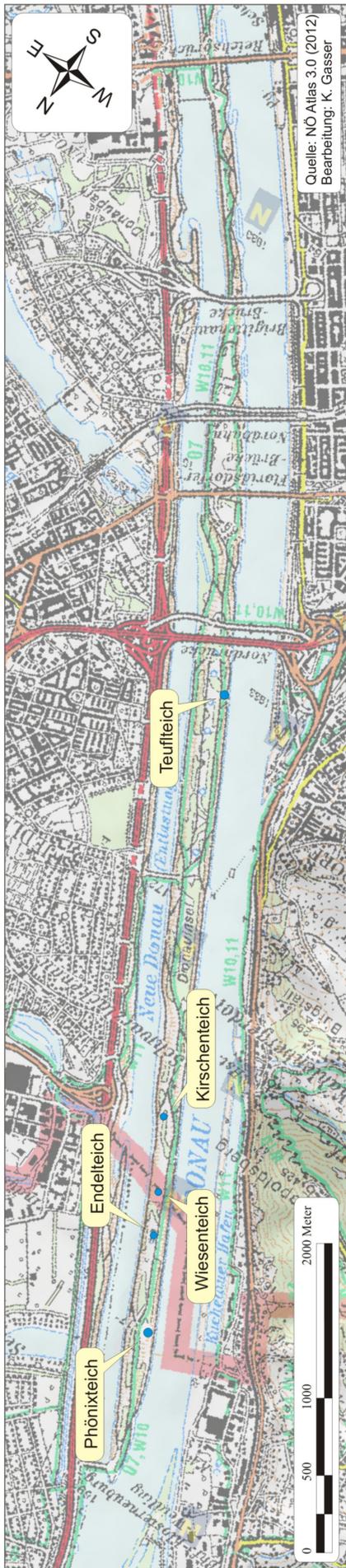


Abbildung 3: Lage der Gewässer im Nordteil.

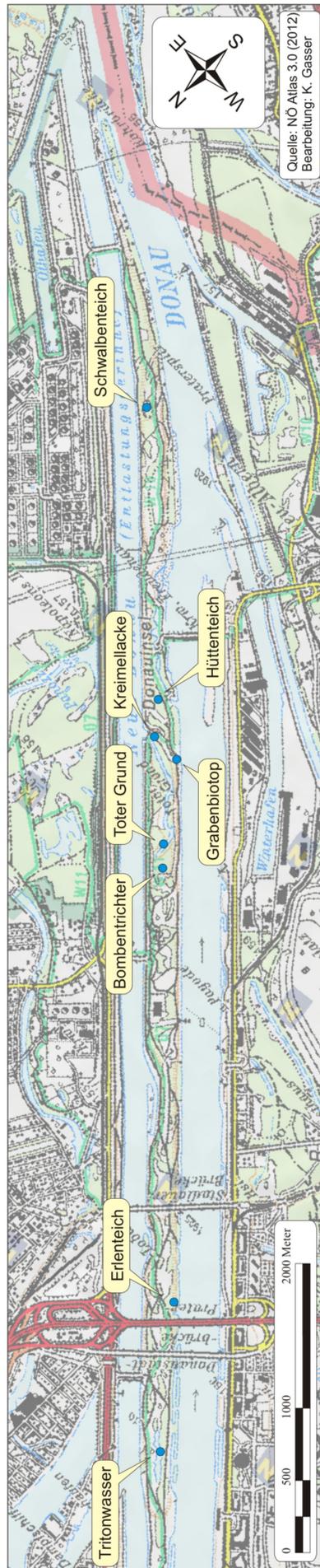


Abbildung 4: Lage der Gewässer im Südteil.

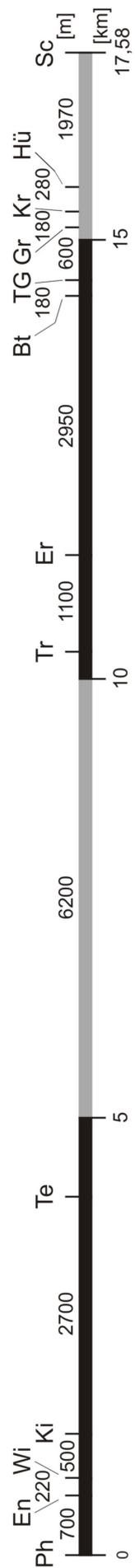


Abbildung 5: Distanzen zwischen benachbarten Gewässern.

3.2. Untersuchungsgewässer

In den folgenden Abschnitten werden die dreizehn Untersuchungsgewässer beschrieben, wobei auf ihre Entstehung, ihre Lage (vgl. Tab. 3) und auf ihre Charakteristik (Gewässertyp, Besonnung, Vegetationsanteil, Schilfanteil, Fläche) eingegangen wird. Auch die durchschnittliche Begehungszeit pro Gewässer sowie die jeweilige Anzahl an Begehungen werden aufgeführt.

Tabelle 3: Koordinaten der Gewässer (ViennaGIS).

Gewässername	Koordinaten (WGS84)	
	Breite	Länge
Phönixteich	48.290577°	16.351022°
Endelteich	48.285065°	16.355627°
Wiesenteich	48.283318°	16.357240°
Kirschenteich	48.279587°	16.360894°
Teuffteich	48.257706°	16.376919°
Tritonwasser	48.214211°	16.429514°
Erlenteich	48.206308°	16.439054°
Bombentrichter	48.188166°	16.468026°
Toter Grund	48.186879°	16.469511°
Grabenbiotop	48.182539°	16.474587°
Kreimellacke	48.182624°	16.476977°
Hüttenteich	48.180821°	16.479759°
Schwalbenteich	48.168731°	16.499067°

3.2.1. Phönixteich

Beim Phönixteich handelte es sich ursprünglich um einen Tümpel, der in einer Senke entstand, wo verbranntes Mähgut und Astwerk den Boden verdichtete und sich Niederschlagswasser sammelte. Zu fortgeschrittener Jahreszeit trocknete er stets aus und in Jahren mit niederschlagsarmen Wintern war er meist völlig trocken. Da temporäre Gewässer jedoch durchaus einen hohen Stellenwert im Ökosystem haben, wurde auf eine Dotation verzichtet (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Auch sollte keine Konkurrenz zum nahe gelegenen Endelteich, dessen Amphibienpopulation im Rahmen einer 10-jährigen Studie der Populationsdynamik (vgl. HÖDL et al. 1997) untersucht wurde, geschaffen werden (GOLDSCHMID & TEUFL 2003).

Im Jahr 2002 wurde schließlich der heutige, vier Teile umfassende Phönixteich errichtet, um der Verschlechterung der Lebensbedingungen entgegenzuwirken und die Bestandssituation und Artenvielfalt zu verbessern. Der Phönixteich ist nicht mit dem Grundwasser verbunden und wurde mit einer Tegelschicht gedichtet um ein Ausrinnen zu verhindern. Er muss daher mit Wasser befüllt werden, wobei durch einen donauseitigen Brunnen und einer elektrischen Pumpenanlage ein rasches, problemloses Dotieren mit Uferfiltrat ermöglicht wurde (GOLDSCHMID & TEUFL 2003).

Der Phönixteich ist das nördlichste Gewässer der Donauinsel (Abb. 3) und mit einer Gesamtfläche von etwa 3400 m² der größte der im Nordteil gelegenen Teiche. Alle vier Teile (im Folgenden als „A-D“ bezeichnet) sind großteils stark besont, wobei einzelne Baumgruppen auch kleine, schattige Bereiche schaffen.

Teil A des Phönixteiches ist der größte und tiefste Teil und besitzt einen Röhrichtgürtel der bis auf einige Schneisen den Teich umgibt (Abb. 6). An diesen Stellen ist die sonst freie Wasserfläche, in der auch submerse Vegetation vorhanden ist, zugänglich. Teil B (Abb. 7) ist von Teil A durch einen leicht erhöhten, begrünten Landabschnitt getrennt, der von Fußgängern genutzt werden kann. Von Teil C-D ist Teil B durch einen etwas höheren Damm getrennt, der von Bäumen und Sträuchern bewachsen ist und dadurch nicht begehbar ist. Zwischen Teil C-D gibt es einen niedrigen Damm, der aber bereits bei leicht erhöhtem Wasserspiegel unter Wasser steht und somit keine wirkliche Barriere zwischen den beiden Teichen darstellt (Abb. 8, Abb. 9). Die Teile B und C-D sind fast vollkommen von Röhricht (hauptsächlich Schilfrohr und Rohrkolben) überwachsen, sodass fast keine freie Wasserfläche in diesen Teilen bleibt (Abb. 7 bis 9).

Gewässertyp:	Teich mit Tegeldichtung	Fläche:	ca. 3400 m ²
Besonnung:	sehr hoch	Begehungszeit [Ø]:	123 Minuten
Vegetationsanteil:	mittel bis hoch	Begehungsanzahl:	23
Schilfanteil:	mittel bis hoch		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*,
Triturus dobrogicus, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 6: Phönixteich Teil A (8.3.11)



Abbildung 7: Phönixteich Teil B (8.3.11)



Abbildung 8: Phönixteich Teil C-D (8.3.11)



Abbildung 9: Phönixteich Teil C-D (6.5.11)

3.2.2. Endelteich

Der Endelteich entstand im Jahr 1979 im Zuge der Bauarbeiten der Donauinsel in einer verdichteten Geländemulde als seminaturliches, ca. 1500 m² großes Gewässer (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993, JEHLE et al. 1997a). Als erstes Oberflächengewässer auf der Donauinsel wurde er früher in beträchtlichem Ausmaß von Amphibien als Laichhabitat genutzt, wobei er bis zur Errichtung einer Rohrleitung zur Neuen Donau immer wieder vom Austrocknen bedroht war (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Da er mit den Jahren zusehends verlandete und schließlich mehrere Jahre trocken fiel, wurde an seiner Stelle zeitgleich mit dem Bau des Teufiteiches (2006/2007) ein Folienteich angelegt (J. MATZNER, pers. Mitt.), der heute eine Fläche von etwa 187 m² aufweist. Er liegt etwa 700 Meter südlich des Phönixteiches in einer Senke östlich des Besucherweges. Von Bäumen und Sträuchern stark umwachsen ist er nicht leicht zugänglich und am besten von seiner östlichen Seite zu erreichen. Es handelt sich um einen stark besonnten Teich, der großteils von Röhricht (hauptsächlich Schilfrohr und Rohrkolben) überwachsen ist – nur ein geringer Teil der Wasserfläche (etwa 30 Prozent) bleibt ganzjährig frei (Abb. 10, Abb. 11).

Gewässertyp:	Folienteich	Fläche:	ca. 187 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	96 Minuten
Vegetationsanteil:	mittel	Begehungsanzahl:	24
Schilfanteil:	hoch		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 10: Endelteich (8.3.11)



Abbildung 11: Endelteich (17.5.11)

3.2.3. Wiesenteich

Der Wiesenteich liegt unweit des Endelteiches inmitten einer Wiese östlich des Hauptbesucherweges an der Grenze zu Wien (Abb. 3). Es handelt sich um einen temporären Teich, der aufgrund seiner geringen Größe (etwa 18 m²) und Tiefe im Sommer schnell trocken fallen kann. Er ist von Schilfrohr umwachsen, das zu späterer Jahreszeit bis zu etwa 50 Prozent der Gewässerfläche einnimmt. An seinem Ufer befinden sich Baumgruppen, die das Gewässer je nach Sonnenstand teilweise bis völlig beschatten (Abb. 12, Abb. 13).

Gewässertyp:	Folienteich	Fläche:	ca. 18 m ²
Besonnung:	mittel	Begehungszeit [Ø]:	50 Minuten
Vegetationsanteil:	gering	Begehungsanzahl:	25
Schilfanteil:	mittel		

Amphibienarten: *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 12: Wiesenteich (23.3.11)



Abbildung 13: Wiesenteich (31.5.11)

3.2.4. Kirschenteich

Der Kirschenteich liegt etwa 500 m südlich vom Wiesenteich in einem Kirschenhain. Es handelt sich ebenfalls um einen kleinen, temporären Folienteich, der ohne Dotationen schnell trocken fällt. Ähnlich wie der Wiesenteich ist der Kirschenteich zu etwa 60% von Schilf besetzt und nur zeitweise, abhängig von Jahres- und Tageszeit, besonnt (Abb. 14, Abb. 15).

Gewässertyp:	Folienteich	Fläche:	ca. 16 m ²
Besonnung:	gering bis mittel	Begehungszeit [Ø]:	42 Minuten
Vegetationsanteil:	gering	Begehungsanzahl:	23
Schilfanteil:	mittel		

Amphibienarten: *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 14: Kirschenteich (4.4.11)



Abbildung 15: Kirschenteich (28.6.11)

3.2.5. Teuflteich

Der Teuflteich wurde im Jahr 2007 fertig gestellt und liegt etwa 2700 m südlich vom Kirschteich und etwa 380 m nördlich der Nordbrücke. Durch seine Nähe zur öffentlichen Anbindung (Straßenbahn und Parkplatz bei der Floridsdorfer Brücke) ist die Besucherfrequenz hier besonders hoch. Zahlreiche Hunde nutzen den Teuflteich als Badegewässer.

Es handelt sich um einen stark besonnten Folienteich, an dessen Ufer sich nur einzelne schattenspendende Buschgruppen befinden. Er besitzt am Rand eine Flachwasserzone, die sich bei Sonneneinstrahlung stark erwärmt. Submerse Vegetation ist reichlich vorhanden, ein Schilfbestand fehlt jedoch (Abb. 16, Abb. 17).

Gewässertyp:	Folienteich	Fläche:	ca. 235 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	56 Minuten
Vegetationsanteil:	hoch	Begehungsanzahl:	25
Schilfanteil:	gering/nicht vorhanden		

Amphibienarten: *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 16: Teuflteich (23.3.11)



Abbildung 17: Teuflteich (21.6.11)

3.2.6. Tritonwasser

Das im Jahr 1989 gebaute und im Jahr 1990 mit Wasser aus der Neuen Donau befüllte Tritonwasser liegt zwischen der Reichs- und Praterbrücke. Aufgrund seiner Tegelschicht besteht keine Verbindung zum Grundwasser, weshalb das Gewässer bei Bedarf dotiert werden muss (CHOVANEK et al. 1993). Das Tritonwasser wurde unter besonderer Rücksichtnahme auf Ansprüche von Amphibien, Vögeln und Libellen an ein Gewässer errichtet (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993). So wurden bei der Gestaltung unter anderem unterschiedliche Wassertiefen (flache Uferzonen, tiefe Wasserbereiche bis zu 4m), eine reich strukturierte Uferlinie (Buchten, Inseln), ein hoher Besonnungsgrad sowie eine hohe Vegetationsdiversität (submers und emers) durch Initialpflanzungen geplant (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993; CHOVANEK et al. 1993).

Auch im Jahr 2011 zeigte sich das Tritonwasser (Abb. 23) als stark besonnener Teich mit reichlich submerser Vegetation. Auch ein Schilfgürtel ist an vielen Stellen im Uferbereich vorhanden. In den großen Wasserkörpern (Abb. 18, Abb. 19, Abb. 22) wurde, im Vergleich zu einem Seitenarm (Abb. 20) sowie bei anderen zum Teil trocken fallenden Seitenteilen, (Abb. 21) ein hoher Fischbesatz festgestellt.

Gewässertyp:	Teich mit Tegeldichtung	Fläche:	ca. 8100 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	134 Minuten
Vegetationsanteil:	hoch	Begehungsanzahl:	14
Schilfanteil:	mittel		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 18: Tritonwasser, nördl. Teil 1 (15.6.11) Abbildung 19: Tritonwasser, nördl. Teil 2 (15.6.11)



Abbildung 20: Tritonwasser, Seitenarm (15.6.11)



Abbildung 21: Tritonwasser, Seitenteil (27.6.11)



Abbildung 22: Tritonwasser, südl. Teil (15.6.11)



Abbildung 23: Orthofoto Tritonwasser (Google Earth, April 2012)

3.2.7. Erlenteich

Beim Erlenteich handelt es sich um einen Teich, dessen Wasserstand vom Pegel der Donau abhängig ist (J. HILL, pers. Mitt.). Er liegt etwas südlich der Praterbrücke abseits des Hauptbesucherweges in einem Waldstück. Sein Ufer ist größtenteils gut zugänglich, wobei nördlich ein Waldstück (Erlen) und südlich eine Wiese anschließt. Auch einzelne Schilfgruppen sind am Ufer zu finden. In dem langsam abfallenden Wasserkörper ist sowohl submerse als auch emerse Vegetation vorhanden (Abb. 24, Abb. 25).

Gewässertyp:	Teich	Fläche:	ca. 130 m ²
Besonnung:	mittel bis hoch	Begehungszeit [Ø]:	70 Minuten
Vegetationsanteil:	hoch	Begehungsanzahl:	16
Schilfanteil:	gering		

Amphibienarten: *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 24: Erlenteich (15.4.11)



Abbildung 25: Erlenteich (18.8.11)

3.2.8. Toter Grund

Der „Tote Grund“ ist ein übrig gebliebener Altarm des ehemaligen Donaulaufs. Er besitzt einen Anschluss an die Neue Donau, wobei eine kleine Schwelle ein Ausrinnen in diese bei niedrigem Wasserstand verhindert, während er bei Hochwasser völlig eingestaut wird. Auch hängt seine Wasserführung mit dem Donaupegel zusammen (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993). Er wurde mit seinem Umland als Naturdenkmal ausgewiesen und gilt als Refugialraum der ehemaligen Tierwelt des Überschwemmungsgebietes (GOLDSCHMID 1997).

Seine Länge beträgt ca. 800 m, wobei nur der nördlichste, leicht abgetrennte Bereich, der eine Länge von ca. 250 m misst, untersucht wurde (Abb. 26 bis 28). In diesem Abschnitt wies sich der Altarm, obwohl im Wald gelegen, aufgrund seiner Größe als stark besonnt aus. Den Altarm zeichneten vor allem ein hoher Totholzanteil sowie sein Überschwemmungscharakter aus. Submerse Vegetation war spärlich vorhanden, ein Schilfgürtel fehlte. Seine Umgebung war stets feuchter und kühler als andere Gebiete auf der Donauinsel, zwei Wiesen im nördlichen und südlichen Teil des Untersuchungsgebietes wurden bei höherem Wasserstand überschwemmt. Aufgrund der Verbindung zur Neuen Donau (vor allem bei hohem Wasserstand) und seiner Flutung bei Hochwasser handelt es sich um ein fischreiches Gewässer.

Gewässertyp:	Altarm	Fläche nördlicher Abschnitt:	ca. 8000 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	123 Minuten
Vegetationsanteil:	gering	Begehungsanzahl:	14
Schilfanteil:	gering/nicht vorhanden		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 26: Toter Grund, nördl. Teil (31.3.11)



Abbildung 27: Toter Grund, südl. Teil (27.6.11)

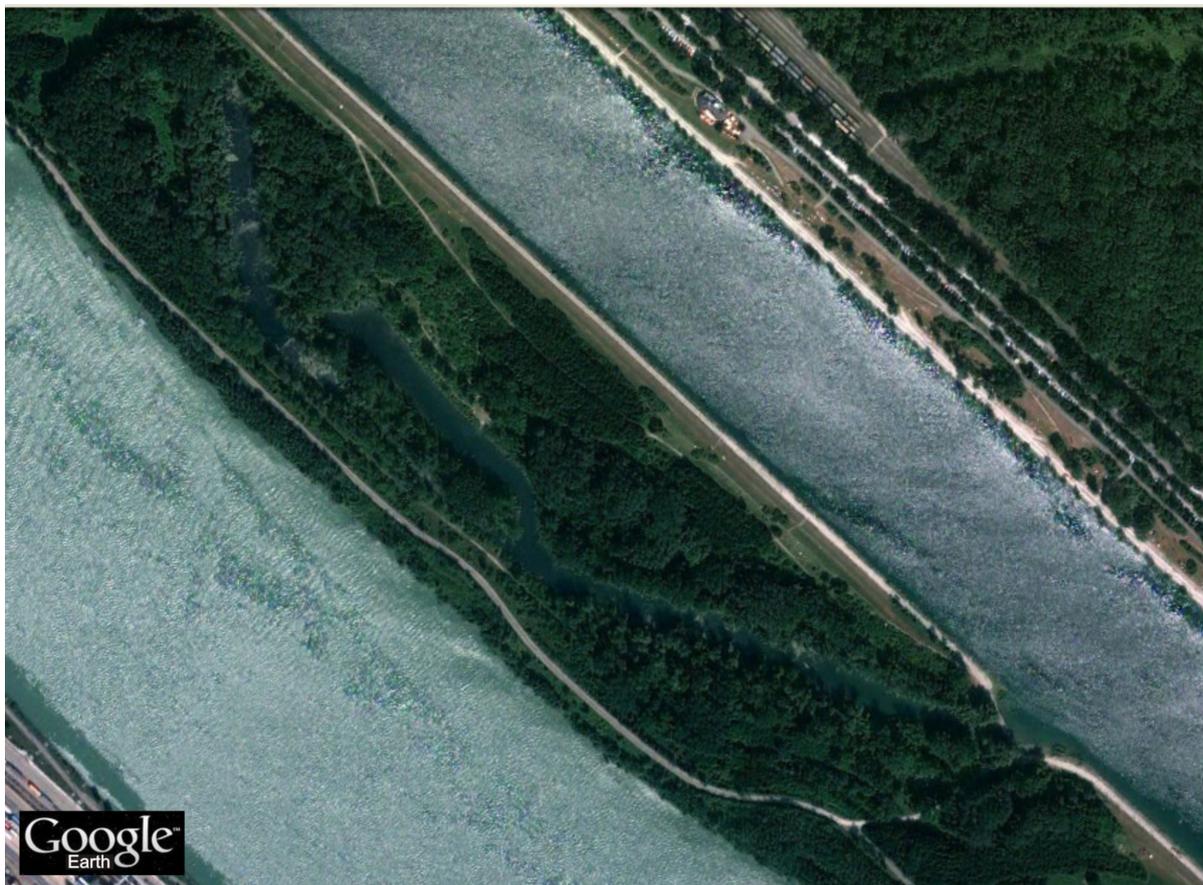


Abbildung 28: Orthofoto Toter Grund (Google Earth, April 2012)

3.2.9. Bombentrichter

Der mit Wasser gefüllte Bombentrichter liegt im Waldgebiet am nördlichen Ende des Toten Grundes. Aufgrund seiner Lage ist es ein sehr schattiges Gewässer. Sein Ufer ist steil abfallend und wie auch der Tote Grund dürfte sein Wasserpegel vom Wasserstand der Donau abhängig sein. Im Untersuchungszeitraum war das Gewässer trotz sinkenden Wasserspiegels (Spätsommer) zu keiner Zeit vom Austrocknen bedroht. Trotz seiner Nähe zu einer größeren Wiese, die von Besuchern zum Sonnen genutzt wurde, konnte keine Störung am Gewässer festgestellt werden. Dies dürfte vor allem an seiner versteckten Lage sowie an dem üppigen Brennnesselbewuchs zwischen der Wiese und dem Bombentrichter liegen.

Strukturen waren durch Totholz geringfügig vorhanden. Seine Wasserfläche war vollkommen von Teichlinsen bedeckt, submerse Vegetation konnte nicht festgestellt werden (Abb. 29, Abb. 30).

Gewässertyp:	Tümpel	Fläche:	ca. 50 m ²
Besonnung:	gering	Begehungszeit [Ø]:	43 Minuten
Vegetationsanteil:	gering	Begehungsanzahl:	13
Schilfanteil:	nicht vorhanden		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*,
Rana dalmatina, *Pelophylax* sp.



Abbildung 29: Bombentrichter (6.4.11)



Abbildung 30: Bombentrichter (15.6.11)

3.2.10. Grabenbiotop

Der Grabenbiotop ist ein mit Wasser gefüllter, länglicher Graben westlich vom Besucherweg im Bereich des Toten Grundes. Ein kleines Stück weiter südlich befindet sich die Abzweigung zur Kreimellacke. Während der Besucherweg durch einige Bäume vom Grabenbiotop getrennt ist, findet sich an seinem westlichen Ufer eine Lichtung, die ein- bis zweimal pro Jahr gemäht wird (J. MATZNER, pers. Mitt.). Der Wasserkörper ist bis zu 90 Prozent von Schilf bedeckt und teilweise besonnt (Abb. 31, Abb. 32). Obwohl es sich um ein größtenteils seichtes Gewässer handelt, dessen Wasserstand vom Pegel der Donau abhängig ist (J. MATZNER, pers. Mitt.), war es im Jahr 2011 nicht vom Austrocknen bedroht.

Gewässertyp:	Tümpel	Fläche:	ca. 77 m ²
Besonnung:	mittel bis hoch	Begehungszeit [Ø]:	93 Minuten
Vegetationsanteil:	gering	Begehungsanzahl:	16
Schilfanteil:	hoch		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*,
Triturus dobrogicus, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 31: Grabenbiotop Teil 1 (15.4.11)



Abbildung 32: Grabenbiotop Teil 2 (15.4.11)

3.2.11. Kreimellacke

Die Kreimellacke liegt am südlichen Ende des Toten Grundes und ist von diesem durch einen Damm getrennt. Das Gewässer besteht aus einem großen (Abb. 33) und einem kleinen Teil (Abb. 34) mit einer dazwischen liegenden Schilfzone (Abb. 35). Der Uferbereich ist durch reichliche Vegetation zum Teil schwer zugänglich.

Nach GOLDSCHMID & GRÖTZER (1993) handelt es sich bei der Kreimellacke um ein temporäres Gewässer, dessen Wasserstand von jenem des Toten Grundes und der Neuen Donau abhängig ist. Im Jahr 2011 führte die Kreimellacke jedoch stets ausreichend Wasser und erschien eher als permanentes Gewässer, dessen Tiefe selbst bei abfallendem Wasserstand nicht messbar war und zu keinem Zeitpunkt vor einem Austrocknen stand.

Gewässertyp:	Teich	Fläche:	ca. 360 m ²
Besonnung:	mittel	Begehungszeit [Ø]:	76 Minuten
Vegetationsanteil:	hoch	Begehungsanzahl:	16
Schilfanteil:	mittel		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 33: Kreimellacke Teil 1 (22.3.11)



Abbildung 34: Kreimellacke Teil 2 (22.3.11)



Abbildung 35: Kreimellacke Teil 1 (10.6.11)

3.2.12. Hüttenteich

Der Hüttenteich liegt in einem aufgeforsteten Waldstück südlich einer Forsthütte der MA 49 und ist eines der ältesten Gewässer der Donauinsel. Er entstand ungewollt durch Bewässerungen im Rahmen der Aufforstung, da sich das Wasser durch Bodenverdichtung in einer Senke sammelte. Man überließ das Gebiet der natürlichen Sukzession als sich ein erster Schilfbestand entwickelte und die Bäume eingingen (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Heute ist der Hüttenteich von einem breiten Schilfgürtel umgeben. Trotz des umgebenden Waldes ist er stark besonnt (Abb. 36). Seine mit Teichlinsen und zum Teil mit Teichrosen bedeckte Wasserfläche ist vom Ufer aus nur schwer bis gar nicht einsehbar. Bereits GOLDSCHMID & GRÖTZER (1993) beschrieben den Teich als weitgehend unzugänglich und folglich als sehr ungestört. Dies bestätigte sich auch im Jahr 2011. Dass der Hüttenteich jedoch fast völlig verschilft ist und nur stellenweise offene Wasserflächen bietet (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993), bestätigte sich im Jahr 2011 nicht (Abb 36). Auch mit entsprechender Ausrüstung (Wattstiefel) war die Wasserfläche aufgrund des Schilfgürtels jedoch nur an einer Stelle erreichbar. Der Boden erwies sich als sehr schlammig, was ein weiteres Vordringen als zum „inneren Schilfrand“ nicht ermöglichte.

Gewässertyp:	Teich	Fläche:	ca. 810 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	57 Minuten
Vegetationsanteil:	mittel bis hoch	Begehungsanzahl:	14
Schilfanteil:	mittel bis hoch		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*,
Triturus dobrogicus, *Pelobates fuscus*, *Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp.



Abbildung 36: Hüttenteich (6.7.11)

3.2.13. Schwalbenteich

Der Schwalbenteich wurde bereits 1988 angelegt und besaß damals eine Fläche von etwa 1,5 ha, wobei auch ein kleiner Teich mit Tümpel-Charakter angelegt wurde. Abgedichtet wurden diese Teiche mit Tegel (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993). Aufgrund des Trockenfallens des Teiches fand eine Sanierung des Gewässers statt, wobei im Jahr 2004 ein Teil vertieft und mit Folie ausgelegt wurde.

Der damals errichtete Folienteich weist heute eine Fläche von etwa 365 m² auf. Er liegt abseits des Besucherweges und stellt nach wie vor das südlichste Gewässer auf der Donauinsel dar. Da der Teich nur schwer zugänglich ist, bleibt auch der Besucherdruck sehr gering. Er ist von einem Schilfgürtel umgeben, wobei in seiner Mitte eine offene Wasserfläche erhalten bleibt (Abb. 37, Abb. 38). In seiner Umgebung findet sich an der Stelle der ursprünglichen großen Wasserfläche eine verwilderte Fläche mit teils mannshoher Vegetation.

Gewässertyp:	Folienteich	Fläche:	ca. 365 m ²
Besonnung:	hoch	Begehungszeit [Ø]:	77 Minuten
Vegetationsanteil:	hoch	Begehungsanzahl:	17
Schilfanteil:	hoch		

Amphibienarten: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Triturus dobrogicus*,
Rana dalmatina, *Pelophylax* sp.



Abbildung 37: Schwalbenteich (15.4.11)



Abbildung 38: Schwalbenteich (10.6.11)

4. Ergebnisse

4.1. Amphibienbestand

Im Jahr 2011 konnten an den dreizehn Untersuchungsgewässern insgesamt acht Arten vorgefunden werden. Die maximale Artenanzahl pro Gewässer wurde mit sieben Arten im Nordteil der Donauinsel am Phönixteich und am Endelteich sowie im Südteil am Hüttenteich erreicht, wobei auch von allen festgestellten Arten ein Reproduktionsnachweis erbracht werden konnte. Am Teufelteich wurden zwei Arten beobachtet, die diesen auch als Laichstätte nutzen (Tab. 4, Abb. 39). Bei Betrachtung der Lage der einzelnen Gewässer war festzustellen, dass sich die Artenanzahl mit zunehmender Entfernung vom Mittelteil der Donauinsel sowohl im Nordteil als auch im Südteil erhöhte (Abb. 39). Während Springfrosch und Wasserfrösche an allen Untersuchungsgewässern vorhanden waren, wurde die Knoblauchkröte nur an einem Gewässer registriert (Abb. 40).

Tabelle 4: An- bzw. Abwesenheit der Arten pro Gewässer (2011). Abkürzungen: WF = Wasserfrösche, SF = Springfrosch, LF = Laubfrosch, EK = Erdkröte, TM = Teichmolch, KM = Donaukammolch, KK = Knoblauchkröte, RU = Rotbauchunke.

	WF	SF	LF	EK	TM	KM	KK	RU
Phönixteich	•	•	•	•	•	•		•
Endelteich	•	•	•	•	•	•		•
Wiesenteich	•	•			•	•		
Kirschenteich	•	•			•	•		
Teufelteich	•	•						
Tritonwasser	•	•		•				•
Erlenteich	•	•	•		•	•		
Bombentrichter	•	•			•	•		•
Toter Grund	•	•		•	•			•
Grabenbiotop	•	•	•		•	•		•
Kreimellacke	•	•		•	•	•		•
Hüttenteich	•	•	•		•	•	•	•
Schwalbenteich	•	•	•	•		•		•

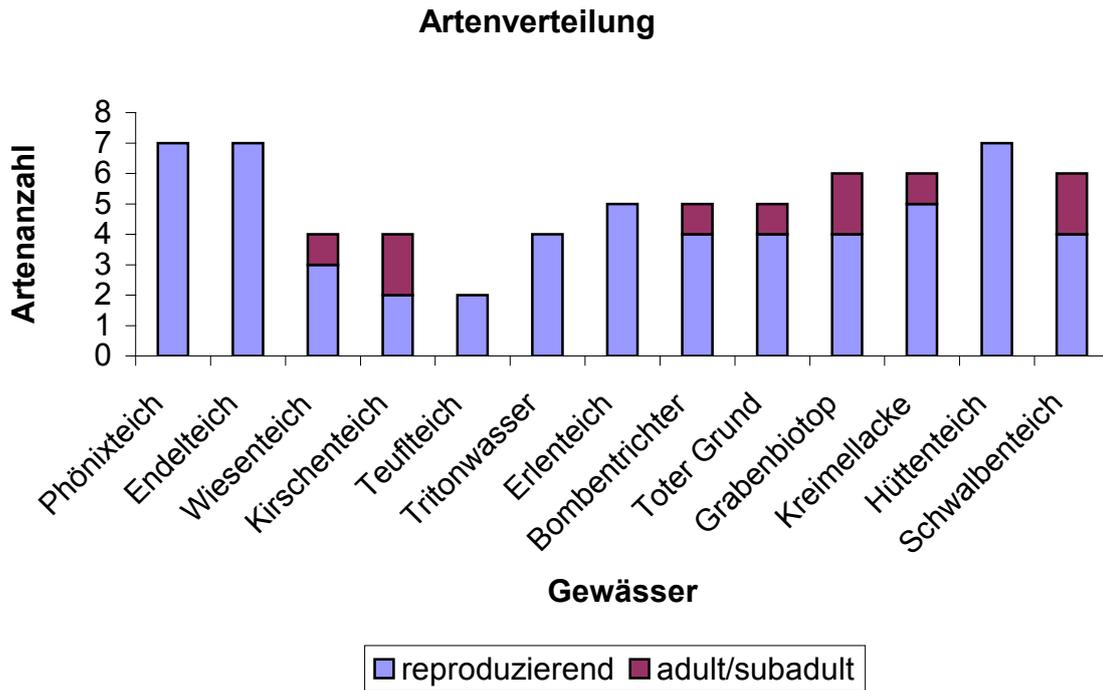


Abbildung 39: Verteilung der Amphibienvorkommen auf die Untersuchungsgewässer sowie deren Status im Jahr 2011.

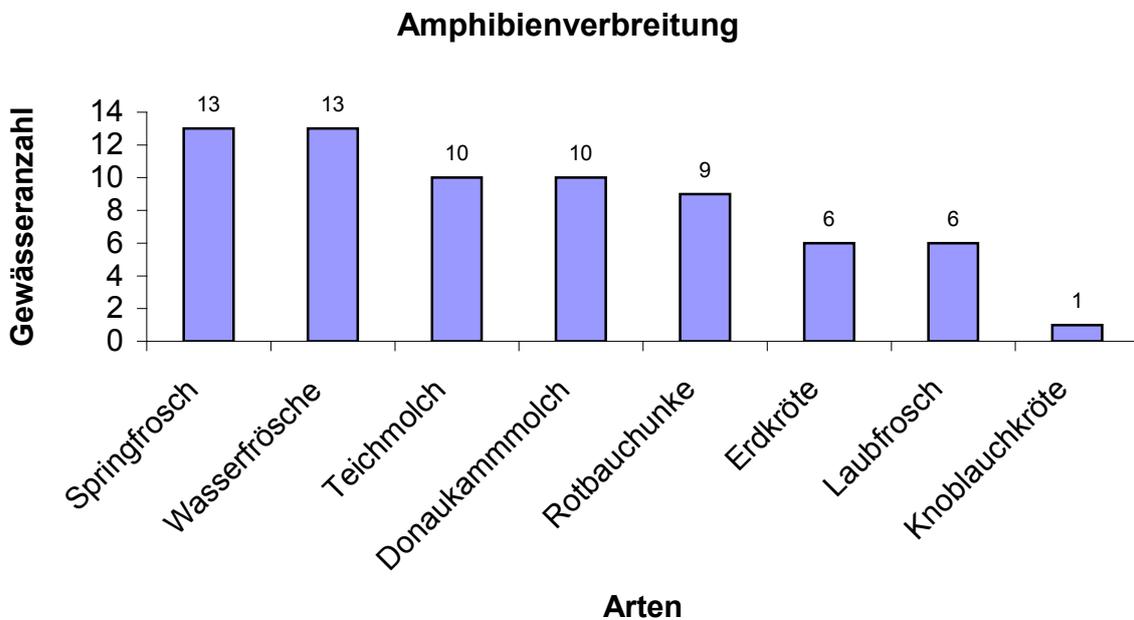


Abbildung 40: Verbreitung der Amphibien auf der Donauinsel nach ihrem Vorkommen an Gewässern im Jahr 2011.

4.2. Pradatorenbestand

Von den gesichteten Prädatoren (Stockente, Blässhuhn, Höckerschwan, Graureiher, Ringelnatter, Fische) zeigte die Ringelnatter mit einem Vorkommen an elf Gewässern die grote Verbreitung. Das Blässhuhn und der Höckerschwan wurden hingegen nur an zwei Gewässern registriert. Die höchste Artenvielfalt der gesichteten Prädatoren wurde am Toten Grund festgestellt (Tab. 5).

Tabelle 5: An- beziehungsweise Abwesenheit von Prädatoren (Aves, Pisces, Reptilia) an den Untersuchungsgewässern (● = anwesend; - = abwesend).

Prädatoren	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hu	Sc
Stockente	●	●	-	-	-	●	●	-	●	-	●	-	●
Blässhuhn	●	-	-	-	-	-	-	-	●	-	-	-	-
Höckerschwan	-	-	-	-	-	●	-	-	●	-	-	-	-
Graureiher	●	-	-	-	-	●	-	-	●	-	-	-	-
Ringelnatter	●	●	●	●	●	●	-	●	●	●	●	●	-
Fische	●	-	●	-	●	●	-	-	●	-	●	-	-

Die höchste Artenanzahl an gekescherten Prädatoren (Insekten und ihre Larven: Gelbrandkafer, Grolibellenlarven, Kleinlibellenlarven, Stabwanze, Ruderwanze, Wasserskorpion, Ruckenschwimmer, Egel, Käferlarven) wurde am Phönixteich erreicht, während die geringste Artenanzahl am Teufelteich festgestellt wurde. Zu den häufigsten Prädatoren auf der Donauinsel zählten Kleinlibellenlarven und Ruckenschwimmer, während der Wasserskorpion am seltensten registriert wurde (Tab. 6).

Tabelle 6: Pradatorenhaufigkeit an den Untersuchungsgewässern nach Klassen (0 = nicht vorhanden, 1 = sehr selten (1-5), 2 = selten (6-20), 3 = häufig (21-50), 4 = sehr häufig (51-100), 5 = extrem häufig (>100 Individuen)).

Prädatoren	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hu	Sc
Gelbrandkafer	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Gelbrandkaferlarve	2	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1
Grolibellenlarven	3	3	1	3	1	2	1	2	3	4	2	2	3
Kleinlibellenlarven	5	4	1	1	0	2	4	1	5	1	2	3	5
Stabwanze	1	4	0	0	0	1	2	0	1	0	1	0	2
Ruderwanze	2	2	0	0	0	0	2	1	2	1	0	1	2
Egel	1	1	0	0	2	0	1	1	2	1	1	3	1
Wasserskorpion	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ruckenschwimmer	4	4	3	2	5	2	2	3	4	1	2	1	3
Käferlarven	2	4	2	2	1	2	2	4	2	1	2	2	2

4.3. Springfrosch

4.3.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung

Der Springfrosch konnte in allen untersuchten Gewässern reproduzierend festgestellt werden. Die meisten Larven wurden am Kirschteich gekeschert. Das Tritonwasser war das einzige Gewässer, an dem ausschließlich Laichballen festgestellt werden konnten. Eine erfolgreiche Metamorphose wurde an fünf Gewässern beobachtet (Tab. 8).

Der Gesamtbestand auf der Donauinsel beläuft sich auf geschätzte 2592 Individuen, wobei die geschätzte Gesamtanzahl an Springfröschen im Nordteil etwas höher ist als im Südteil. Am Tritonwasser, welches das ausschlaggebende Gewässer für die Gesamtanzahl an Springfröschen im Südteil war, wurden mit deutlichem Abstand die meisten Adulttiere geschätzt. Die Schätzungen für die Populationen am Grabenbiotop, an der Kreimellacke und am Hüttenteich fielen am geringsten aus (Tab.7, Abb. 41).

Tabelle 7: Bestandsschätzung von *Rana dalmatina* im Jahr 2011: Werte (max. Laichanzahl) und die daraus resultierende Populationsgröße (Adulttiere) an den Untersuchungsgewässern bzw. auf der Donauinsel.

	Gewässer	max. Laichanzahl (Σ)	Schätzung Adulttiere
Nordteil	Phönixteich	80	240
	Endelteich	104	312
	Wiesenteich	76	228
	Kirschteich	89	267
	Teufelteich	120	360
	Summe Nord	469	1407
Südteil	Tritonwasser	161	483
	Erlenteich	52	156
	Bombenrichter	37	111
	Toter Grund	71	213
	Grabenbiotop	7	21
	Kreimellacke	15	45
	Hüttenteich	1	3
	Schwalbenteich	51	153
Summe Süd	395	1185	
Donauinsel	Gesamtsumme	864	2592

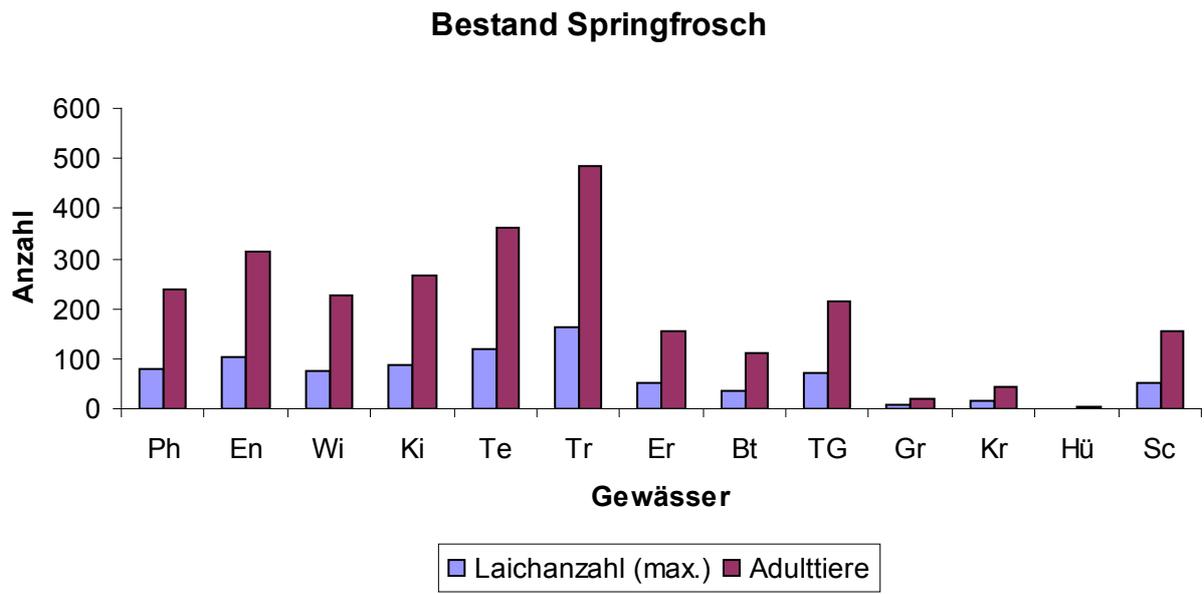


Abbildung 41: Geschätzter Springfroschbestand im Jahr 2011 (maximale Laichanzahl pro Gewässer und die daraus resultierende Anzahl adulter Individuen).

Tabelle 8: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Rana dalmatina* im Jahr 2011 (Ph = Phönixteich, En = Endelteich, Wi = Wiesenteich, Ki = Kirschteich, Te = Teuffteich, Tr = Tritonwasser, Er = Erlenteich, Bt = Bombentrichter, TG = Toter Grund, Gr = Grabenbiotop, Kr = Kreimellacke, Hü = Hüttenteich, Sc = Schwalbenteich, DI-ges. = Donauinsel gesamt, ad = adult, sub = subadult, m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil).

	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc	DI-ges.
ad (?)	8	17	17	54	8	-	4	2	1	3	1	1	5	121
sub (?)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2
m (?)	1	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	3	7
w (?)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	3
Laich (max.)	80	104	76	89	120	161	52	37	71	7	15	1	51	864
Larven (?)	438	267	267	1611	368	-	217	227	68	87	18	59	78	3705
juv (?)	44	-	-	-	3	-	7	-	-	2	1	-	-	57
Rufe	ja	ja	-	ja	nein	nein	-	-	nein	ja	-	nein	ja	
Status	x, r, M	x, r	x, r	x, r	x, r, M	r	x, r, M	x, r	x, r	x, r, M	x, r, M	x, r	x, r	x, r, M

4.3.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurden im Untersuchungszeitraum 1986-1987, 1989-1995 jährlich Springfrösche gefangen. Die maximale Fangzahl wurde 1990 registriert, wobei in diesem Jahr sowohl die meisten adulten/subadulten Tiere als auch die meisten Jungtiere verzeichnet wurden. Die geringste Anzahl an adulten/subadulten Individuen wurde im Jahr 1986 vermerkt (Tab.9). Der Kendall-Koeffizient lag über den Untersuchungszeitraum nahe bei Null (-0,04), wonach die Population weder einen zunehmenden noch einen abnehmenden Trend aufzeigte (JEHLE & HÖDL 1996, KOGOJ 1997b). Weitere Beobachtungen vom Springfrosch gab es 2004 (Daten NHM) sowie 2011, wobei für 2011 ein Bestand von 312 adulten Tieren geschätzt wurde, was die Fangzahlen der adulten/subadulten Tiere aus den Jahren 1986 bis 1995 übertrifft.

Tabelle 9: Fangzahlen von *Rana dalmatina* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, - = Juvenile nicht oder nur z. T. auf Artniveau bestimmt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	19	29	20	65	17	16	17	22	16
w	3	23	57	55	5	8	19	16	10
juv	4	-	-	187	11	-	41	-	-
ad/sa	32	58	102	123	39	40	43	43	59
g/t	36	-	-	310	50	-	84	-	-

Am Wiesenteich konnten von 1996 bis 2001 insgesamt 25 Individuen erfasst werden. (CABELA et al. 2003). Im Jahr 1996 war der Springfrosch nicht am Gewässer zu finden, in den übrigen Jahren schwankte der Status, wobei eine erfolgreiche Metamorphose in den Jahren 1999 und 2000 beobachtet wurde (Tab. 10). Am Kirschenteich konnte der Springfrosch von 1996 bis 2001 in allen Jahren registriert werden, wobei eine erfolgreiche Metamorphose aus den Jahren 1997 sowie von 1999 bis 2001 bekannt ist (Tab. 10).

Die Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Wiesenteich beziehungsweise am Kirschenteich registrierten Springfrösche (Adulte, Subadulte) schwankte zwischen den Untersuchungsjahren. Am Wiesenteich wurden die meisten Springfrösche im Jahr 2001 gesichtet (n~13) (vgl. CABELA et al. 2003). Am Kirschenteich wurden im Laufe der Untersuchungsjahre 88 Individuen registriert, wobei die meisten Tiere 1999 und 2001 gesichtet wurden (CABELA et al. 2003). Im Jahr 2011 wurden am Wiesenteich 17 und am Kirschenteich 54 Individuen gezählt. Die Bestandsschätzung beläuft sich im Jahr 2011 auf 228 Individuen am Wiesenteich beziehungsweise auf 267 Individuen am Kirschenteich (Tab. 7).

Tabelle 10: Status von *Rana dalmatina* am Wiesenteich und Kirschenteich im Untersuchungszeitraum 1996-2001 (x = Nachweis von Adulten bzw. Subadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile (vgl. CABELA et al. 2003)).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich	-	x	x, r	x, r, R	x, r, R	x, r
Kirschenteich	x, r	x, r, R	x, r	x, r, R	x, r, R	x, r, R

Am Tritonwasser wurde im Zeitraum von 1990 bis 2001 eine Statusverbesserung registriert. Konnten 1990 und 1991 noch keine Springfrösche dokumentiert werden, fand im Jahr 1992 erstmals eine erfolgreiche Reproduktion („Status 2C“, vgl. Tab. 2) statt. In den Jahren 1993 und 1994 wurde keine erfolgreiche Metamorphose beobachtet, die apparente Bestandsgröße belief sich auf 6-30 Individuen. Im Jahr 1995 wurde ein Tiefstand erreicht, als lediglich ein Einzelfund („Durchzügler“) registriert wurde. In den darauf folgenden Jahren stieg die Bestandsgröße, wobei sie von 1998 bis 2001 mit jährlich 31-100 Individuen angegeben ist. Der Reproduktionserfolg wurde in diesen Jahren ebenfalls als „sicher beziehungsweise wahrscheinlich erfolgreich“ eingestuft (vgl. CABELA et al. 2003).

Die Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung im Jahr 2011 zeigte nach wie vor eine große, reproduzierende Population, wobei ein Reproduktionserfolg nicht bestätigt werden konnte.

Am Erlenteich (=ST 4a) wurde von 1998 bis 2001 sowohl eine Zunahme der apparenten Bestandsgröße an adulten Individuen ($n_{1998}=2$; $n_{2001} = 66$) als auch eine Statusverbesserung (1998: 1B; 2001: 3C; vgl. Tab. 2) dokumentiert (vgl. CABELA et al. 2003). Im Jahr 2005 wurde Reproduktionsaktivität bestätigt (Daten HILL) und auch im Jahr 2011 konnte eine erfolgreiche Reproduktion stattfinden. Während bei der Bestandsaufnahme vier Individuen gesichtet wurden, beläuft sich die Bestandsschätzung auf $n = 156$ Individuen, was im Vergleich zu den apparenten Bestandsgrößen von 1998 bis 2001 einer weiteren Populationszunahme entspricht.

An der Kreimellacke wurde im Untersuchungszeitraum von 1998 bis 2001 eine Verschlechterung des Status vermerkt. Während die apparente Bestandsgröße in den ersten drei Jahren leicht steigend war, sank sie vom Jahr 2000 auf 2001 um mehr als 75%. Dennoch konnte in allen vier Untersuchungsjahren Reproduktionsaktivität zumindest anhand von weit entwickelten Larven festgestellt werden (Tab. 11) (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 wurde der Bestand auf 45 Individuen geschätzt. Da auch ein Jungtier gesichtet wurde, kann sowohl die Bestandsgröße als auch der Status der Springfrösche an der

Kreimellacke mit den Ergebnissen von 1998 bis 2000 verglichen werden, womit die Population trotz des Einbruches im Jahr 2001 als einigermaßen konstant erscheint.

Tabelle 11: *Rana dalmatina* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile (vgl. CABELA et al. 2003)).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	40	50	54	12
Reproduktionserfolg	R*	R	R*	R*
Status	3C	3C	3C	2C

4.3.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Sowohl im Nordteil als auch im Südteil der Donauinsel konnten im Vergleich zu ehemaligen Daten an den meisten Gewässern Bestandszunahmen verzeichnet werden. Auch konnte sich der Springfrosch auf der Donauinsel kontinuierlich ausbreiten, wobei auch neu errichtete Gewässer alsbald besiedelt und als Laichhabitat angenommen wurden (Tab. 13).

Die Gewässeranzahl, an denen der Springfrosch zu finden war, hat sich seit 1983 erhöht. Bis 2010 wurde an elf der dreizehn Untersuchungsgewässer Reproduktionsaktivität nachgewiesen. Eine erfolgreiche Metamorphose gelang bis 2010 an acht der dreizehn Untersuchungsstandorte. Im Jahr 2011 wurde der Springfrosch an allen dreizehn Gewässern reproduzierend registriert, wobei er an zwei Gewässern (Teufleteich, Bombentrichter) erstmals dokumentiert wurde. Jungtiere wurden im Jahr 2011 am Phönixteich, Teufleteich, Erlenteich, an der Kreimellacke und am Grabenbiotop gesichtet (Tab. 8, Tab. 13).

Außer an den 13 Untersuchungsgewässern wurde der Springfrosch seit 1983 am Feldteich und an den Standorten ST 3, ST 4.3, ST 4.5, ST 5, ST 6 und ST 9 nachgewiesen. Weitere Sichtungen gab es am Entlastungsgerinne sowie im Bereich der Rohrbrücke (Tab.12). CABELA et al. (2003) berichten des Weiteren von „einzelnen Durchzüglern“ (1997) und Reproduktionsaktivität (1998 – 2001) am ST 1.

Ergebnisse

Tabelle 12: Sonstige Fundorte von *Rana dalmatina* mit Statusangaben seit 1983 (Daten NHM) (x = adulte und/oder subadulte, r = Reproduktionsnachweis durch Laich und/oder Larven, ? = unbekannte Lage des Fundortes).

Lage	Jahr	Status	Fundort
Nordteil	1995	r	Feldteich
	1998	x	ST 9
Südteil	1998	x, r	ST 3
		r	ST 4.5
		r	ST 4.3
		x	ST 5
		x, r	ST 6
	1999	r	ST 4.5
		x, r	ST 4.3
		x	ST 3
		x	ST 6
	2000	r	ST 4.3
		x	ST 3
		x	ST 6
2001	x	N Wehr 2 KW Freudenu: Bereich Schotterinsel bei der Rohrbrücke	
	x, r	ST 4.3	
	x	ST 5	
	x	ST 6	
		x	ST 3
?	1999	r	Entlastungsgerinne: Halbinsel: Verlandungszone der Bucht

Tabelle 13: Status von *Rana dalmatina* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A. = vorhanden – jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983												r	
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r									x		Bau 1988
1988													
1989		x											
1990		x, M											
1991		x, M											
1992		x											
1993		x, M									x		
1994		x											
1995		x											
1996													
1997													
1998													
1999													
2000													
2001													
2002													
2003													
2004		r											
2005													
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011	x, r, M	x, r	x, r	x, r	x, r, M	r	x, r, M	x, r	x, r	x, r, M	x, r, M	x, r	x, r

4.4. Wasserfrösche

4.4.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung

Wasserfrösche konnten in allen Untersuchungsgewässern festgestellt werden, wobei sie in zwei Gewässern (Wiesenteich, Kirschenteich) mit maximal zwei adulten Individuen pro Begehung nur als Ausnahmeerscheinung auftraten. Die meisten Adulttiere wurden am Phönixteich und am Schwalbenteich gezählt. In fast allen Gewässern wurden mehr adulte als subadulte Individuen registriert. Ausnahmen stellten die Funde im Grabenbiotop und im Bombentrichter dar, in denen mehr subadulte als adulte Tiere gesichtet wurden. Eine Fortpflanzung fand an fast allen Gewässern statt und wurde außer am Bombentrichter, wo nur eine einzige Larve registriert wurde, sowie am Wiesenteich und Kirschenteich, wo ausschließlich adulte Tiere zu finden waren, erfolgreich abgeschlossen (Tab. 15).

Die Bestandsschätzung ergibt bei Summierung der gezählten adulten Tiere eine Anzahl von 669 Tieren auf der gesamten Donauinsel. Insgesamt konnten im Südteil geringfügig mehr Wasserfrösche als im Nordteil festgestellt werden, wobei die größten Populationen am nördlichsten und südlichsten Gewässer erhoben wurden. (Tab. 14, Abb. 42).

Tabelle 14: Bestandsschätzung von *Pelophylax* sp. im Jahr 2011: Anzahl der registrierten Adulttiere an den Untersuchungsgewässern sowie die daraus resultierende Gesamtpopulation auf der Donauinsel.

	Gewässer	Adulttiere (max.)
Nordteil	Phönixteich	171
	Endelteich	97
	Wiesenteich	2
	Kirschenteich	2
	Teufelteich	32
	Summe Nord	304
Südteil	Tritonwasser	77
	Erlenteich	42
	Bombentrichter	24
	Toter Grund	27
	Grabenbiotop	11
	Kreimellacke	49
	Hüttenteich	14
	Schwalbenteich	121
Summe Süd	365	
Donauinsel	Gesamtsumme	669

Verteilung Wasserfrösche

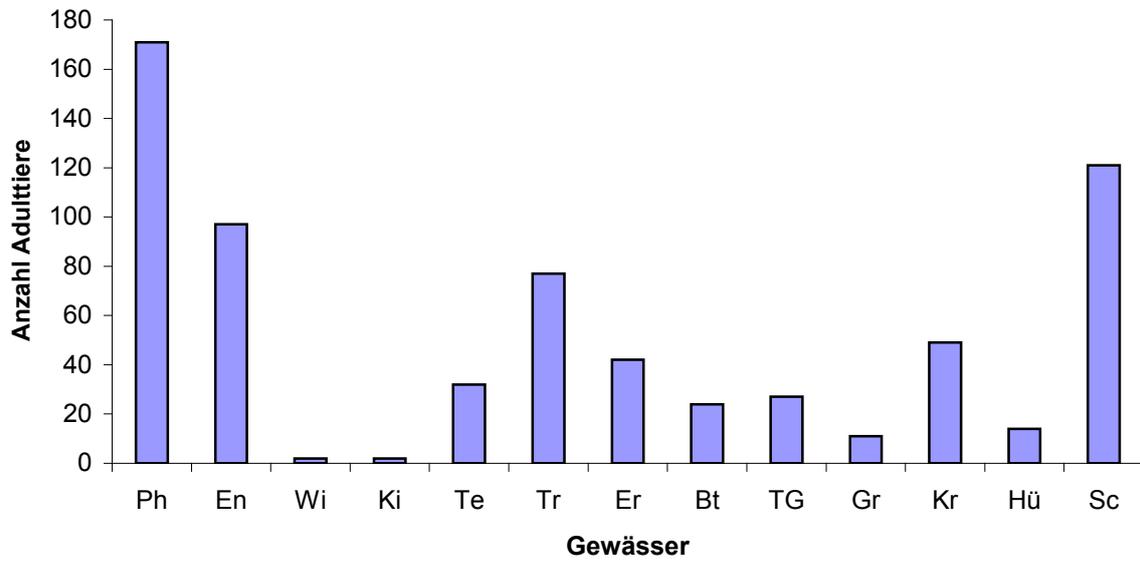


Abbildung 42: Wasserfrösche 2011: max. Anzahl der gezählten Individuen pro Gewässer.

Tabelle 15: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Pelophylax* sp. im Jahr 2011 (Ph = Phönixteich, En = Endelteich, Wi = Wiesenteich, Ki = Kirschteich, Te = Teuffteich, Tr = Tritonwasser, Er = Erlenteich, Bt = Bombentrichter, TG = Toter Grund, Gr = Grabenbiotop, Kr = Kreimellacke, Hü = Hüttenteich, Sc = Schwalbenteich, DI-ges. = Donauiinsel gesamt, ad = adult, sub = subadult, m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil).

	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc	DI-ges.
ad (max.)	171	97	2	2	32	77	42	24	27	11	49	14	121	669
sub (max)	40	10	-	-	7	39	4	32	21	32	4	6	4	52
m (?)	1	1	1	-	2	-	-	-	1	-	-	1	-	7
w (?)	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Laich (max.)	29	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48
Larven (?)	1024	449	-	-	883	73	343	1	18	-	105	40	744	3680
juv (max)	20	2	-	-	12	10	26	-	4	13	5	4	13	45
Rufe	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Status	x, r, M	x, r, M	x	x	x, r, M	x, r, M	x, r, M	x, r	x, r, M	x, (r) M	x, r, M	x, r, M	x, r, M	x, r, M

4.4.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurden im Untersuchungszeitraum 1986-1987, 1989-1995 jährlich Wasserfrösche gefangen. Die höchsten Fangzahlen wurden 1991 und 1994 erreicht, wobei sie vor allem durch eine hohe Anzahl an juvenilen Individuen ($n = 149$ bzw. $n = 182$) zustande kamen, deren Anteil in beiden Jahren über 90% betrug (KOGOJ 1997b). Die maximale Anzahl an adulten/subadulten Individuen wurde im Jahr 1995 vermerkt ($n = 52$), die geringste Anzahl in den Jahren 1986, 1987 sowie 1992 ($n = 1$) (Tab. 16).

Der Kendall-Koeffizient war über diesen Untersuchungszeitraum positiv (+0,53), was einen zunehmenden Populationstrend aufzeigte (JEHLE & HÖDL 1996, KOGOJ 1997b).

Weitere Sichtungen von Wasserfröschen sind aus den Jahren 2001 und 2003 bekannt (Daten NHM). Im Jahr 2011 wurde am Endelteich ein Bestand von 97 adulten Tieren geschätzt (Tab. 14), was im Vergleich zu den erhobenen Fangzahlen der adulten/subadulten Tiere von 1986 bis 1995 (Tab. 16) einem größeren Bestand entspricht.

Tabelle 16: Fangzahlen von *Pelophylax* sp. am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, ? = unbekannt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	1	?	1	1	9	1	8	4	10
w	0	?	1	1	0	0	2	3	12
juv	0	0	6	4	139	0	0	182	0
ad/sa	1	1	7	2	10	1	12	7	52
g/t	1	1	13	6	149	1	12	189	52

Am Wiesenteich und am Kirschteich wurden von 1996 bis 2001 jährlich Wasserfrösche gesichtet, wobei am Wiesenteich insgesamt 124 Individuen und am Kirschteich insgesamt 515 Individuen erfasst wurden (CABELA et al. 2003). An beiden Gewässern wurde damals Reproduktionsaktivität registriert, wobei diese in manchen Jahren (Wi: 1996, 2000; Ki: 1996, 2001) erfolgreich war (Tab.17).

Die Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Wiesenteich beziehungsweise am Kirschteich registrierten Wasserfrösche (Adulte, Subadulte) schwankte zwischen den Untersuchungsjahren. Am Wiesenteich war der Bestand über den gesamten Untersuchungszeitraum 1996 bis 2001 gesehen rückläufig, wenngleich von 1998 bis 2000 ein Anstieg der Individuenanzahl vermerkt wurde (vgl. CABELA et al. 2003). Am Kirschteich stieg der Bestand von 1996 bis 1999, war jedoch in den restlichen beiden Jahren wieder rückläufig. So konnten 2001 mit 58 Sichtungen nur etwa die Hälfte der Nachweise des Jahres 2000 ($n = 120$) erreicht werden (CABELA et al. 2003). Sowohl am

Wiesenteich als auch am Kirschteich wurde die Bestandsgröße im Jahr 2011 auf jeweils zwei adulte Tiere geschätzt (Tab. 14), wobei keine Reproduktionsaktivität zu beobachten war (Tab. 15). Reproduzierende Populationen konnten sich folglich an den beiden Trittsteinbiotopen nicht halten.

Tabelle 17: Status von *Pelophylax* sp. am Wiesenteich und Kirschteich im Untersuchungszeitraum 1996-2001. x = Nachweis von Adulten bzw. Subadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile (vgl. CABELA et al. 2003).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich	x, r, R	x, r	x	x	x, r, R	x, r
Kirschteich	x, r, R	x, r	x, r	x, r	x, r	x, r, R

Am Tritonwasser wurden sämtliche von 1990 bis 2001 registrierten Individuen der Wasserfrösche der Art *P. ridibundus* zugeordnet. Es handelte sich hierbei um die einzige Art, die sich an diesem Gewässer bereits in den ersten Jahren gut etablieren konnte, keinen Bestandseinbruch erlitt und von 1992 bis 2001 unvermindert in der höchsten Statusklasse (4C = „sehr großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“) auftrat. Das Bestandsmaximum wurde 1997 erreicht, als 486 adulte Individuen bei einem Rundgang gezählt wurden. Ab 1998 nahm die Abundanz von *P. ridibundus* stetig ab, wobei 2001 noch 214 Individuen gezählt wurden (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2005 wurden adulte Individuen registriert, Reproduktionsaktivität wurde hingegen nicht beobachtet (Daten HILL). Im Jahr 2011 wurde der Bestand der Wasserfrösche am Tritonwasser auf 77 adulte Tiere geschätzt (Tab. 15), womit sich der Bestand im Vergleich zu 2001 weiter reduzierte.

Am Erlenteich wurde von 1998 bis 2001 eine Zunahme der apparenten Bestandsgröße an adulten Individuen ($n_{1998} = 4$; $n_{2001} = 50$) festgestellt, wobei die maximale Anzahl im Jahr 2000 ($n = 60$) registriert wurde. Auch bestätigten jährliche Sichtungen von Jungtieren eine erfolgreiche Fortpflanzung in diesem Zeitraum (vgl. CABELA et al. 2003).

Eine weitere erfolgreiche Reproduktion ist aus dem Jahr 2005 bekannt (Daten HILL) und auch im Jahr 2011 wurde ein Metamorphoseerfolg beobachtet. Die Populationsschätzung aus 2011 beläuft sich auf $n = 42$ Individuen, was in etwa der apparenten Bestandsgröße von 1999 ($n = 40$) entspricht (vgl. CABELA et al. 2003).

An der Kreimellacke wurde im Untersuchungszeitraum 1998 bis 2001 eine leicht zunehmende Abundanz der Wasserfrösche registriert, wobei auch eine Statusverbesserung festgestellt wurde (CABELA et al. 2003). In allen vier Jahren fand eine erfolgreiche Reproduktion statt, was durch Jungtiersichtungen dokumentiert wurde (Tab. 18). Im Jahr 2011 wurde der Bestand der Wasserfrösche an der Kreimellacke auf 49 adulte Individuen geschätzt (Tab. 14), was in etwa der apparenten Bestandsgröße von 2001 ($n = 50$) entspricht.

Tabelle 18: *Pelophylax* sp. an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	30	41	90	50
Reproduktionserfolg	R	R	R	R
Status	2C	3C	3C	3C

4.4.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Sowohl im Nordteil als auch im Südteil sind im Vergleich zu den ehemaligen Daten Zunahmen, Stagnationen und auch Abnahmen bei den Bestandsgrößen an den einzelnen Gewässern erkennbar. Auch Neubesiedelungen von Gewässern fanden sowohl im Nordteil (Teuffteich) als auch im Südteil (Bombenrichter) statt, womit auch die für Reproduktion genutzte Gewässeranzahl stieg. Im Zeitraum von 1983 bis 2010 wurden Wasserfrösche an elf der dreizehn Untersuchungsgewässer registriert, an denen auch bereits erfolgreiche Reproduktion stattfand. Im Jahr 2011 konnten die Wasserfrösche durch zusätzliche Funde am Teuffteich und Bombenrichter an insgesamt dreizehn Gewässern registriert werden. Während am Wiesenteich und Kirschteich keine Reproduktion stattfand, wurden an den restlichen Gewässern Larven und mit Ausnahme des Bombenrichters auch Jungtiere beobachtet (Tab. 20).

Außer an den 13 Untersuchungsgewässern wurden die Wasserfrösche seit 1983 an den Standorten ST 2, ST 3, ST 4b, 4.3, ST 4.5, ST 5, ST 6 und ST 7 nachgewiesen. Weitere Sichtungen gab es früher an der Hubschrauberlacke, am Wasserspielplatz sowie im Bereich der Stadlauer Ostbahnbrücke (Ufer des Entlastungsgerinnes, Bucht südlich der Brücke) (Tab. 19). Nach CABELA et al. (2003) wurden auch an den Standorten 1 (1997 bis 2001) und 9 (1998) Wasserfrösche registriert.

Ergebnisse

Tabelle 19: Sonstige Fundorte von *Pelophylax* sp. mit Statusangaben seit 1983 (Daten NHM) (x = adulte und/oder subadulte, r = Reproduktionsnachweis durch Laich und/oder Larven, M = Metamorphoseerfolg durch Juvenile, o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe).

Lage	Jahr	Status	Fundort
Nordteil	1998	x	ST 9
Mittelteil	1998	x	ST 7
	1999	x	ST 7
	2001	x	Hubschrauberlacke
	2005	x	Wasserspielplatz
Südteil	1987	o.A.	Entlastungsgerinne-Ufer [Bereich der Insel zw. Praterbrücke u. Stadlauer-Brücke]
		o.A.	Entlastungsgerinne: Bucht südlich d. Stadlauer Ostbahnbrücke [südlicher Bereich]
	1998	x	ST 4b
		x	Donauufer: Umgehungsbach des Kraftwerks
		x	ST 5
		x	ST 2
		x	ST 3
	1999	x	ST 4b
		x, M	ST 4.5
		x, r, M	ST 4.3
		x	ST 5
		x	ST 2
		x	ST 3
	2000	x	ST 6
		x	ST 4b
		x, r	ST 4.3
		x	ST 5
x		ST 2	
x		ST 3	
2001	x	ST 6	
	x	Entlastungsgerinne: Halbinsel: BUCHT südlich d. Stadlauer Ostbahnbrücke [nördlicher Bereich]	
	x	ST 4b	
	x	1 km NW Praterbrücke [Bereich Tritonwasser]	
	x, r, M	ST 4.3	
	x, r, M	ST 5	
	x	ST 2	
	x, r, M	ST 3	
x	ST 6		
2005	x	ST 6	
?	1982	x	Tümpel: ca. 40m von Entlastungsgerinne entfernt

Tabelle 20: Status von *Pelophylax* sp. an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A.= vorhanden – jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983												x, r, M	
1984									o.A.				
1985													
1986		x											
1987		x									x		Bau 1988
1988													
1989		x, M				Bau 1990							
1990		x, M				x, r, M							
1991		x, M				x, r, M							
1992		x				x, r, M			x				
1993		x				x, r, M					x		
1994		x, M				x, r, M							
1995		x				x, r, M							
1996						x, r, M							
1997			x			x, r, M							
1998			x			x, r, M							
1999			x			x, r, M							
2000			x			x, r, M							
2001		x				x, r, M							
2002						x, r, M							
2003		x				x, r, M							
2004						x, r, M							
2005			x			x, r, M							
2006						x, r, M							
2007						x, r, M							
2008						x, r, M							
2009						x, r, M							
2010						x, r, M							
2011		x, r, M	x	x	x, r, M	x, r, M	x, r, M	x, r	x, M	x, r, M	x, r, M	x, r, M	x, r, M

4.5. Rotbauchunke

4.5.1. Bestandsaufnahme und Bestandsschätzung

Die Rotbauchunke wurde an neun Gewässern beobachtet. Während in vier Gewässern eine Reproduktion nachgewiesen wurde, wurden an fünf Gewässern ausschließlich adulte und/oder subadulte Tiere gesichtet. Nur am Hüttenteich wurden sowohl adulte Tiere als auch Larven registriert (Tab. 21, Abb. 43).

Tabelle 21: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Bombina bombina* im Jahr 2011 (ad/sub = adult/subadult, sub = subadult, m = männlich, w = weiblich, L = Larven, juv = juvenil).

	Ph	En	Tr	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc	DI-ges.
ad/sub (Σ)	-	-	-	1	4	73	38	8	5	129
sub (Σ)	-	-	-	-	-	9	15	-	-	24
m (Σ)	-	-	-	-	4	21	14	7	3	49
w (Σ)	-	-	-	1	-	24	7	-	-	32
L (Σ)	41	5	2	-	-	-	-	35	-	83
juv (Σ)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Rufe (Σ)	-	nein	-	nein	ja (4)	ja (10)	ja (17)	ja (7)	ja (3)	
Status	r	r	r	x	x	x	x	x, r	x	x, r

Verteilung Rotbauchunke

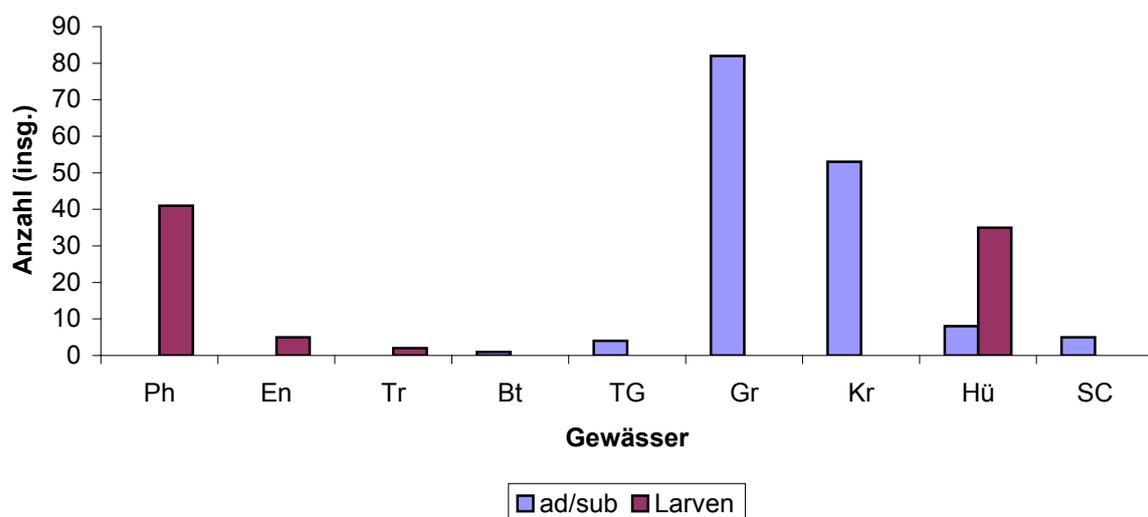


Abbildung 43: Verteilung der Rotbauchunke an den einzelnen Gewässern (adult/subadult; Larven) ($n_{\text{insg}}(\text{ad/sub}) = 153$, $n_{\text{insg}}(\text{Larven}) = 83$).

Die Populationsschätzung nach Chapman ergab eine Population von insgesamt 100 Individuen am Grabenbiotop, am Bombentrichter beim Toten Grund und an der Kreimellacke. An der Kreimellacke gelang, auch wenn mehrere Individuen gefangen werden konnten, nur ein einziger Wiederfang. Am Bombentrichter wurde nur ein einziges Tier gefangen (Tab. 22).

Die meisten Individuen konnten im Größenfrequenzdiagramm der Klasse 39 zugeordnet werden. In Kategorie 35 liegt der Übergang von subadulten zu adulten Individuen, der bei Rotbauchunken bei einer Größe von etwa 35,0 mm angenommen werden kann (D. PHILIPPI, pers. Mitt.). Von den sechs Individuen in Klasse 35 wurde bei zwei Individuen eine geringere Länge als 35,0 mm festgestellt, wonach sie als subadulte Tiere behandelt wurden. Von den 48 gefangenen Individuen wurden somit 13 Tiere (27%) als subadult und 35 Tiere (73%) als adult bestimmt (Abb. 44).

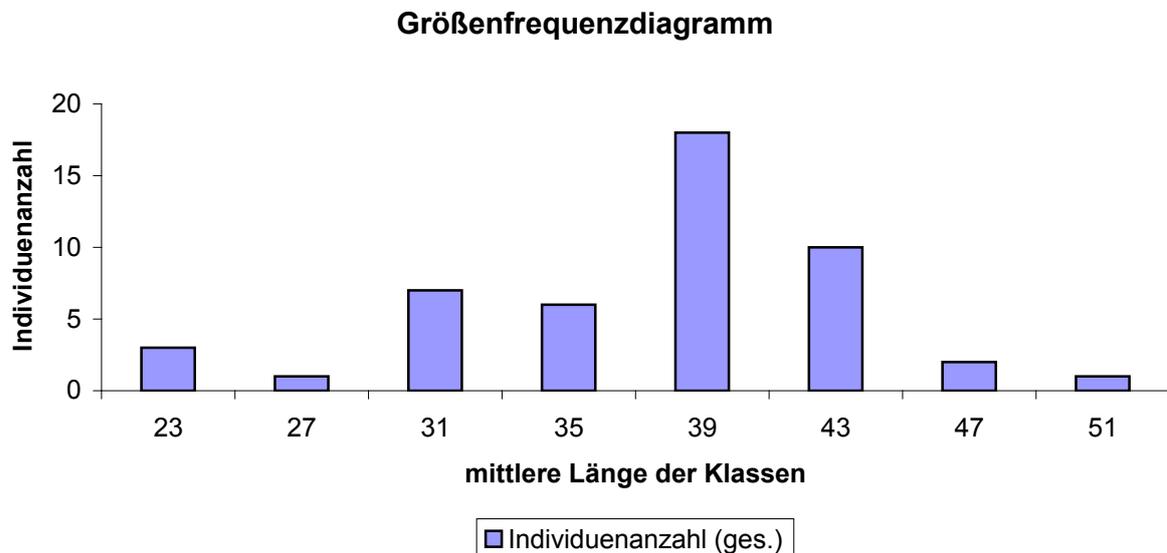


Abbildung 44: Größenfrequenzdiagramm Rotbauchunken (n = 48): Die Klassen wurden als mittlere Länge der einzelnen Klassen (23-51) beschriftet und betragen jeweils 4 mm. Die Klassen entsprechen folgenden Körperlängen (mm): 23 (21,0-24,9), 27 (25,0-28,9), 31 (29,0-32,9), 35 (33,0-36,9), 39 (37,0-40,9), 43 (41,0-44,9), 47 (45,0-48,9), 51 (49,0-52,9).

Ergebnisse

Tabelle 22: Rotbauchunke Fang-Wiederfang: Fundorte und Datum aller gefangenen Unken (Gr = Grabenbiotop, Kr = Kreimellacke, Bt = Bombentrichter, „fett“ = Wiederfänge).

Individuen- Nummer	Datum												
	22.3.	29.3.	29.4.	9.5.	18.5.	24.5.	10.6.	22.6.	6.7.	26.7.	11.8.	18.8.	3.9.
1	Gr		Gr	Gr		Gr	Gr			Gr			
2		Gr		Gr		Gr						Gr	
3		Gr											
5			Gr	Gr									
6			Gr										
7			Gr			Gr	Gr	Gr	Gr		Gr	Gr	
8			Gr										
10				Gr									
11				Gr			Gr			Gr			
12				Gr									
13				Gr		Gr							
16					Bt								
20						Gr	Gr		Gr		Gr		
22						Gr		Gr		Gr			
23						Gr							
24						Gr							
25							Kr						
26							Kr				Kr		
27							Kr						
28							Kr						
29							Kr						
30							Kr						
31							Kr						
32							Kr						
33							Kr						
34							Kr						
35							Kr						
36							Kr						
37							Kr						
42							Gr						
45								Kr					
46								Kr					
47								Kr					
48									Kr				
49									Gr				
52									Gr	Gr			Gr
53									Gr				
54										Kr			
57										Gr	Gr		
60											Kr		
62											Kr		
63											Gr		
65											Gr		
68											Gr		
71													Kr
72													Kr
73													Gr
74													Gr

4.5.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurde für die Rotbauchunke anhand der Daten die zwischen 1986 und 1995 aufgenommen wurden (Tab. 23) ein negativer Korrelations-Koeffizient nach Kendall berechnet, was eine Abnahme der Fangzahlen anzeigte. Bei Betrachtung der Daten ab 1990 ergab sich ein positiver Koeffizient von +0,07, was auf einen leicht zunehmenden Trend hinwies (JEHLE & HÖDL 1996, KOGOJ 1997b). Nach 1995 sind nur wenige Daten zum Bestand der Rotbauchunke am Endelteich vorhanden – lediglich 2003 wurde ein Einzelfund eines adulten Tieres gemeldet (Daten NHM). Im Jahr 2011 wurde die Rotbauchunke anhand von Larven (n = 5) reproduzierend vorgefunden (Tab. 21).

Tabelle 23: Fangzahlen von *Bombina bombina* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (ad = adult, sa+? = subadulte und nicht zuordenbare ad/sa Tiere, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, * = nicht getrennt ermittelt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
ad	?	*	208	81	63	92	157	109	121
sa+?	?	*	0	6	1	45	22	12	27
juv	4	6	30	3	268	42	30	113	11
ad/sa	288	587	208	87	64	137	179	121	148
g/t	294	593	238	90	332	179	209	234	159

Am Tritonwasser konnte die Rotbauchunke zwischen 1990 und 2001 in einzelnen Jahren (1990, 1993, 1996) nicht vorgefunden werden. Reproduktionsaktivität wurde ausschließlich 1991, 1998 und 1999 festgestellt, wobei in letzteren Jahren ein Reproduktionsnachweis durch Juvenile (1998) bzw. durch weit entwickelte Larven (1999) vorliegt. Von 1998 bis 2000 wurde ihre apparente Bestandsgröße von CABELA et al. (2003) in die Klassengröße 3 (6-30 Individuen) eingestuft. Weiters gaben CABELA et al. (2003) den Status der Rotbauchunke in den Jahren 1998 und 1999 als „mittleren, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierenden Bestand“ an. Im Jahr 2000 wurde nur noch ein „nicht bzw. kaum reproduzierender kleiner Bestand (Sommerquartier)“ angegeben. Im Jahr 2001 wurden lediglich „einzelne Durchzügler“ registriert, womit die Rotbauchunke die einzige Art war, bei der ab 1998 trotz Pflegemaßnahmen am Gewässer eine Statusverschlechterung festgestellt wurde (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 konnte Reproduktionsaktivität anhand von zwei Larven dokumentiert werden (Tab. 21).

An der Kreimellacke schwankte die apparente Bestandsgröße der adulten Tiere von 1998 (n = 11) bis 2001 (n = 9), wobei sie im Jahr 2000 ein Maximum von n = 17 erreichte. Reproduktionsaktivität wurde jährlich beobachtet, wobei diese im Jahr 1998 anhand von Juvenilen, in den Jahren 1999-2001 anhand von weit entwickelten Larven festgestellt wurde. Der Status blieb in allen 4 Jahren unverändert und wurde als „mittlerer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“ beschrieben (Tab. 24).

Auch 2005 wurde *B. bombina* an der Kreimellacke erfolgreich reproduzierend erfasst (Daten HILL). Obwohl 2011 eine hohe Individuenanzahl festgestellt wurde, gelang kein Nachweis etwaiger Reproduktionsaktivität. Dennoch ist eine Zunahme der adulten/subadulten Individuenanzahl vom Jahr 2000 (n = 17) im Vergleich zum Jahr 2011 (n = 38) (Tab. 21) erkennbar.

Tabelle 24: *Bombina bombina* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven (vgl. CABELA et al. 2003)).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	11	16	17	9
Reproduktionserfolg	R	R*	R*	R*
Status	2C	2C	2C	2C

4.5.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Die Rotbauchunke konnte seit 1983 auf der Donauinsel an neun Gewässern festgestellt werden. An vier der dreizehn Untersuchungsgewässer – Wiesenteich, Kirschenteich, Teufelteich und Erlenteich – wurde sie weder in früheren Jahren noch im Jahr 2011 registriert. Während sie im Nordteil bis 2010 nur an einem Gewässer (Endelteich) nachgewiesen wurde, war sie 2011 zusätzlich auch am Phönixteich reproduzierend vorhanden. Eine erfolgreiche Metamorphose ist am Endelteich aus den Jahren 1986 und 1987 sowie 1989 bis 1995 bekannt (Tab. 23, Tab. 25).

Im Südteil wurde die Rotbauchunke von 1983 bis 2010 an insgesamt sieben der dreizehn Untersuchungsgewässer nachgewiesen, wobei an drei Gewässern (Tr, TG, Kr) auch Jungtiere beobachtet wurden. Im Jahr 2011 wurden an all diesen Gewässern adulte/subadulte Individuen gefunden. Reproduktionsaktivität gab es am Tritonwasser und am Hüttenteich, eine erfolgreiche Metamorphose wurde jedoch an keinem Gewässer nachgewiesen (Tab. 25).

Weitere Fundorte wurden nicht gemeldet (Daten NHM), während nach CABELA et al. (2003) auch am ST 1 ein „kleiner, nicht bzw. kaum reproduzierender Bestand“ (1999) sowie „einzelne Durchzügler“ (2000 und 2001) festgestellt wurden.

Tabelle 25: Status von *Bombina bombina* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A.= vorhanden - jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Kr	Gr	Hü	Sc
1983													
1984												x, r	
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M							o.A.	x			Bau 1988
1988													
1989		x, M											
1990		x, M											
1991		x, M											
1992		x, M				x, r			o.A.				
1993		x, M				x							
1994		x, M								x			
1995		x, M											
1996													
1997						x							
1998						x, r, M				x, r, M			o.A.
1999						x, r				r			o.A.
2000						x				x, r			o.A.
2001						x				x, r, M			o.A.
2002													
2003		x											
2004													
2005										x, M		x	x
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011	r	r				r				x		x, r	x

4.6. Erdkröte

4.6.1. Bestandsaufnahme

Die Erdkröte wurde an sechs Gewässern – überall reproduzierend - beobachtet. Während im Tritonwasser und in der Kreimellacke ausschließlich Larven gefunden wurden, konnten an den anderen Gewässern auch Adulttiere gesichtet werden. Eine erfolgreiche Metamorphose ließ sich an keinem der Gewässer nachweisen (Tab. 26). Im Nordteil der Insel war die insgesamte Fangzahl der Erdkrötenlarven deutlich geringer als in den südlichen Gewässern (Abb. 45), wo an der Kreimellacke und am Toten Grund zusätzlich zu den gekescherten Larven Larven auch einige Larvenschwärme gesichtet wurden.

Tabelle 26: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Bufo bufo* im Jahr 2011 (ad = adult, m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil).

	Ph	En	Tr	TG	Kr	Sc	DI-ges.
ad (Σ)	2	2	0	4	0	11	19
m (Σ)	2	1	0	1	0	7	11
w (Σ)	0	1	0	1	0	1	3
gekescherte Larven (Σ)	14	113	22	244	242	706	1341
gesichtete Larven (Σ)	0	0	0	700	500	0	1200
juv (Σ)	0	0	0	0	0	0	0
Rufe	ja (2)	nein	nein	ja	ja	ja (5)	
Status	x, r	x, r	r	x, r	x, r	x, r	x, r

Verteilung der Larven (Erdkröte)



Abbildung 45: Erdkröte 2011: festgestellte Larvenanzahl (gekescherte und gesichtete Larven) sowie deren Verteilung auf die Gewässer der Donauinsel ($n_{\text{insg.}} = 2541$).

4.6.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurden im Untersuchungszeitraum 1986-1987 und 1989-1995 jährlich Erdkröten nachgewiesen. Die maximale Fangzahl wurde 1986 registriert, wobei vor allem adulte/subadulte Tiere registriert wurden. Die geringste Anzahl an adulten/subadulten Individuen wurde im Jahr 1990 (Einzelfund) vermerkt. Die meisten Jungtiere wurden 1989 vorgefunden, aus den Jahren 1991, 1992, 1993 und 1995 ist keine erfolgreiche Metamorphose bekannt (Tab. 27).

Im Vergleich zu den Werten aus 1986 sanken die Fangzahlen der Erdkröten ab 1990 unter 5%. Nur 1989 und 1990 wurden mehr juvenile als adulte Erdkröten verzeichnet. Durch die Hochrechnung von sechs Untersuchungsjahren (bis 1992) ergab sich eine starke Abnahme der Gesamtfangzahlen, während sich bei Hochrechnung von sieben Jahren (bis 1993) kein signifikanter Rückgang zeigte (KOGOJ 1997b).

Der Kendall-Koeffizient (-0,46) zeigte jedoch über den gesamten Untersuchungszeitraum einen abnehmenden Trend auf (JEHLE & HÖDL 1996). Danach liegen keine Meldungen über Erdkrötensichtungen am Endelteich vor (Tab. 28). Im Jahr 2011 wurden daher erstmals seit 1995 Erdkrötenfunde registriert, wobei es sich dabei sowohl um adulte Tiere (n = 2) als auch um Larven (n = 113) handelte (Tab. 26).

Tabelle 27: Fangzahlen von *Bufo bufo* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, ? = unbekannt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	?	110	6	0	5	6	5	2	3
w	?	30	7	1	0	0	6	4	3
juv	6	4	32	7	0	0	0	1	0
ad/sa	320	150	14	1	6	7	11	7	8
g/t	326	154	46	8	6	7	11	8	8

An der Kreimellacke wurde die Erdkröte erstmals im Jahr 1987 reproduzierend dokumentiert. Bei der Bestandserhebung von 1998 bis 2001 wurde sie jedoch nicht am Gewässer vorgefunden. Im Jahr 2005 war sie wieder reproduzierend vorhanden (Tab. 29) und auch 2011 konnte anhand von Larven Reproduktionsaktivität festgestellt werden (Tab. 26).

Am Erlenteich (ST4a) wurde die Erdkröte im Untersuchungszeitraum 1997 bis 2001 ausschließlich im Jahr 1998 registriert, wobei ihr Status als „kleine, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft“ beschrieben wurde (CABELA et al. 2003). Im Jahr 2011 konnte *B. bufo* an diesem Gewässer nicht nachgewiesen werden.

Am Tritonwasser trat *B. bufo* erstmals 1991 auf und konnte mit Ausnahme des Jahres 1993 bis einschließlich 2001 beobachtet werden. In den Jahren 1991 und 1992 war zunächst eine „kleine, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft“ vorhanden, die jedoch 1993 nicht mehr registriert werden konnte. Von 1994 bis 1997 wurden „einzelne Durchzügler“ beobachtet, Fortpflanzungsaktivität wurde jedoch nicht registriert. Im Jahr 1998 konnte zwar Fortpflanzungsaktivität dokumentiert werden, Jungtiere oder weit entwickelte Larven wurden jedoch nicht gesichtet. Erst 1999 wurde erstmals ein Bestand festgestellt, der als „klein, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierend“ eingestuft wurde. Dieser Status blieb bis 2001 erhalten (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 wurden ausschließlich Larven (n = 22) festgestellt, ein Reproduktionserfolg wurde nicht registriert (Tab. 26).

4.6.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Die Erdkröte wurde erstmals im Jahr 1986 auf der Donauinsel nachgewiesen, wobei sie seit damals außer am Kirschenteich, Teufleteich und Grabenbiotop an allen Untersuchungsgewässern dokumentiert wurde. Eine erfolgreiche Reproduktion konnte bisher am Endelteich, Tritonwasser, Hüttenteich und Schwalbenteich beobachtet werden. Am Phönixteich, am Erlenteich, am Toten Grund und an der Kreimellacke wurde zumindest Reproduktionsaktivität festgestellt, während am Wiesenteich sowie am Bombentrichter bisher ausschließlich Adulttiere erfasst wurden (Tab. 29). Weitere Sichtungen seit 1983 beschränkten sich auf den Südteil der Donauinsel (Tab. 28).

Im Jahr 2011 wurde die Erdkröte sowohl im Nord- als auch im Südteil an insgesamt sechs Gewässern reproduzierend vorgefunden. Im Vergleich zu früheren Jahren fehlten Laichgesellschaften am Erlenteich sowie am Hüttenteich. An bisher nicht genutzten Gewässern war die Erdkröte nach wie vor nicht vorhanden.

Tabelle 28: Sonstige Fundorte von *Bufo bufo* mit Statusangaben im Jahresvergleich seit 1983 (Daten NHM) (x = adulte und/oder subadulte, r = Reproduktionsnachweis durch Laich und/oder Larven, M = Metamorphoseerfolg durch Juvenile, o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe).

Lage	Jahr	Gewässer	Status
Südteil	1987	Entlastungsgerinne-Ufer [Bereich der Insel zw. Praterbrücke u. Stadlauer-Brücke]	x, r
		Entlastungsgerinne: Bucht südlich d. Stadlauer Ostbahnbrücke [südlicher Bereich]	r
	1999	Donauufer: Tümpelstrecke um Praterbrücke: 3. Stelle: Tümpel (ST 4.3)	x, r, M

Tabelle 29: Status von *Bufo bufo* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983													
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M							r		r		Bau 1988
1988													
1989		x, M				Bau 1990							
1990		x, M											
1991		x				x, r							
1992		x				x, r							
1993		x											
1994		x, M		Bau 1994		x							
1995		x				x							
1996						x							
1997						x							
1998						x, r							
1999						x, r, M							
2000						x, r							
2001						x, r							
2002	Bau 2002												
2003													
2004													
2005	r												
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011	x, r	x, r				r					x, r		x, r

4.7. Knoblauchkröte

4.7.1. Bestandsaufnahme

Die Knoblauchkröte konnte ausschließlich an dem im Südteil der Donauinsel gelegenen Hüttenteich durch Larvenfunde nachgewiesen werden (Tab. 30).

Tabelle 30.: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Pelobates fuscus* im Jahr 2011 (ad/sub = adult/subadult, m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil).

<u>Hüttenteich</u>	
ad/sub	-
m	-
w	-
Larven (Σ)	35
juv	-
Rufe	-
Status	r

4.7.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Die Knoblauchkröte wurde in der am Endelteich durchgeführten Studie jährlich und zahlreich vorgefunden, auch wenn die Gesamtfangzahlen im Laufe der Jahre abnahmen (Tab. 31), was auch durch einen negativen Kendall-Koeffizienten (-0.39) belegt wurde (JEHLE & HÖDL 1996, KOGOJ 1997b). Nach 1995 liegen jedoch keine Funddaten mehr vor und auch 2011 wurde sie am Endelteich nicht registriert (Tab. 33).

Tabelle 31: Fangzahlen von *Pelobates fuscus* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	1406	940	338	101	48	99	265	288	247
w	523	377	175	82	57	64	129	281	274
juv	186	562	148	318	1692	859	553	236	103
ad/sa	1997	1508	521	183	105	203	434	570	521
g/t	2183	2070	669	501	1800	1062	987	806	624

Aus den Ergebnissen von CABELA et. al. (2003) geht hervor, dass am Wiesenteich im Zeitraum der Voruntersuchungen (1996, 1997) sowie von 1998 bis 2001 ausschließlich im Jahr 1997 Knoblauchkröten (n = 3) registriert werden konnten. Am Kirschteich wurden in denselben Untersuchungsjahren keine Tiere gefunden (CABELA et al. 2003). Seit den Einzelfunden am Wiesenteich im Jahr 1997 wurden an keinem der beiden Trittsteinbiotope Knoblauchkröten gesichtet.

Auch an den untersuchten Standorten 1-9 konnte die Knoblauchkröte nur im Bereich des Toten Grundes (ST 1) vorgefunden werden. Hier wurde ihr Bestand in den Jahren 1997 und 1998 als „klein, mit sicherem beziehungsweise wahrscheinlichem Reproduktionserfolg“ beschrieben. Von 1998 (n = 30) auf 1999 erhöhte sich die registrierte Individuenanzahl und es wurde der bisher größte Bestand (n = 76) mit ebenfalls „sicherem bzw. wahrscheinlichem Reproduktionserfolg“ festgestellt. In den darauf folgenden zwei Jahren nahm der Bestand jedoch wieder ab. Im Jahr 2000 wurde im Bereich des Toten Grundes eine Gesamtanzahl von 17 Individuen registriert sowie Fortpflanzungsaktivität beobachtet. Eine erfolgreiche Reproduktion wurde jedoch als „wenig oder nicht wahrscheinlich“ angesehen. Im Jahr 2001 sank der Bestand weiter auf 13 Individuen (vgl. CABELA et al. 2003).

Seit diesen Nachweisen im Jahr 2001 wurde die Knoblauchkröte am Toten Grund nicht mehr gesichtet.

An der Kreimellacke wurde im Zeitraum 1998 bis 2001 eine Statusverschlechterung festgestellt, wobei ihr Bestand 1998 und 1999 als „klein, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierend“ beschrieben wurde. Die apparente Bestandsgröße (n = 2) blieb von 1998 bis 2001 unverändert, wobei zuletzt Reproduktionsaktivität stattfand, jedoch keine Jungtiere gesichtet wurden. Im Jahr 2001 war die Knoblauchkröte nicht mehr zu finden (Tab. 32).

In den darauf folgenden Jahren wurden ebenfalls keine Sichtungen gemeldet und auch 2011 konnte sie an diesem Gewässer nicht registriert werden (Tab. 33).

Tabelle 32: *Pelobates fuscus* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile; r = Reproduktionsaktivität (Laich/Larven)) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	2	2	2	-
Reproduktionserfolg	R	R	r	-
Status	1C	1C	1B	-

4.7.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Die Knoblauchkröte konnte von 1983 bis 2011 sowohl im Nordteil als auch im Südteil der Donauinsel festgestellt werden. Über den gesamten Zeitraum wurde sie an acht Gewässern registriert, von denen sie im Jahr 2011 nur am Hüttenteich zu finden war.

Im Nordteil wurde sie von 1986 bis 1995 im Endelteich anhand von adulten, subadulten und auch juvenilen Tieren zahlreich dokumentiert. Im Wiesenteich wurden im Jahr 1997 Einzeltiere registriert. Danach wurde sie im Nordteil nicht mehr erfasst.

Im Südteil war sie vor allem im Bereich des Toten Grundes vorhanden, wobei sie hier auch an den nahe gelegenen Gewässern – Kreimellacke, Grabenbiotop und Hüttenteich – beobachtet wurde. Auch im südlichsten Gewässer der Donauinsel (Schwalbenteich) wurde sie in den Jahren 2001 und 2005 gesichtet. Reproduktionsaktivität ist im Südteil aus den Jahren 1983 und 1987 bekannt. Danach wurde sie von 1997 bis 2001 jährlich beobachtet, wobei es auch in diesem Zeitraum Reproduktionsaktivität gab. Jungtiere wurden dabei 1998 und 1999 dokumentiert. Im Jahr 2011 konnte sie im Südteil an einem Gewässer (Hüttenteich) anhand von Larven festgestellt werden (Tab. 33).

Außer an den Untersuchungsgewässern wurde die Knoblauchkröte im Jahr 1985 bei den Resten des ehemaligen Stürzelwassers sowie auf der Höhe des Ölhafens Lobau bei der Rohrbrücke (Status jeweils unbekannt) gemeldet (Daten NHM). Nach CABELA et al. (2003) wurde sie des Weiteren von 1997 bis 2001 am ST1 registriert.

Tabelle 33: Status von *Pelobates fuscus* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A.= vorhanden - jedoch keine Statusangabe, DM = Doppelmeldung, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Kr	Gr	Hü	Sc
1983												r	
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, M								r			Bau 1988
1988													
1989		x, M											
1990		x, M											
1991		x, M											
1992		x, M											
1993		x, M											
1994		x, M	Bau 1994	Bau 1994									
1995		x, M											
1996													
1997			x						r				
1998									x, r, M		r		
1999									x, r, M		r		
2000									x, r		x, r		
2001									x, r		x		o.A.
2002	Bau 2002								x, r				
2003									DM				
2004													
2005											x		x, r
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011												r	

4.8. Laubfrosch

4.8.1. Bestandsaufnahme

Der Laubfrosch wurde an sechs Gewässern vorgefunden, wobei er im Nordteil an zwei Gewässern (Phönixteich, Endelteich) und im Südteil an vier Gewässern (Erlenteich, Grabenbiotop, Hüttenteich, Schwalbenteich) nachgewiesen wurde. Mit Ausnahme des Grabenbiotops, in dem ausschließlich adulte Tiere gesichtet wurden, gelangen an all diesen Gewässern auch Larvenfunde. Die meisten Larven wurden im Erlenteich gekeschert (Abb. 46). Eine erfolgreiche Metamorphose konnte an keinem Gewässer beobachtet werden (Tab. 34).

Tabelle 34: Erhoben Daten der Bestandsaufnahme von *Hyla arborea* im Jahr 2011 (ad/sub = adult/subadult, juv = juvenil).

	Ph	En	Er	Gr	Hü	Sc	DI-ges.
ad/sub (Σ)	0	0	4	2	0	3	5
Laich (Σ)	33	6	3	0	1	0	43
Larven (Σ)	5	20	45	0	13	10	93
juv (Σ)	0	0	0	0	0	0	0
Rufe	-	-	ja (4)	-	ja	-	
Status	r	r	x, r	x	x, r	x, r	x, r

Verteilung der Larven (Laubfrosch)

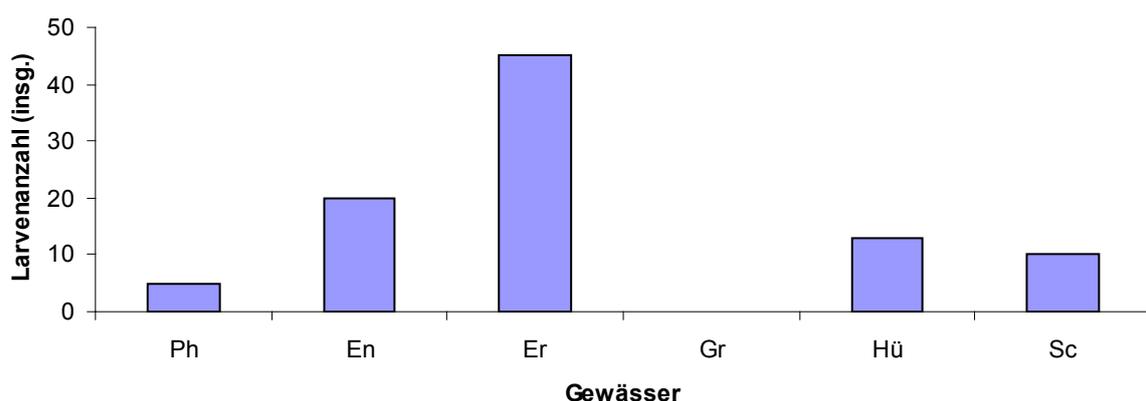


Abbildung 46: Laubfrosch 2011: festgestellte Larvenanzahl (insgesamt) an den einzelnen Gewässern.

4.8.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Der Laubfrosch wurde im Rahmen der Untersuchungen am Endelteich in allen Untersuchungsjahren (1986, 1987 sowie 1989–1995) gefangen. Während aus diesen Untersuchungsjahren jährlich Nachweise von adulten/subadulten Individuen vorliegen, wurden von 1989 bis 1992 sowie 1994 auch Metamorphlinge registriert (Tab. 35). Nach KOGOJ (1997b) waren die Fangzahlen des Laubfrosches am Endelteich in den ersten drei Untersuchungsjahren (1986, 1987, 1989) gegenüber allen folgenden Jahren (1990–1995) sehr hoch (Tab 35). Auch der damals berechnete negative Kendall-Koeffizient (-0,56) belegte einen rückläufigen Trend (JEHLE & HÖDL 1996).

Im Jahr 2001 wurde ein Einzelfund eines adulten/subadulten Individuums gemeldet (Daten NHM). Im Jahr 2011 wurde Reproduktionsaktivität anhand von Laich und Larven (n = 20) dokumentiert (Tab. 34).

Tabelle 35: Fangzahlen von *Hyla arborea* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986–1987, 1989–1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, ? = unbekannt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	102	32	43	1	0	3	9	4	?
w	44	31	28	0	3	6	2	2	?
juv	0	0	2	2	7	2	0	1	0
ad/sa	159	65	90	1	3	11	14	7	1
g/t	159	65	93	3	10	13	14	8	1

Am Wiesenteich wurden von 1996 bis 2001 jährlich Sichtungen von adulten/subadulten Tieren gemeldet. Auch am Kirschenteich wurden von 1997 bis 2001 Funde bekannt gegeben (Tab. 40).

Am Wiesenteich wurden Laubfrösche in den Untersuchungsjahren 1996 bis 2001 nach CABELA et al. (2003) häufiger gesichtet als andere Arten, wobei über den gesamten Untersuchungszeitraum 138 Individuen registriert wurden. Während von 1996 bis 1998 die Fanganzahl der adulten/subadulten Individuen rückläufig war (1998: n < 5), stieg sie bis 2000 auf eine Maximalanzahl von knapp 50 Funden. Auch im Jahr 2001 konnten noch über 40 Individuen gesichtet werden (vgl. CABELA et al. 2003).

Am Kirschenteich wurde der Laubfrosch in denselben Untersuchungsjahren mit insgesamt 78 Individuen erfasst, wobei sich sein Bestand von 1996 (n = 0) bis 2001 (n ~ 30) erhöhte (vgl. CABELA et al. 2003).

CABELA et al. (2003) gaben für beide Trittsteinbiotop Reproduktionsaktivität an, die am Wiesenteich von 1999–2001 sowie am Kirschenteich im Jahr 2001 auch erfolgreich war (Tab. 36).

Seit 2001 sind dem NHM keine Meldungen über Laubfroschsichtungen am Wiesenteich oder Kirschteich bekannt gegeben worden und auch 2011 wurde er an diesen Gewässern nicht registriert.

Tabelle 36: Festgestellter Status von *Hyla arborea* am Wiesenteich und Kirschteich in den Jahren 1996 bis 2001 (x = Nachweis von Adulten/Subadulten, r = Nachweise von Laich/Larven, R= Reproduktionsnachweis durch Juvenile) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich	x, r	x, r	x	x, r, R	x, r, R	x, r, R
Kirschteich	-	x, r	x	x, r	x, r	x, r, R

Am Tritonwasser wurde der Laubfrosch von 1990 bis 2001 mit Ausnahme des Jahres 1996 jährlich registriert. Bereits in den ersten beiden Jahren wurden adulte/subadulte Tiere sowie weit entwickelte Larven beobachtet. Von 1993 bis 1995 wurde eine Abnahme des Bestandes dokumentiert, die 1996 in der Absenz des Laubfrosches gipfelte. Von 1997 bis 2001 erholte sich der Bestand, wobei 1999 und 2001 auch Jungtiere gesichtet wurden. Die apparente Bestandsgröße erreichte in den Jahren 1992 und 1993 sowie 1999 bis 2001 ihr Maximum, wobei sie für diese Jahre mit 6-30 Individuen angegeben wurde (CABELA et al. 2003). Danach wurden keine Funde mehr gemeldet und auch 2011 konnte der Laubfrosch am Tritonwasser nicht erfasst werden.

Am Erlenteich liegen von 1998 bis 2001 Nachweise über die Präsenz des Laubfrosches vor, wobei er in diesen Jahren auch erfolgreich reproduzierte (Tab. 40). In CABELA et al. (2003) finden sich genauere Angaben zur apparenten Bestandsgröße, die im Jahr 1999 am höchsten war (Tab. 37).

Auch im Jahr 2005 war der Laubfrosch an diesem Gewässer vorhanden (Tab. 40). Im Jahr 2011 wurden adulte Tiere und Reproduktionsaktivität erfasst, wobei die registrierte Larvenanzahl (n =45) jene der übrigen Untersuchungsgewässer überstieg (Tab. 34).

Tabelle 37: *Hyla arborea* am Erlenteich (ST 4a) mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	8	50	10	17
Reproduktionserfolg	R	R	R	R
Status	2C	3C	2C	2C

Mit Ausnahme des Jahres 1999 beschrieben CABELA et al. (2003) seinen Status an der Kreimellacke stets als „groß sowie sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierend“. Die apparente Bestandsgröße des Laubfrosches schwankte von 1998 bis 2001 zwischen mindestens 15 (1999) und maximal 60 (2000) Individuen. Im Jahr 2001 war der Bestand im Vergleich zu 1998 unverändert (Tab. 38). Im Jahr 2005 wurden ebenfalls adulte Tiere registriert (Tab. 40). Im Jahr 2011 konnte er an der Kreimellacke jedoch nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 38: *Hyla arborea* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile; R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	31	15	60	31
Reproduktionserfolg	R	R*	R*	R
Status	3C	2C	3C	3C

4.8.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Von 1983 bis 2010 wurde der Laubfrosch an elf der dreizehn Untersuchungsgewässer registriert. An diesen Gewässern wurde im selbigen Zeitraum auch mindestens einmal Reproduktionsaktivität bestätigt, die an fünf Gewässern auch erfolgreich war (Endelteich: 1989-1992, 1994; Tritonwasser: 1999, 2001; Erlenteich: 1998-2001; Toter Grund: 1998-2000, Kreimellacke: 1998, 2001). Lediglich am Teuffteich und am Bombentrichter fehlte *Hyla arborea* bisher (Tab. 40).

Im Jahr 2011 wurde der Laubfrosch an sechs der ehemaligen elf Fundorte registriert, wobei an fünf Gewässern (Phönixteich, Endelteich, Erlenteich, Hüttenteich, Schwalbenteich) Reproduktion stattfand. Jungtiere wurden jedoch an keinem Gewässer beobachtet. Im Vergleich zu früheren Vorkommen fehlte der Laubfrosch am Wiesenteich, Kirschenteich, Tritonwasser, am Toten Grund sowie an der Kreimellacke (Tab. 40).

Auch an weiteren Standorten wurde der Laubfrosch bisher beobachtet, wobei Jungtiere an der Hubschrauberlacke (1999, 2000) sowie am ST 4.3 (1999, 2001) gesichtet wurden (Tab. 39). Auch am ST 1 wurden von 1997 bis 2001 Laubfrösche registriert, wobei Reproduktionsaktivität nur bis 1999 stattfand (CABELA et al. 2003).

Ergebnisse

Tabelle 39: Sonstige Fundorte von *Hyla arborea* mit Statusangaben seit 1983 (Daten NHM) (x = adulte und/oder subadulte, r = Reproduktionsnachweis durch Laich und/oder Larven, M = Metamorphoseerfolg durch Juvenile).

Lage	Jahr	Status	Fundorte
Mittelteil	1999	x x, r, M	ST 6 Hubschrauberlacke
	2000	x x, M	ST 6 Hubschrauberlacke
	2001	x x	ST 6 Hubschrauberlacke
Südteil	1998	x x x x x	Entlastungsgerinne-Ufer bei Wehr 2: Ufergebüsch Donauufer: Umgebungsbach des Kraftwerks ST 4.5 ST 4.3 Dammkrone: Windkraftwerk-Bereich
	1999	x, M x	ST 4.3 ST 4.5
	2000	x x x x	ST 4.3 ST 2 ST 3 Donauufer: bei Rad- und Wanderschänke
	2001	x, M x x x	ST 4.3 ST 4.1 ST 2 ST 3
	2005	x	Dammkrone donauseitig: Deponie ca. 150 m oberhalb der Stadlauer Ostbahnbrücke ("Sandgrube")

4.9. Teichmolch

4.9.1. Bestandsaufnahme

Der Teichmolch wurde sowohl im Nordteil als auch im Südteil der Donauinsel an insgesamt zehn Gewässern reproduzierend vorgefunden. Während die meisten Larven im Wiesenteich gekeschert werden konnten, gelang nur im Endelteich der Nachweis einer erfolgreichen Metamorphose (Tab. 41). Insgesamt war der Teichmolch im Nordteil der Donauinsel häufiger zu finden, wobei hier sowohl mehr Adulttiere als auch mehr Larven als im Südteil registriert wurden. Die mit Abstand höchsten Fangzahlen wurden dabei am Wiesenteich erreicht (Abb. 47).

Tabelle 41: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Lissotriton vulgaris* im Jahr 2011 (ad/sub = adult/subadult, m = männlich, w = weiblich, L = Larven, juv = juvenil).

	Ph	En	Wi	Ki	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	DI-ges.
ad/sub (Σ)	-	9	34	18	2	-	-	-	-	-	63
m (Σ)	-	1	14	8	-	-	-	-	-	-	23
w (Σ)	-	3	17	7	-	-	-	-	-	-	27
L (Σ)	13	79	185	3	24	33	8	53	4	3	405
juv (Σ)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Status	r	x, r, M	x, r	x, r	x, r	r	r	r	r	r	x, r, M

Verteilung Teichmolch

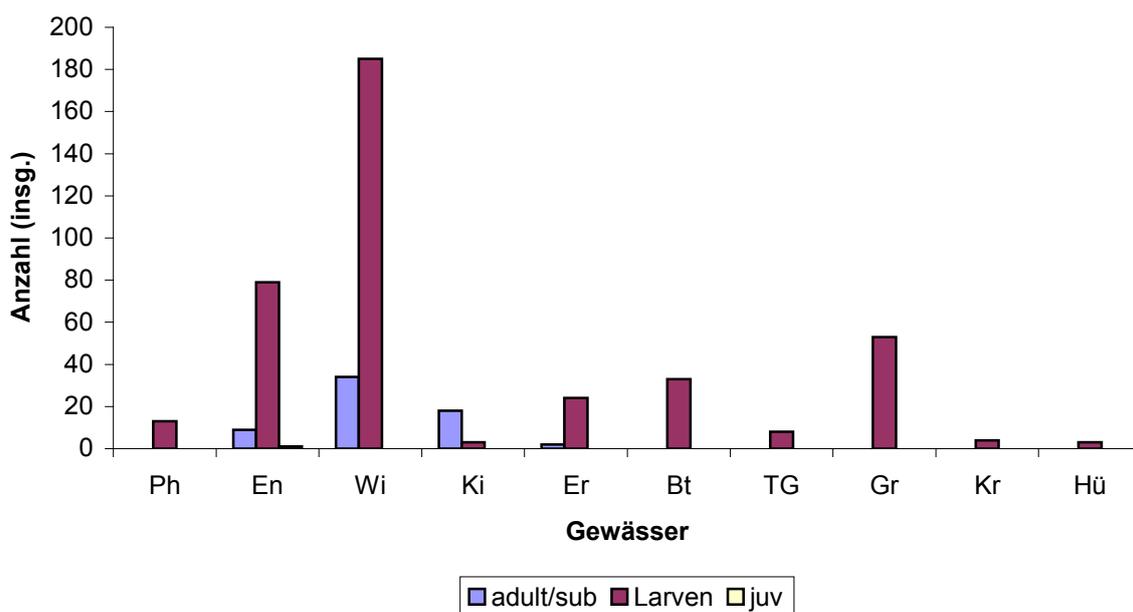


Abbildung 47: Teichmolch 2011: Gesamtanzahl der Teichmolchfänge (adult/subadult, Larven, juvenil) an den Gewässern der Donauinsel.

4.9.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich war die Teichmolchpopulation vor allem in den ersten Untersuchungsjahren sehr groß. So gelangen in den Jahren 1989 und 1990 insgesamt 11.931 beziehungsweise 10.032 Fänge, die vor allem durch die hohe Anzahl an Juvenilen zustande kamen (Tab. 42). Danach kam es zu einer deutlichen Abnahme der Fangzahlen, wobei diese ab 1992 unter 10% des Wertes von 1989 lagen. Über den gesamten Zeitraum wurde eine Abnahme der Fänge mittels Spearman-Rangkorrelation statistisch bestätigt (KOGOJ 1997b).

Auch 2011 wurde der Teichmolch im Endelteich vorgefunden. Reproduktionsaktivität wurde anhand von Larven (n = 79) nachgewiesen und auch ein Metamorphoseerfolg konnte durch den Fund eines Metamorphlings bestätigt werden (Tab. 41).

Tabelle 42: Fangzahlen von *Lissotriton vulgaris* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, ? = unbekannt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	?	1323	667	511	147	62	33	40	15
w	?	1609	794	813	234	69	47	43	20
juv	1003	1044	10357	8541	985	412	36	625	185
ad/sa	2938	2987	1574	1491	405	202	148	90	47
g/t	3941	4031	11931	10032	1390	614	184	715	232

Sowohl am Wiesenteich als auch am Kirschenteich wurde der Teichmolch von 1996 bis 2001 jährlich vorgefunden. Während im Jahr 1998 am Wiesenteich ausschließlich adulte/subadulte Individuen zu finden waren, wurde in den übrigen Jahren an beiden Gewässern Reproduktionsaktivität beobachtet, die in den Jahren 2000 und 2001 auch erfolgreich war (Tab. 43).

Am Wiesenteich wurden über den gesamten Zeitraum 109 Individuen registriert. Der Bestand schwankte zwischen den Jahren, wobei das Maximum an Sichtungen im Jahr 1998 (n = 49) erreicht wurde. Auch am Kirschenteich wurde über denselben Zeitraum eine ähnliche Gesamtzahl (n = 95) erfasst, wobei die Anzahl von 1996 (n = 2) bis 2000 (n = 37) jährlich anstieg. Erst im Jahr 2001 sank die Zahl der Sichtungen wieder (n = 17) (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 war die Gesamtzahl der Sichtungen am Kirschenteich (n = 18) jenen aus dem Jahr 2001 ähnlich. Am Wiesenteich überstieg die Gesamtzahl an Sichtungen im Jahr 2011 (n = 34) jene der restlichen Untersuchungsjahre (1996-2001), in denen mit Ausnahme des Jahres 1998 nie mehr als 20 Tiere beobachtet wurden (vgl. CABELA et al. 2003).

Pro Begehung konnten in den Untersuchungsjahren bis zu 18 Individuen am Wiesenteich (1998) und bis zu 6 Individuen am Kirschenteich (1999) gesichtet werden. Im Jahr 2011 wurden am Wiesenteich maximal 8 Individuen, am Kirschenteich maximal 3 Individuen pro Begehung gesichtet (Abb. 48).

Tabelle 43: Status von *Lissotriton vulgaris* am Wiesenteich und Kirschenteich im Untersuchungszeitraum 1996-2001 (x = Nachweis von Adulten bzw. Subadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich	x, r	x, r	x	x, r	x, r, R	x, r, R
Kirschenteich	x, r	x, r	x, r	x, r	x, r, R	x, r, R

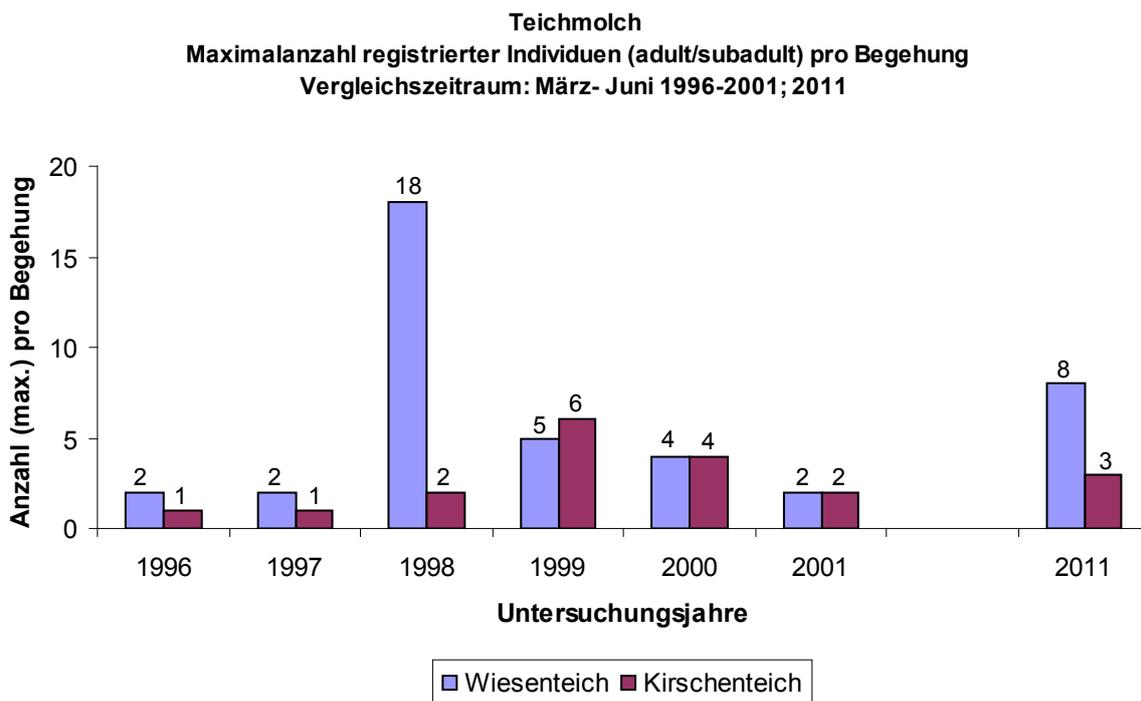


Abbildung 48: Teichmolch am Wiesenteich und Kirschenteich: Maxima der registrierten Individuen (Adult, Subadult) pro Begehung im Vergleichszeitraum 1996-2001 (vgl. CABELA et al. 2003) sowie im Jahr 2011.

Am Tritonwasser wurde der Teichmolch im Zeitraum 1990 bis 2001 in den ersten drei Untersuchungsjahren (1990-1992) in geringer Zahl anhand von adulten/subadulten Tieren registriert, wobei keine Fortpflanzungsaktivität stattfand. In den folgenden Jahren bis einschließlich 1998 gelangen keine Nachweise dieser Art. Erst 1999 bis 2001 war der Teichmolch wieder am Gewässer zu finden, wobei auch in allen drei Jahren Reproduktionsaktivität beobachtet wurde. In den Jahren 1999 und 2000 wurde ein Metamorphoseerfolg anhand von registrierten Jungtieren bestätigt. Im Jahr 2001 wurde ein Rückgang des Bestandes registriert, wobei ein Fortpflanzungserfolg aufgrund weit entwickelter Larven nach wie vor als „sicher bzw. wahrscheinlich“ beschrieben wurde (vgl. CABELA et al. 2003).

Seit 2001 wurden keine Teichmolchfunde gemeldet und auch 2011 konnte er am Tritonwasser nicht registriert werden.

Am Erlenteich wurde der Teichmolch im Untersuchungszeitraum (1998 bis 2001) mit Ausnahme von 1998 jährlich registriert, wobei sowohl Reproduktionsaktivität als auch eine geringe Individuenanzahl (n = 2) dokumentiert wurde. In den Jahren 2000 und 2001 wurden dabei auch Juvenile beziehungsweise weit entwickelte Larven beobachtet. Der Status wurde daher als „kleine, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft“ (1999) sowie als „kleiner, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“ (2000, 2001) beschrieben (vgl. CABELA et al. 2003).

Auch 2011 konnte Reproduktionsaktivität anhand von Larven festgestellt werden. Adulte/subadulte Tiere wurden ebenfalls in geringer Zahl (n = 2) registriert, womit der Status mit jenem aus 2001 vergleichbar ist.

An der Kreimellacke war der Teichmolch in den Jahren 1998 bis 2001 vorhanden, wobei auch jährlich Reproduktionsaktivität beobachtet wurde (Tab. 44). Der Status blieb in allen vier Jahren unverändert, wobei der Bestand stets als „klein, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierend“ beschrieben wurde (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 wurde an der Kreimellacke Reproduktionsaktivität anhand von Larven (n = 3) bestätigt (Tab. 41).

Tabelle 44: *Lissotriton vulgaris* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten und des Reproduktionserfolges in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile; R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Adultbestand	2	5	2	2
Reproduktionserfolg	R	R	R*	R*

4.9.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Der Teichmolch konnte seit 1983 sowohl im Nord- als auch im Südteil erfolgreich reproduzieren. Im Nordteil reproduzierte er bis 2010 an drei Gewässern (Endelteich, Wiesenteich, Kirschenteich), wobei in manchen Jahren auch Jungtiere registriert wurden. Am Endelteich konnte er in den Jahren 1986, 1987 sowie 1989 bis 1995 erfolgreich reproduzierend festgestellt werden, und auch im Jahr 2011 wurde eine erfolgreiche Metamorphose dokumentiert. Am Wiesenteich und Kirschenteich wurden im Jahr 2011 zwar Larven erfasst, ein Metamorphoseerfolg konnte jedoch nicht stattfinden, da die Gewässer vorzeitig trocken fielen. Weitere Reproduktionsaktivität fand 2011 im Nordteil am Phönixteich statt, wo der Teichmolch erstmals festgestellt wurde (Tab. 45).

Im Südteil der Donauinsel fand bereits in früheren Jahren eine erfolgreiche Metamorphose am Tritonwasser (1999, 2000), am Erlenteich (2000) sowie am Toten Grund (1999) und an der Kreimellacke (1998, 1999) statt. Im Jahr 2011 konnte an diesen Gewässern mit Ausnahme des Tritonwassers, wo er nicht gefunden wurde, zumindest Reproduktionsaktivität festgestellt werden. An den Gewässern Grabenbiotop und Bombenrichter wurde der Teichmolch erstmals anhand von Larven nachgewiesen und auch am Hüttenteich wurden erstmals seit 1983 Larven registriert. Nur am Teufelteich und Schwalbenteich, wo der Teichmolch bisher nicht zu finden war, konnte er auch 2011 nicht gesichtet werden (Tab. 45).

Sonstige Funde vom Teichmolch gelangen ausschließlich im Jahr 2001 am ST 4.3 (Status r) (Daten NHM) sowie am ST 1, wo er von 1999 bis 2001 in geringer Zahl vorhanden war und eine Statusverschlechterung festgestellt wurde (CABELA et al. 2003).

Tabelle 45: Status von *Lissotriton vulgaris* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983												r	
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M											
1988													
1989		x, M											
1990		x, M											
1991		x, M											
1992		x, M											
1993		x, M											
1994		x, M											
1995		x, M											
1996			x										
1997			x										
1998			x										
1999			x										
2000			x										
2001			x										
2002													
2003													
2004													
2005													
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011	r	x, r, M	x, r	x, r			x, r	r	r	r	r	r	

4.10. Donaukammolch

4.10.1. Bestandsaufnahme

Der Donaukammolch konnte an insgesamt zehn Gewässern erfasst werden. In fünf Gewässern handelte es sich um Einzelfunde, wobei in vier Gewässern je eine Larve und in einem Gewässer ein adultes Tier gefunden wurde. Die meisten adulten/subadulten Individuen konnten im Kirschteich (n = 4) angetroffen werden, die meisten Larven wurden im Grabenbiotop (n = 24) gesichtet, wo auch der einzige Metamorphoseerfolg nachgewiesen wurde (Tab. 46, Abb. 49).

Tabelle 46: Erhobene Daten der Bestandsaufnahme von *Triturus dobrogicus* im Jahr 2011 (ad = adult, m = männlich, w = weiblich, L = Larven, juv = juvenil).

	Ph	En	Wi	Ki	Er	Bt	Gr	Kr	Hü	Sc	DI-ges.
ad (Σ)	-	-	-	4	2	-	-	-	-	1	7
m (Σ)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
w (Σ)	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	3
L (Σ)	1	1	3	-	4	1	24	1	4	-	39
juv (Σ)	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
Status	r	r	r	x	x, r	r	r, M	r	r	x	x, r, M

Verteilung Donaukammolch

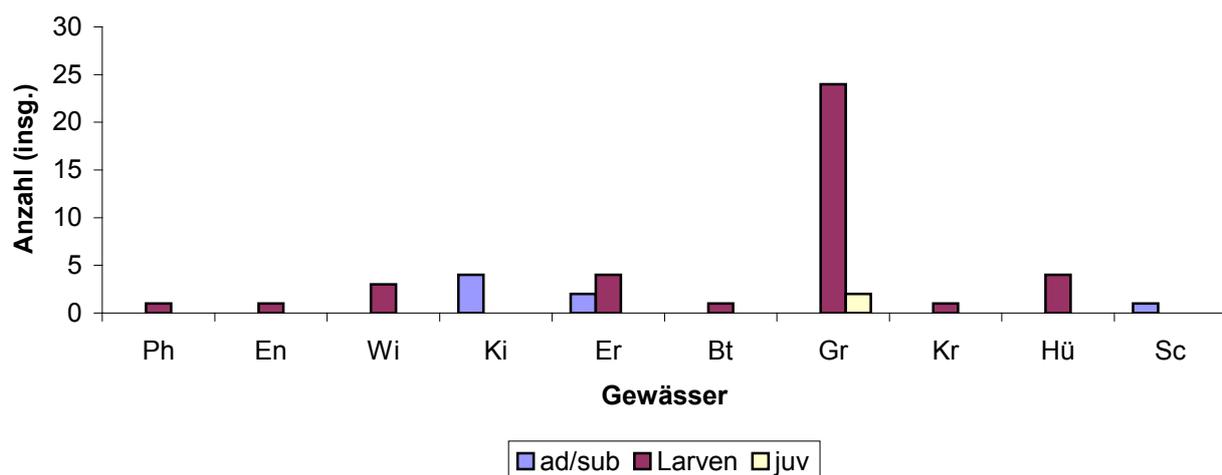


Abbildung 49: Donaukammolch 2011: Gesamtanzahl der Fänge an den einzelnen Gewässern (adult/subadult; Larven; juvenil).

4.10.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurde der Donaukammolch im gesamten Untersuchungszeitraum der zwischen 1986 und 1995 durchgeführten Studie jährlich vorgefunden, wobei die Anzahl an adulten Tieren mit den Jahren zurückging (Tab. 47). Während vor allem die Anzahl an Juvenilen großen Schwankungen unterlag (ELLINGER & JEHLE 1997, KOGOJ 1997b), variierte die Gesamtzahl der adulten/subadulten Tiere nur geringfügig (Tab. 47). Für die Gesamtpopulation wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum kein genereller Trend festgestellt (ELLINGER & JEHLE 1997). Im Jahr 2011 wurde *T. dobrogicus* aufgrund eines Larvenfundes (Einzelfund) als reproduzierend eingestuft.

Tabelle 47: Fangzahlen von *Triturus dobrogicus* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	128	226	74	64	94	57	51	35	28
w	133	188	76	58	92	63	67	65	42
juv	40	119	241	643	1203	675	123	575	870
ad/sa	248	468	154	148	243	228	293	125	158
g/t	288	587	395	791	1446	903	416	700	1028

Am Wiesenteich wurden im Untersuchungszeitraum 1996 bis 2001 nach CABELA et al. (2003) insgesamt 38 Individuen erfasst, wovon 27 Sichtungen im Jahr 1997 erfolgten. In den Jahren 1998, 1999 und 2001 wurde der Donaukammolch nicht erfasst. Seine Reproduktionsaktivität beschränkte sich auf das Jahr 1996 und wurde anhand juveniler Tiere festgestellt (Tab. 48). Im Jahr 2005 wurde abermals Reproduktionsaktivität anhand von Larven ($n = 15$) vermerkt (Daten HILL) und auch 2011 gelang ein solcher Nachweis ($n_{\text{Larven}} = 3$).

Am Kirschenteich wurden nach CABELA et al. (2003) im selben Zeitraum jährlich Donaukammolche registriert, wobei Reproduktionsaktivität in den Jahren 1997, 1999 und 2001 stattfand. Nachweise einer erfolgreichen Metamorphose gab es im Jahr 2001 (Tab. 48). Nachdem in den ersten Jahren ein leichter Rückgang an Sichtungen zu verzeichnen war ($n_{1997} = 19$, $n_{1999} = 8$) wurde in den letzten beiden Jahren wieder ein Anstieg registriert ($n_{2000} = 25$, $n_{2001} = 49$). Über den gesamten Untersuchungszeitraum (1996 bis 2001) war die Anzahl an Donaukammolchen am Kirschenteich ($n = 130$) deutlich höher als am Wiesenteich ($n = 38$) (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2005 wurde ein Einzelfund eines adulten Individuums gemeldet (Daten HILL) und auch 2011 wurden Adulttiere (n = 4) festgestellt (Tab. 46).

Tabelle 48: Status von *Triturus dobrogicus* am Wiesenteich und Kirschenteich im Untersuchungszeitraum 1996-2001 (x = Nachweis von Adulten bzw. Subadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich	x, r, R	x			x	
Kirschenteich	x	x, r	x	x, r	x	x, r, R

Am Tritonwasser wurde der Donaukammolch im Untersuchungszeitraum 1990 bis 2001 erstmals im Jahr 1999 gesichtet. Von 1999 bis 2001 erfolgte jeweils ein Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven, die apparente Bestandsgröße an adulten Tieren erhöhte sich vom Jahr 1999 auf das Jahr 2000. So wurde der Bestand zuletzt (2000, 2001) als „mittlerer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“ beschrieben (CABELA et al. 2003).

Im Jahr 2011 konnte der Donaukammolch jedoch nicht am Tritonwasser registriert werden.

Am Erlenteich wurden nach CABELA et al. (2003) erst in den Jahren 2000 und 2001 „einzelne Durchzügler“ registriert, während in den Jahren 1998 und 1999 keine Funde von *T. dobrogicus* erfolgten. Im Jahr 2011 wurden hier erstmals Larven registriert, wodurch sich im Bezug auf 2001 eine Statusverbesserung ergibt.

An der Kreimellacke wurde nach CABELA et al. (2003) im Untersuchungszeitraum 1998 bis 2001 jährlich Reproduktionsaktivität festgestellt, die 1999 auch erfolgreich war. Im Vergleich zu 1998 und 1999 war der festgestellte Status im Jahr 2001 trotz einer Statusverschlechterung im Jahr 2000 unverändert (Tab. 49). Im Jahr 2011 wurde der Donaukammolch anhand einer einzelnen Larve als „reproduzierend“ eingestuft (Tab. 46).

Tabelle 49: *Triturus dobrogicus* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile; R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	8	14	3	7
Reproduktionserfolg	R*	R	R*	R*
Status	2C	2C	1C	2C

4.10.3. Populationstrend auf der Donauinsel

Von 1983 bis 2010 wurde der Donaukammolch an insgesamt acht der dreizehn Untersuchungsgewässer vorgefunden. Im Jahr 2011 wurde er an sechs dieser Gewässer sowie an vier weiteren Standorten, an denen er bis 2011 nicht beobachtet wurde, registriert. Eine erfolgreiche Metamorphose ist im Nordteil bis zum Jahr 1995 nur am Endelteich bekannt (Tab. 51). Zwischen 1996 und 2010 wurde er im Nordteil ausschließlich am Wiesen- und Kirschteich gemeldet, wobei in den meisten Jahren kein Fortpflanzungserfolg beobachtet wurde (Tab. 48, Tab. 51). Im Jahr 2011 wurde der Donaukammolch erstmals auch am Phönixteich registriert, wo seine Anwesenheit wie auch am Endel- und Wiesenteich anhand von Larven festgestellt wurde. Lediglich am Teufelteich war er 2011 nicht zu finden (Tab. 46, Tab. 51).

Im Südteil wurde seine Präsenz bis zum Jahr 2010 am Tritonwasser, am Erlenteich, am Toten Grund, an der Kreimellacke und am Hüttenteich nachgewiesen. Am Tritonwasser wurde von 1999 bis 2001 Reproduktionsaktivität registriert. Spätere Funde sind an diesem Gewässer jedoch nicht bekannt und auch 2011 konnte er hier nicht vorgefunden werden. Am Erlenteich wurden im Jahr 2000 und 2001 adulte Tiere erfasst. Im Jahr 2011 konnten hier erstmals auch Larven vorgefunden werden. Am Toten Grund, wo im Jahr 2000 Jungtiere beobachtet wurden, konnte er 2011 nicht gefunden werden. Im Bombenrichter wurde seine Anwesenheit hingegen im Jahr 2011 erstmals anhand einer Larve dokumentiert. An der Kreimellacke, wo von 1998 bis 2001 Reproduktionsaktivität beobachtet wurde, wurde er 2011 ebenfalls anhand einer einzelnen Larve registriert. Am Grabenbiotop wurde er 2011 erstmals vorgefunden, wobei auch eine erfolgreiche Metamorphose anhand von Jungtieren (n = 2) belegt werden konnte. Am Hüttenteich, wo die letzte Meldung aus dem Jahr 1983 stammt, konnte im Jahr 2011 erneut Reproduktionsaktivität festgestellt werden. Im Schwalbenteich, wo er bis 2010 „fehlte“, gelang 2011 die Registrierung eines adulten Individuums (Tab. 51).

Außer an den Untersuchungsgewässern wurde der Donaukammolch nur im Jahr 1985 im Südteil der Donauinsel gemeldet (Tab. 50).

Tabelle 50: Sonstige Fundorte von *Triturus dobrogicus* mit Statusangaben seit 1983 (Daten NHM) (o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe).

Jahr	Lage	Gewässer	Status
1985	Südteil	Reste des ehem. Stürzelwassers (Tritonwasser)	o.A.
		Höhe Ölhafen Lobau bei der Rohrbrücke	o.A.

Tabelle 51: Status von *Triturus dobrogicus* an den 13 Untersuchungsgräben seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgräben												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983												r	
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M									x		
1988													Bau 1988
1989		x, M											
1990		x, M											
1991		x, M											
1992		x, M											
1993		x, M											
1994		x, M											
1995		x, M											
1996			x										
1997			x										
1998				x									
1999				x									
2000			x	x									
2001				x									
2002													
2003													
2004													
2005			r										
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011	r	r	r	x			x, r	r		x, M	r	r	x

4.11. Grasfrosch

4.11.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel

Der Grasfrosch konnte seit 1983 von den Untersuchungsgewässern im Nord- und Südteil der Donauinsel an jeweils drei Gewässern vorgefunden werden, wobei am Endelteich, Wiesenteich und Tritonwasser Reproduktionsaktivität stattfand. Eine erfolgreiche Metamorphose wurde nur am Endelteich bestätigt. Ausschließlich adulte beziehungsweise subadulte Tiere wurden am Kirschenteich, Toten Grund und an der Kreimellacke registriert. Des Weiteren wurden von CABELA et al. (2003) Funde am ST 1 und ST 3 im Jahr 1997 erwähnt, wo „einzelne Durchzügler“ registriert wurden. Auch am Standort 1.5 konnte er im Jahr 1998 beobachtet werden (Daten NHM). Die letzte Sichtung des Grasfrosches wurde dem NHM im Jahr 2001 (Kirschenteich) gemeldet. Im Jahr 2011 gelang auf der gesamten Donauinsel kein Nachweis (Tab. 54).

4.11.2 Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich wurde der Grasfrosch von 1986 bis 1995 im gesamten Untersuchungszeitraum jährlich vorgefunden, wobei juvenile Individuen nicht oder nur zum Teil auf Artniveau bestimmt wurden. Während der Grasfrosch in den ersten beiden Untersuchungsjahren noch häufig zu finden war, sanken die Fangzahlen der adulten und subadulten Individuen ab 1989 auf unter 10% des Wertes von 1987. Im Jahr 1991 wurden keine adulten oder subadulten Tiere gefangen, danach stiegen die Fangzahlen wieder an (Tab. 52) (KOGOJ 1997b).

Insgesamt gesehen nahm die Population im Laufe der Jahre ab, wie auch anhand eines negativen Kendall-Koeffizient (-0,22) aufgezeigt wurde (JEHLE & HÖDL 1996, KOGOJ 1997b).

Tabelle 52: Fangzahlen von *Rana temporaria* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, - = Juvenile nicht oder nur z.T. auf Artniveau bestimmt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	58	111	8	6	0	2	2	2	8
w	19	129	7	2	0	2	8	5	23
juv	24	8	-	3	51	-	5	-	-
ad/sa	217	382	22	8	0	6	12	9	34
g/t	241	390	-	11	51	-	17	-	-

Am Wiesenteich und Kirschenteich wurde der Grasfrosch nach CABELA et al. (2003) im Untersuchungszeitraum 1996 bis 2001 in den ersten beiden Jahren nicht beobachtet. Erst im Jahr 1998 wurde er am Kirschenteich und ein Jahr später am Wiesenteich festgestellt. Reproduktionsaktivität ist nur aus dem Jahr 1999 am Wiesenteich bestätigt (Tab. 53). Seit 2001 wurde er an diesen Gewässern nicht mehr registriert.

Tabelle 53: Status von *Rana temporaria* am Wiesenteich und Kirschenteich im Untersuchungszeitraum 1996-2001 (x = Nachweis von Adulten bzw. Subadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven) (vgl. CABELA et a. 2003).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Wiesenteich				x, r	x, r?	x?, r?
Kirschenteich			x		r?	x, r?

Am Tritonwasser wurde der Grasfrosch ausschließlich im Rahmen der Bestandsaufnahme, die von 1990 bis 2001 stattfand, registriert, wobei er in diesem Zeitraum nicht jährlich angetroffen wurde. Nach CABELA et al. (2003) wurden 1992, 1993 und 1997 Einzelfunde („Durchzügler“) registriert. In den Jahren 1995 und 1999 konnten einzelne Individuen (n = 2-5) nachgewiesen werden, wobei in diesen Jahren auch Fortpflanzungsaktivität anhand von Laich und/oder Larven registriert wurde (vgl. CABELA et al. 2003).

An der Kreimellacke wurden von 1998 bis 2000 insgesamt vier Individuen registriert, wobei es sich um einzelne „Durchzügler“ handelte. Reproduktionsaktivität wurde nicht beobachtet (CABELA et al. 2003).

Tabelle 54: Status von *Rana temporaria* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983													
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M											
1988													Bau 1988
1989		x											
1990		x, M											
1991		M											
1992		x				x							
1993		x, M				x							
1994		x											
1995		x				x, r							
1996													
1997						x							
1998											x		
1999											x		
2000											x		
2001													
2002	Bau 2002												
2003													
2004													
2005													
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011													

4.12. Balkan-Moorfrosch

4.12.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel

Im Nordteil wurde der Balkan-Moorfrosch seit 1983 ausschließlich am Endelteich (1986 bis 1995) nachgewiesen. Im Südteil war er an sechs der acht Untersuchungsgewässer zu finden. Funddaten fehlen hier lediglich vom Bombentrichter und Hüttenteich. Außer am Schwalbenteich, wo es keine näheren Angaben zum Status des Moorfroshes gibt, wurde an allen Fundorten eine erfolgreiche Reproduktion gemeldet. Am Endelteich war dies in den Jahren 1986, 1987 und 1991 der Fall. Von 1992 bis 1995 wurden ausschließlich adulte/subadulte Individuen registriert. Am Tritonwasser wurden von 1994 bis 2001 fast jährlich Moorfrösche gemeldet. Am Toten Grund und an der Kreimellacke sind Daten von 1997 bis 2001 vorhanden, wobei auch jährlich Reproduktionsaktivität stattfand, die zum Teil erfolgreich war. Auch am Erlenteich (1999 bis 2001) und am Grabenbiotop (1998 bis 2000) wurde Reproduktionsaktivität gemeldet. Seit 2001 sind jedoch keine Sichtungen des Moorfroshes mehr bekannt (Tab. 58).

Sonstige Funde wurden ausschließlich in der Nähe vom Erlenteich (1999: ST 4.5 & 4.3, 2000-2001: ST 4.3) (Daten NHM) sowie von 1997 bis 2001 am ST 1 und von 1999 bis 2001 am ST 4.5 (CABELA et al. 2003) dokumentiert.

4.12.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern

Am Endelteich waren die Fangzahlen der adulten und subadulten Balkan-Moorfrösche in den Jahren 1986 und 1987 noch hoch, sanken jedoch ab 1989 auf unter 5% des Wertes von 1986. 1990 und 1991 wurden keine Individuen registriert und auch 1993 und 1994 stellte der Moorfrosch mit jeweils einem Nachweis eine Ausnahmeerscheinung dar (Tab. 55). Obwohl die Fangzahlen im Jahr 1995 wieder auf 18 Individuen anstiegen, war der Trend über den gesamten Zeitraum gesehen dennoch rückläufig, wie ein negativer Kendall-Koeffizient (JEHLE & HÖDL 1996) belegte (KOGOJ 1997b).

Tabelle 55: Fangzahlen von *Rana arvalis* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, - = Juvenile nicht oder nur z. T. auf Artniveau bestimmt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	52	69	2	0	0	2	1	0	2
w	28	21	3	0	0	6	0	1	1
juv	44	13	-	0	7	-	0	-	-
ad/sa	188	181	5	0	0	12	1	1	18
g/t	232	194	-	0	7	-	1	-	-

Am Tritonwasser wurde *R. arvalis* im Untersuchungszeitraum 1990 bis 2001 in manchen Jahren registriert. Eine erste Reproduktionsaktivität (Laich und/oder Larven) wurde im Jahr 1996 dokumentiert. Von 1998 bis 2001 wurden weit entwickelte Larven gesichtet, wobei ein Reproduktionserfolg anhand von Jungtieren im Jahr 1999 festgehalten wurde. Auch die apparente Bestandsgröße nahm mit den Jahren zu und erreichte 2001 ihren Höhepunkt (n = 31-100) (CABELA et al. 2003).

Nach 2001 gab es jedoch keine weiteren Fundmeldungen und auch 2011 konnte er am Tritonwasser nicht vorgefunden werden (Tab. 58).

Auch am Donauufer in Höhe des Toten Grundes (ST 1) und am Erlenteich verbesserte sich die Situation von *R. arvalis* in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen. Am ST 1 wurde der beste Status im Jahr 2000 erreicht, wobei sein Bestand als „große, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft“ beschrieben wurde. Am Erlenteich wurde sein Status im Jahr 2001 als „großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“ eingestuft (Tab. 56).

Seit 2001 wurden keine Sichtungen gemeldet und auch 2011 konnte *R. arvalis* nicht vorgefunden werden (Tab. 58).

Tabelle 56: Status von *Rana arvalis* an den Standorten 1 und 4a (=Erlenteich) in den Jahren 1997 bis 2001 (Legende siehe Tab. 2) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1997	1998	1999	2000	2001
ST 1	1A	2C	2C	3B	2B
ST 4a	-	-	1C	1C	3C

An der Kreimellacke wurde von 1998 bis 2001 ein Abundanzverlust verzeichnet. Wurden 1998 noch 26 Individuen registriert, so waren es 2001 nur noch zwei Tiere. Jungtiere wurden nur im Jahr 1999 beobachtet (Tab. 57).

Tabelle 57: *Rana arvalis* an der Kreimellacke mit Angabe der apparenten Bestandsgröße an Adulten, des Reproduktionserfolges sowie der Statusklasse (Legende siehe Tab. 2) in den Jahren 1998 bis 2001 (R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile; R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1998	1999	2000	2001
Bestand an Adulten	26	12	4	2
Reproduktionserfolg	R*	R	R*	R*
Status	2C	2C	1C	1C

Tabelle 58: Status von *Rana arvalis* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A. = vorhanden - jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983													
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M											
1988													Bau 1988
1989		x											
1990		o.A.											
1991		M											
1992		x											
1993		x	Bau 1994	Bau 1994									
1994		x				x							
1995		x											
1996						x, r							
1997						x					x		
1998						x, r				x, r, M	x, r		o.A.
1999						x, r, M	x, r, M			x, r, M	x, r, M		o.A.
2000						x, r, M	x, r			r	x, r, M		o.A.
2001						x, r	x, r			r	x, r		
2002	Bau 2002												
2003													
2004													
2005													
2006													
2007					Bau 2007								
2008													
2009													
2010													
2011													

4.13. Wechselkröte

4.13.1. Bestandsaufnahme und Populationstrend auf der Donauinsel

Die Wechselkröte wurde von 1983 bis 2010 an fünf der dreizehn Untersuchungsgewässer registriert, wobei an diesen Fundorten auch Reproduktionsaktivität nachgewiesen wurde, die zum Teil auch erfolgreich war. Im Nordteil wurde die Wechselkröte bis 1993 am Endelteich vorgefunden. Eine erfolgreiche Reproduktion ist dabei aus den Jahren 1986, 1987 sowie 1990 bekannt. Im Jahr 2005 wurde sie am Phönixteich anhand von Larven und adulten Tieren registriert. Im Südteil wurde sie am Tritonwasser (1990-1995, 1998), Erlenteich (1998-2001) sowie am Toten Grund (1997-2001) beobachtet. Während am Toten Grund nur in einem Jahr (1998) Reproduktionsaktivität dokumentiert wurde, gab es am Tritonwasser (1990-1992) sowie am Erlenteich (1998-2000) auch eine erfolgreiche Metamorphose. Zuletzt wurde *P. fuscus* an diesen drei Gewässern lediglich anhand von adulten Tieren registriert (Tab. 62). Weitere Fundorte der Wechselkröte waren die Standorte ST 2, ST 3, ST 4.3, ST 4.5 und ST 6. Auch bei der Wehr 1, im Windkraftwerkbereich sowie an der Hubschrauberlacke und beim Wasserspielplatz im Mittelteil der Donauinsel konnte sie in einzelnen Jahren registriert werden (Tab. 59).

Auch am ST 1 wurden von 1997 bis 2000 Wechselkröten registriert, wobei sich der Status bereits im ersten Jahr verschlechterte und bis zum Jahr 2000 nur mehr „einzelne Durchzügler“ vorgefunden wurden. Am ST 5 wurden im Jahr 1998 ebenfalls „einzelne Durchzügler“ dokumentiert (CABELA et al. 2003).

Tabelle 59: Sonstige Fundorte von *Bufo viridis* mit Statusangaben seit 1983 (Daten NHM) (x = adulte und/oder subadulte, r = Reproduktionsnachweis durch Laich und/oder Larven, M = Metamorphoseerfolg durch Juvenile).

Lage	Jahr	Status	Fundort
Nordteil	1991	x	Straße bei Wehr 1 (Einlaufbauwerk)
	1999	x	Wehr 1
Mittelteil	1999	M	Hubschrauberlacke
	2005	x	Wasserspielplatz
Südteil	1998	x	ST 4.5
		x	ST 4.3
		x	ST 5
		x	ST 2
		x, r	ST 3
		x	ST 6
		x	Dammkrone: Windkraftwerk-Bereich
	1999	r	ST 4.3
		x	ST 6
	2000	r	ST 4.3
x		ST 6	
2001	x	ST 6	

4.13.2. Populationstrend an ausgewählten Gewässern:

Am Endelteich wurde die Wechselkröte im Untersuchungszeitraum 1986 bis 1995 in den ersten vier Untersuchungsjahren vorgefunden. In den restlichen Untersuchungsjahren konnte jedoch kein Individuum mehr registriert werden (Tab. 60) (vgl. JEHLE 1996). Bereits in den ersten Jahren sanken die Fangzahlen von 71 Tieren (1986) auf nur fünf Tiere (1989). Obwohl im Jahr 1990 Individuen (n = 39) ausgesetzt wurden, konnte die Wechselkröte ab 1991 nicht mehr an diesem Gewässer beobachtet werden (KOGOJ 1997b). Ein negativer Kendall-Koeffizient(-0,83) (JEHLE & HÖDL 1996) bestätigte den Rückgang der Population im Zeitraum 1986 bis 1995 (KOGOJ 1997b).

In der Datenbank des NHM finden sich in den Jahren 1991 und 1993 Sichtungseinträge. Danach wurden keine Funde gemeldet und auch 2011 konnte die Wechselkröte nicht festgestellt werden (Tab. 62).

Tabelle 60: Fangzahlen von *Bufo viridis* am Endelteich in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995 (m = männlich, w = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult/subadult, g/t = gesamt/total, ** = 1990 39 Wechselkröte ausgesetzt, ? = unbekannt) (vgl. KOGOJ 1997b).

	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
m	?	7	1	47**	0	0	0	0	0
w	?	3	1	9**	0	0	0	0	0
juv	3	12	2	0	0	0	0	0	0
ad/sa	68	10	3	57**	0	0	0	0	0
g/t	71	22	5	57**	0	0	0	0	0

Am Tritonwasser konnte die Wechselkröte in den ersten sechs Jahren (1990-1995) registriert werden, wobei bis 1994 auch Reproduktionsaktivität bekannt ist. Von 1996 bis einschließlich 2001 wurde sie jedoch nicht mehr vorgefunden. Die meisten Individuen wurden 1992 gesichtet, 1995 wurde die Wechselkröte zuletzt als Einzelfund registriert (CABELA et al. 2003).

Auch am Donauufer in Höhe des Toten Grundes (ST 1) und am Erlenteich wurde die Wechselkröte im Zeitraum von 1997 bis 2001 gesichtet. Am ST 1 war eine Reproduktionsaktivität ausschließlich im Jahr 1997 zu beobachten. Von 1998 bis 2000 wurden noch „einzelne Durchzügler“ registriert, während im Jahr 2001 keine Sichtung mehr erfolgte. Am Erlenteich wurde sie von 1998 bis 2001 registriert. Während von 1998 auf 1999 noch eine Zunahme des Bestandes dokumentiert wurde, der 1999 und 2000 als „mittlerer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand“ beurteilt wurde, konnten im Jahr 2001 nur noch „einzelne Durchzügler“ beobachtet werden (Tab. 61) (CABELA et al. 2003).

Tabelle 61: Status von *Bufo viridis* an den Standorten 1 und 4a (=Erlenteich) in den Jahren 1997 bis 2001 (Legende siehe Tab. 2) (vgl. CABELA et al. 2003).

	1997	1998	1999	2000	2001
ST 1	1C	1A	1A	1A	-
ST 4a	-	1C	2C	2C	1A

Tabelle 62: Status von *Bufo viridis* an den 13 Untersuchungsgewässern seit 1983 (Daten NHM & HILL) (x = adult/subadult, r = Reproduktionsaktivität anhand von Eiern/Larven, M = Metamorphoseerfolg anhand von Jungtieren, o.A.= vorhanden - jedoch keine Statusangabe, „rote Jahreszahl“: keine Daten).

Jahr	Untersuchungsgewässer												
	Ph	En	Wi	Ki	Te	Tr	Er	Bt	TG	Gr	Kr	Hü	Sc
1983													
1984													
1985													
1986		x, M											
1987		x, r, M											
1988													
1989						Bau 1990							Bau 1988
1990		x, M				x, r, M							
1991		x				r, M							
1992						x, r, M							
1993		o.A.				x, r							
1994			Bau 1994	Bau 1994		x, r							
1995						x							
1996													
1997									x				
1998						x	x, r, M		x, r				
1999							x, r, M		x				
2000							x, r, M		x				
2001							x		x				
2002													
2003													
2004													
2005		x, r											
2006													
2007													
2008													
2009													
2010													
2011													

5. Diskussion

5.1. Bestandsaufnahme

5.1.1. Verwechslungsmöglichkeiten bei Braunfröschen

Die Bestimmung aller Arten, inklusive der in Österreich vertretenen Braunfrösche Springfrosch (*Rana dalmatina*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*), erfolgte in dieser Arbeit nach einem Bestimmungsschlüssel (B. GRILLITSCH 2001, H. GRILLITSCH 2001) anhand morphologischer Merkmale.

Der Moorfrosch ist in Österreich mit zwei Unterarten vertreten - *R. a. arvalis* und *R. a. wolterstorffi* - die sehr gut zu unterscheiden sind. Die typische Unterart (*R. a. arvalis*) lebt in höheren Lagen des Waldviertels und ist im Vergleich zum Balkanmoorfrosch (*R. a. wolterstorffi*), der in den Flachländern des Ostens zu finden ist, wesentlich stumpfköpfiger und kurzbeiniger (MAYER 2001).

Während die Artbestimmung adulter Braunfrösche zumeist kein Problem darstellt, ist die Bestimmung von juvenilen Braunfröschen besonders schwierig und nur mit viel Erfahrung möglich. Die Artzuordnung von Braunfroschlarven ist mit Hilfe einer Lupe anhand des Mundfeldes festzustellen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Larven auf ihre Artzugehörigkeit geprüft, wobei jedoch ausschließlich Springfrösche festgestellt wurden. Da sich das Mundfeld im Laufe der Entwicklung verändert, gab es jedoch auch immer wieder Unsicherheiten bei der Bestimmung. Obwohl die registrierten Laichballen und Adulttiere ausschließlich der Art *R. dalmatina* zuzuordnen waren, kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass auch einzelne Vertreter des Grasfrosches oder des Moorfrosches auf der Donauinsel vorhanden sind. Da jedoch bereits seit mehreren Jahren keine Nachweise von *R. temporaria* und *R. arvalis* erfolgten (Tab. 54, Tab. 58), und sich auch im Rahmen der Bestandsaufnahme keine eindeutigen Hinweise auf ihr Vorkommen fanden, scheint ihr tatsächliches Fehlen auf der Donauinsel wahrscheinlich.

5.1.2. Erfassungsprobleme an einzelnen Gewässern und methodische Anmerkungen

Aufgrund der divergierenden Charakteristik der einzelnen Gewässer muss bei Verwendung der Kescher-Methode von unterschiedlichen Fangerfolgen ausgegangen werden. Während der Wiesenteich und Kirschteich aufgrund ihrer geringen Größe besonders leicht zu untersuchen waren, wirkte sich die Größe einzelner Gewässer (v.a. Phönixteich, Tritonwasser, Toter Grund) negativ auf die Fangquote der einzelnen Arten aus, da ein Abkeschern nur am Gewässerrand möglich war. Auch ein hoher Schilffanteil beeinträchtigte den Fangerfolg, was vor allem am Grabenbiotop und Hüttenteich aber auch am Phönixteich, Endelteich, Schwalbenteich und an der Kreimellacke zu bemerken war.

Als besonders schwierig erwiesen sich Erfassungen am Hüttenteich, wo die offene Wasserfläche aufgrund des Schilfgürtels nur an einer Stelle erreicht werden konnte, und auch ein weiteres Vordringen aufgrund der Gewässertiefe nicht möglich war. Dennoch konnten hier sieben Arten durch Larvenfunde festgestellt werden. Diese Anzahl wurde an keinem anderen Gewässer im Südteil erreicht (Abb. 39). Bestandsschätzungen von *R. dalmatina* und *Pelophylax* sp. sind jedoch am Hüttenteich nicht zuverlässig, da weder ein Zählen von Laichballen noch ein Abgehen des gesamten Gewässers möglich war. Aufgrund dieser Begebenheiten konnte vermutlich nur ein geringer Anteil der vorhandenen Adulttiere erfasst werden.

Der Grabenbiotop wies hingegen nur an einer Stelle eine offene Wasserfläche auf, während der restliche Wasserkörper von Schilf bedeckt war. Hier konnten sechs Arten registriert werden, wobei sich der Nachweis von Larven aufgrund des hohen Schilffanteils, der ein „ordentliches“ Keschern nicht zuließ, als schwierig erwies. Dennoch konnten aufgrund der zahlreichen Begehungen letztendlich von vier Arten Larven beziehungsweise Metamorphlinge registriert werden. Einzig *H. arborea* und *B. bombina* waren nur durch adulte Tiere vertreten. Aufgrund der festgestellten Abundanz dieser Arten (Tab. 21, Tab. 34) kann jedoch vor allem bei der Rotbauchunke Reproduktionsaktivität angenommen werden.

5.1.3. Erläuterungen zur Datenerhebung und Methodik

- Springfrosch

Der Springfrosch kann nach den Ergebnissen der Bestandsschätzung (n~2600) auf der Donauinsel als erfolgreiche Art angesehen werden. Da an allen Untersuchungsgewässern Reproduktionsaktivität festgestellt werden konnte, die an fünf Gewässern auch mit einem Metamorphoseerfolg abgeschlossen wurden, scheint der Springfroschbestand auf der Donauinsel gesichert. Auch das Trockenfallen der beiden Trittsteinbiotope Wiesenteich und Kirschteich, und der daraus resultierende ausbleibende Metamorphoseerfolg im Jahr 2011, stellt daher keine Bedrohung für den Springfroschbestand auf der Donauinsel dar. Lediglich am Tritonwasser bleibt seine Situation fraglich, da anhand der Laichballen zwar ein hoher Bestand geschätzt wurde, jedoch weder Larven noch Jungtiere gesichtet wurden. Aufgrund der Größe des Gewässers könnte in diesem Fall die angewandte Methode versagt haben, da mithilfe des Keschers lediglich der Gewässerrand an manchen Stellen überprüft werden konnte. Auch aufgrund des hohen Fischbesatzes ist die Situation schwer einschätzbar, da zum einen ein unauffälligeres, ruhiges Verhalten der Larven in der submersen Vegetation anzunehmen ist, was eine Erfassung erschwert, zum anderen jedoch auch von einem hohen Prädationsdruck auf etwaige Larven ausgegangen werden muss.

- Wasserfrösche

Die Wasserfrösche scheinen auf der Donauinsel ähnlich erfolgreich wie der Springfrosch zu sein. Obwohl die Wasserfrösche auf weit weniger Tiere (n = 669) als der Springfrosch geschätzt wurden, spricht ihre weite Verbreitung auf der Donauinsel und ihr Metamorphoseerfolg an den meisten Untersuchungsgewässern (Tab. 15) für eine stabile Bestandssituation. Vermutlich führte die angewandte Methode zu einer Unterschätzung der Wasserfrösche an einzelnen Gewässern, da ein Abzählen der Laichballen (Springfrosch) leichter und zuverlässiger durchführbar war als die Zählung von flüchtenden Tieren. Besonders ein hoher Schilffanteil wirkte sich vermutlich negativ auf die Erfassung von *Pelophylax* sp. aus, da ein „Flüchten“ der Wasserfrösche beim Abgehen des Uferrandes wahrscheinlich seltener beobachtet werden konnte als an offenen Wasserstellen.

- Rotbauchunke

Auch die weite Verbreitung der Rotbauchunke spricht für einen stabilen Bestand, obwohl ein Vergleich der Fangzahlen aus ehemaligen Projekten mit jenen aus 2011 auf eine kritische Situation der Rotbauchunke schließen lassen würde. Dass im Vergleich zu früheren Jahren deutlich weniger Reproduktionsaktivität registriert wurde, hängt womöglich mit den Gewässercharakteristika (z.B. Schilffanteil) und der angewandten Methode zusammen. Da im

Bereich des Toten Grundes (Bombentrichter, Grabenbiotop, Kreimellacke) nach der durchgeführten Populationsschätzung von insgesamt hundert Individuen ausgegangen werden kann, ist die Wahrscheinlichkeit, dass Larven beziehungsweise auch Jungtiere vorhanden waren, aber nicht erfasst wurden, durchaus gegeben. Auch ein ausbleibender Reproduktionserfolg muss nicht mit einer Bestandsgefährdung einhergehen. Die Überlebensrate der Kaulquappen hängt unter anderem mit der Flächennutzung um das Laichhabitat zusammen. Nach BRIGGS (1996) haben Kaulquappen der Rotbauchunke in Gebieten mit 50% ungenutzten Flächen eine geringe Überlebenswahrscheinlichkeit. Dennoch berechnete BRIGGS (1996) für eine kleine Satellitenpopulation mit drei Weibchen in einem solchen Gebiet auch ohne Reproduktion eine hohe Überlebensdauer von mindestens acht Jahren aufgrund der gleichzeitig hohen Überlebenschancen der subadulten und adulten Individuen.

Obwohl keine Jungtiere registriert wurden, soll daher nicht von einer unmittelbaren Gefährdung der Rotbauchunke auf der Donauinsel ausgegangen werden. Dass die Rotbauchunke an neun Gewässern zu finden war, wobei sowohl im Nordteil als auch im Südteil Larven festgestellt wurden, ist als positiv zu bewerten.

- Erdkröte

Die Erdkröte gehört auf der Donauinsel zu den selteneren Bewohnern, wie auch bereits TEUFL (2002) feststellte. Im Jahr 2011 wurde sie an sechs Gewässern anhand von Adulttieren und Larven festgestellt (Tab. 26). Im Nordteil der Donauinsel dürfte die Population kleiner sein als im Südteil, wie sich aus den Larvenfunden schließen lässt (Abb. 45). Die Annahme des Phönixteiches als Laichhabitat ist jedoch eine positive Entwicklung, da ein weiteres Laichhabitat der einstigen Isolation am Endelteich entgegenwirkt. Auch lässt die Beschaffenheit des Phönixteiches auf eine größere Population hoffen, die möglicherweise aufgrund der angewandten Methode (Keschern) nicht im gesamten Umfang erfasst werden konnte. So wurden zum Beispiel im Endelteich mehr Larven gekeschert als im Phönixteich, wobei der kleinere Wasserkörper des Endelteiches mit dem Kescher auch deutlich besser zu untersuchen war als die wesentlich größere Wasserfläche des Phönixteiches. An beiden Gewässern erschwerte das vorhandene Schilf das Keschern etwaiger Larven, da volle Kescherzüge nur an bestimmten Teilen der Gewässer möglich waren. Es kann daher vermutet werden, dass die Erdkrötenpopulation im Nordteil der Donauinsel etwas größer ist als die Bestandsaufnahme dieser Arbeit vermuten lässt.

5.2. Populationstrend

Die Amphibienfauna der Donauinsel entsprach früher dem Artenspektrum der niederösterreichischen Donauauen, wo nach PINTAR (2001) von den 20 in Österreich lebenden Arten bisher 13 Arten (*L. vulgaris*, *T. dobrogicus*, *B. bombina*, *P. fuscus*, *B. bufo*, *B. viridis*, *H. arborea*, *R. a. wolterstorffi*, *R. temporaria*, *R. dalmatina*, *P. ridibundus*, *P. lessonae*, *P. kl. esulentus*) festgestellt wurden, wobei die Wechselkröte nur sporadisch auftrat.

STRAKA et al. (1990) registrierten oben genannte Arten mit Ausnahme von *P. esulentus*, *P. lessonae* und *B. viridis* in einem Untersuchungsgebiet, das die Donau-Auen bei Korneuburg (Hofau, Windau) sowie ein kleines Augebiet bei Langenzersdorf umfasste. Nach SEHNAL & TIEDEMANN (1990) gelten im Wiener Prater, wo ebenfalls 13 Arten bekannt sind, die Wechselkröte, der Moorfrosch und der Grasfrosch als vermutlich erloschen sowie die Grünfrösche und die Knoblauchkröte als stark gefährdet. Süd-östlich von Wien konnte BAUMGARTNER (2000) in einem Untersuchungsgebiet bei Maria Ellend und Regelsbrunn alle erwarteten Arten vorfinden.

Auf der Donauinsel wurde lediglich *P. lessonae* von KOGOJ (1997a) nicht angeführt, während elf Arten und der Hybride *P. esulentus* als auf der Donauinsel beheimatet galten. Die Auswertung der Daten seit 1983 ergab für die einzelnen Arten unterschiedliche Trends (siehe Abschnitt 5.2.1). Vor allem die Entwicklung des Landhabitats (*P. fuscus*, *R. temporaria*, *R. arvalis*) und die Entwicklung der Gewässer (*Bombina bombina*, *L. vulgaris*, *T. dobrogicus*, *B. viridis*) scheint für die Bestandsentwicklung der Arten eine große Rolle zu spielen. Diese Gründe sowie die Wirksamkeit der Donauinsel als Korridor zwischen den Augebieten werden in den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 diskutiert.

5.2.1. Trend der einzelnen Arten

Der Springfrosch eroberte im Laufe der Jahre sämtliche Gewässer als Laichhabitat und tritt in hoher Abundanz auf. Aufgrund seiner stetigen Ausbreitung auf der Donauinsel und seines reproduzierenden Status scheint sein Bestand auf der Donauinsel gesichert.

Die Wasserfrösche konnten sich auf der Donauinsel ebenfalls gut etablieren und auch neue Laichhabitate erobern. Da sie im Jahr 2011 an allen 13 Gewässern zu finden waren, wovon an 10 Gewässern auch Metamorphlinge registriert wurden, gehören sie wie der Springfrosch zu den erfolgreichen Arten.

Der Teichmolch zeigte sich im Jahr 2011 als weit verbreitete Art. Im Vergleich zu früher konnten an drei Gewässern (Ph, Bt, Gr) erstmals Reproduktionsaktivitäten festgestellt werden, was den Teichmolch als erfolgreiche Art zu bestätigen scheint.

Die Rotbauchunke wurde im Jahr 2011 an denselben Standorten wie früher sowie an einem zusätzlichen Gewässer (Ph) registriert. Trotz positiver und negativer Populationsschwankungen an den einzelnen Gewässern, scheint ihr Bestand auf der Donauinsel stabil zu sein.

Auch die Erdkröte zeigte sich 2011 im Vergleich zu früher weitgehend stabil, wobei vor allem die Annahme des Phönixteiches als Laichhabitat erfreulich ist, wie bereits Larvenfunde im Jahr 2005 aufzeigten.

Der Laubfrosch wurde wie auch die Erdkröte im Jahr 2011 an sechs Gewässern registriert, was im Vergleich zu früher einer geringeren Verbreitung entspricht. An den Fundorten im Jahr 2011 scheint sein Bestand jedoch weitgehend stabil zu sein.

Der Donaukammolch muss vor allem aufgrund seiner geringen Abundanz als gefährdet eingestuft werden. Im Jahr 2011 wurde er zwar an elf Gewässern registriert, wobei jedoch an fünf Gewässern (En, Wi, Ki, Tr, Kr) ein negativer Trend erkennbar ist. Auch die Einzelfunde an neu besiedelten Gewässern (Ph, Bt, Sc) geben keinerlei Sicherheit für sein dortiges Bestehen.

Die Knoblauchkröte zeigte auf der Donauinsel einen eindeutigen Populationsrückgang. Von ursprünglichen sechs Laichgewässern, konnte sie im Jahr 2011 nur noch an einem Gewässer nachgewiesen werden. Ihr Bestand erweist sich daher als gefährdet.

Die Wechselkröte wurde bisher an fünf Gewässern registriert, wovon an vier Gewässern ein negativer Trend festgestellt wurde. Lediglich die nachgewiesene Neubesiedelung des Phönixteiches im Jahr 2005 kann als positiv bewertet werden. Im Jahr 2011 konnte sie jedoch auf der Donauinsel nicht registriert werden.

Der Balkan-Moorfrosch, der früher an sechs Gewässern reproduzierend erfasst wurde, ist seit mehreren Jahren nicht mehr zu finden.

Der Grasfrosch, der schon in früheren Jahren selten auftrat, gilt mittlerweile ebenfalls als nicht mehr vorhanden.

5.2.2. Entwicklung des Landhabitats

Durch den Bau der Donauinsel ging der ehemalige Lebensraum zahlreicher Tier- und Pflanzenarten verloren. So wich die ehemalige Aulandschaft im Zuge der ersten Donauregulierung einem Überschwemmungsgebiet, welches letztlich durch den Bau der Neuen Donau und der Donauinsel vollständig verloren ging. Die Donauinsel stellt das Gegenteil des ehemaligen Landschaftstyps dar: das ursprüngliche großflächige, dynamische Feuchtgebiet wurde durch eine hochwassersichere, trockene, heiße Schotteraufschüttung ersetzt (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Die zu Beginn vorhandenen Amphibienbestände der Donauinsel stellten vermutlich Reliktpopulationen des ehemaligen Überschwemmungsgebietes dar. Nach GOLDSCHMID & GRÖTZER (2002) ermöglichte vor allem der schrittweise Bau der Donauinsel eine Besiedlung durch Amphibien, da bereits fertig gestellte Teile der Donauinsel mit Teilen des alten Überschwemmungsgebietes in Verbindung standen. Mit den Jahren dürfte jedoch das konträre Landhabitat der Donauinsel, welches eher sekundären Trockenrasen als üppigen und feuchten Auwiesen und –wäldern im ehemaligen Überschwemmungsgebiet entspricht (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002), zu Populationsrückgängen bei *Pelobates fuscus* beziehungsweise zum Verschwinden von *Rana temporaria* und *Rana arvalis* geführt haben.

Für die Knoblauchkröte dürfte vor allem der verdichtete Boden auf der Donauinsel (vgl. MICHLMAYR 2002) ungeeignet sein, da diese Art nach BLAB (1986) gemeinsam mit der Kreuzkröte zu den Arten mit einer Habitatpräferenz für lockersandige Böden gehört. In diese gräbt sich die Knoblauchkröte außerhalb der Paarungszeit tagsüber ein und kommt erst am Abend und in der Nacht zur Futtersuche heraus (ENGELMANN et al. 1993). Auch GRILLITSCH (1990) erwähnte ihre Bevorzugung von locker sandigen- bis feinkiesigen Böden in der Umgebung des Laichgewässers.

SEHNAL & TIEDEMANN (1990) erwähnten für den Rückgang einer Knoblauchkrötenpopulation im Wiener Prater neben dem Trockenfallen flacher Wasserstellen ebenfalls die Verdichtung des Bodens durch regelmäßige Pflegemaßnahmen sowie den Verlust von feuchten Wiesenflächen. Auch JEHLE (1996) vermutete, dass die hohe Sterblichkeitsrate von Knoblauchkröten während der Überwinterungsphase auf der Donauinsel mit dem verdichteten Boden in Verbindung gebracht werden kann, welcher kaum Überwinterungsmöglichkeiten bietet.

Die Donauinsel scheint daher aufgrund ihrer Bodenbeschaffenheit für die Knoblauchkröte kein geeignetes Habitat zu sein, weshalb auch ein Erlöschen der Population im Südteil zu befürchten ist.

Der Grasfrosch gilt nach PINTAR & STRAKA (1990) als seltenster Vertreter der Braunfrösche in den Donau-Auen, wobei größere Vorkommen des Grasfrosches bei Korneuburg sowie Fortpflanzungsaktivität im östlichen Tullner Feld registriert wurden. Er bevorzugt als Sommerquartier Laubwälder (KOLLAR 1990) und zieht kühle, schattige und feuchte Biotope sonnenexponierten, warmen Standorten vor (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, ENGELMANN et al. 1993). Das trockene, busch- und baumlose Teichumland des Endelteiches wurde daher bereits von KOGOJ (1997b) als mögliche Ursache für seine dortige Populationsabnahme genannt.

Der Balkan-Moorfrosch bewohnt Auen, feuchte Wiesen und Moorgebiete (MILDNER 2001) und ist in den Donau-Auen häufig zu finden (PINTAR & STRAKA 1990). RUZEK (2011) stellte jedoch in einem Untersuchungsgebiet bei Altenwörth fest, dass seine Stetigkeit im Vergleich zum Springfrosch wesentlich geringer ist, was mit dem dortigen, relativ trockenen Standort in Verbindung gebracht wurde.

Vor allem die Wandlung vom Überschwemmungsgebiet mit Feuchtwiesen und temporären Tümpeln zum trockenen Standort der Donauinsel (MICHLMAYR 2002) dürfte daher für das Verschwinden der beiden Braunfroscharten - Grasfrosch und Moorfrosch - verantwortlich sein.

5.2.3. Gewässerentwicklung

Mit Ausnahme des Zinkerbachs im Nordteil und des Toten Grundes im Südteil sind nach GOLDSCHMID (1997) Feuchtlebensräume auf der durch ihren Bodenaufbau und die ständigen Winde im Donautal extrem trockenen Donauinsel reine Kunstprodukte. Sie sind für das Überleben vieler Tier- und Pflanzenarten, die früher die Donauauen und danach das Überschwemmungsgebiet bevölkerten von höchster Relevanz, was sich auch am Endelteich zeigte, der als erstes Oberflächengewässer in enormen Ausmaß von Amphibien als Laichhabitat genutzt wurde (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993). So wurden im Jahr 1986 am Endelteich elf Arten registriert (vgl. SCHRAMM 1993). Die gleichzeitig hohe Anzahl an Fängen könnte nach KOGOJ (1997b) durch eine ständige Zuwanderung neuer Tiere zustande gekommen sein, die nach dem Verlust ihres Lebensraumes ein neues Laichgewässer suchten.

Die hohe Diversität an Gewässern und relativ naturnahen Landlebensräume in den Donauauen bieten Amphibien ideale Bedingungen (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989). Vor allem Klein- und Temporärgewässer werden von Amphibien in den Auen als Laichhabitat genutzt (BAUMGARTNER 2000, RUZEK 2011). Auch nach PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) bestätigte sich die große Bedeutung von temporären Gewässern für eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna. Zu dem dynamischen Habitat einer Au, wo Amphibien aufgrund wechselnder Wasserstände einen stark veränderlichen Lebensraum bewohnen (GOLLMANN et al. 2013), stellen die Untersuchungsgewässer auf der Donauinsel jedoch das komplette Gegenteil dar. Dennoch sind sie einer natürlichen Sukzession ausgesetzt und auch die Einbringung von Fischen durch Dotationen aus der Donau bzw. Neuen Donau sowie durch das Aussetzen von Privatpersonen (z.B. Goldfische im Teufleteich) ist gegeben.

Vor allem der Laubfrosch scheint durch den Fischbesatz, der nach GROSSE & GÜNTHER (1996) bei Übermäßigkeit zum Verschwinden dieser Art führt, einige Gewässer als geeignetes Laichhabitat verloren zu haben. Auch TEUFL (2002) stellte fest, dass sich der Laubfrosch offensichtlich nur in fischfreien Gewässern behaupten kann, was die Ergebnisse dieser Arbeit zu bestätigen scheinen. Mit Ausnahme der Nachweise am Phönixteich, wo jedoch die festgestellte Larvenanzahl am geringsten war, waren die übrigen Fundorte von *H. arborea* im Jahr 2011 fischfreie Gewässer.

Anhand zweier Beispiele werden im Folgenden die Auswirkungen von Gewässerentwicklungen auf den Populationstrend einzelner Arten auf der Donauinsel diskutiert.

- Endelteich

Der im Jahr 1979 entstandene, seminaturliche, damals etwa 1500 m² große Endelteich unterlag im Laufe der Jahre einer starken Sukzession. Während ein Austrocknen des Gewässers durch Wasserdotationen aus der Neuen Donau verhindert werden konnte, setzte sich seine Verlandung trotz entsprechender Pflegemaßnahmen (Entfernung von Schilf und Rohrkolben in den Jahren 1989, 1991, 1994, 1995 und 1997) fort (JEHLE et al. 1997a, ROTTER 1997). Aufgrund der optimalen Bedingungen für die Röhrichtpflanzen wuchsen die freien Wasserflächen jedoch schnell wieder zu, weshalb eine Entfernung des Schlammes am Gewässergrund in Erwägung gezogen wurde (ROTTER 1997, JEHLE et al. 1997a).

Die fortschreitende Sukzession wirkte sich damals auf die Bestände von *L. vulgaris*, *B. viridis*, *H. arborea* und *R. arvalis* negativ aus. Vor allem die zunehmende Beschattung und verringerte Freiwasserfläche wurden als Gründe für die sinkenden Populationsgrößen dieser Arten vermutet. Relativ stabile Populationen zeigten sich beim Springfrosch und der Rotbauchunke. Für diese, gegen Verkräutung und Beschattung toleranteren Arten, waren am Endelteich auch passende Strukturen zum Ausbilden einer Laichgesellschaft vorhanden (KOGOJ 1997b).

Im Jahr 2011 zeigte sich am Endelteich eine hohe Artenvielfalt, wobei jedoch die Populationsgrößen aufgrund der erhobenen Daten im Vergleich zu früher größtenteils als gering einzuschätzen waren. Eine Ausnahme stellten lediglich der Springfrosch und die Wasserfrösche dar. Möglicherweise stehen die festgestellten verringerten Abundanzen der Arten mit der deutlich geringeren Größe des heutigen Endelteiches im Zusammenhang.

Bei der Rotbauchunke, die nach NÖLLERT & NÖLLERT (1992) und GÜNTHER & SCHNEEWEIß (1996) offene, sonnenbeschienene Lebensräume mit dichtem sub- und emersen Makrophytenbestand bevorzugt, könnte die verringerte Freiwasserfläche des Teiches ein Grund für ihren deutlichen Populationsrückgang sein.

Die Larvenfunde vom Teichmolch im Jahr 2011, die nur am nahe gelegenen Wiesenteich in ihrer Anzahl übertroffen wurden, deuten trotz seines ehemaligen Populationsrückganges auf eine momentane stabile Population am Endelteich hin. Die starke Besonnung dürfte den Endelteich für den Teichmolch, der besonnte Laichhabitate präferiert (NÖLLERT & NÖLLERT 1992), attraktiv machen. Sein Vorkommen am Wiesenteich bestätigt jedoch auch seine Toleranz gegenüber Beschattung sowie seine Vorliebe für temporäre Gewässer (vgl. PINTAR & STRAKA 1990, NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

Der Donaukammolch, der ebenfalls einen Populationsrückgang am Endelteich zeigte, ist nach wie vor selten. TAMNIG (1997) berichtete von hohen Schwankungen der Adultpopulation in den ersten Jahren sowie von einer darauf folgenden Stabilisierung des Bestandes, wobei der Rückgang der Population als Anpassung an die Gewässergröße verstanden wurde. Auch die mit der Abnahme der Adultpopulation einhergehende Zunahme an Juvenilen deutete auf dichteabhängige Regulationsfaktoren hin (TAMNIG 1997). Diese Entwicklung wurde als Hinweis auf eine längerfristige Gefährdung der Population verstanden, da nur adulte Tiere durch Reproduktion zu einer Individuenzunahme beitragen können (ELLINGER & JEHLE 1997).

Als weiterer Grund für den Populationsrückgang im Jahr 1996 und 1997 wurde die natürliche Sukzession genannt, wobei sich die zunehmende Beschattung und abnehmende Größe des Gewässers durch Verlandung negativ auswirkten (FÜRNSINN 1997). Auch JEHLE et al. (1997b) bezweifelten ein langfristiges Bestehen der Population am Endelteich, obwohl der Donaukammolch in begrenztem Maße seine Lebensstrategie an Sekundärbiotope anpassen kann (vgl. ELLINGER & JEHLE 1997).

Künstlich geschaffene Laichbiotope sind im Gegensatz zum Ausystem der unteren Donau (dem ursprünglichen Lebensraum des Donaukammolches) meist durch konstant gehaltene Größe, Wasserspiegel und Uferstruktur gekennzeichnet. Auch ist die Vernetzung der Laichhabitate meist schlechter als in einem Auegebiet, was zur Isolation von Populationen führen kann (JEHLE et al. 1997b, ELLINGER & JEHLE 1997).

Der ehemaligen Isolation am Endelteich konnte durch den Bau der Ameli-Lacken und des Phönixteiches zwar entgegengewirkt werden, dennoch scheint der Bestand im Nordteil der Donauinsel trotz seines Vorkommens an vier Gewässern durch seine geringen Abundanz stark gefährdet zu sein.

Die Wechselkröte wurde am Endelteich von 1986 bis 1990 registriert, seit 1991 jedoch nicht mehr vorgefunden. Als Grund erwähnte KOGOJ (1997b) die fortschreitende Sukzession der Vegetation des Endelteiches und seines Ufers (vgl. ROTTER 1997). Auch am Tritonwasser wurde die Wechselkröte in den ersten Jahren registriert, danach jedoch nicht mehr gesichtet. Nach GRUBER et al. (1994) kann dieses Auftreten und baldige Verschwinden von *B. viridis* an Gewässern darauf zurückgeführt werden, dass sie als typische Pionierart nur geringe Laichplatztreue zeigt. Sie findet sich schnell an neu entstandenen Gewässern ein, verschwindet jedoch bei fortschreitender Sukzession ebenso rasch wieder.

- Tritonwasser

Auch am Tritonwasser zeigte sich ein enger Zusammenhang zwischen den Veränderungen des Gewässers und der Populationsentwicklung der Amphibien.

In den ersten Jahren nach dem Bau des Tritonwassers wurde eine rasche Besiedelung desselbigen festgestellt. So wurden bereits im Jahr 1990 drei Arten und in den Jahren 1995 und 1996 bereits fünf Arten reproduzierend vorgefunden, wobei davon nur *Pelophylax ridibundus* eine stabile Population entwickelte (CHOVANEC et al. 1993).

Von 1993 bis 1996 nahm der Amphibienbestand jedoch rapide ab. Reproduktionserfolge wurden seltener beobachtet und auch die Artenvielfalt ging zurück (CABELA et al. 2003). Besonders die Sukzession von Land- und Wasserpflanzen sowie der Prädationsdruck durch eine sich rasch vermehrende Fischfauna führte zu einem Rückgang der Individuendichten beziehungsweise der Artenvielfalt (TEUFL 2002). Um dieser negativen Entwicklung entgegenzuwirken, wurde im Winter 1996/1997 ein Habitatsmanagementkonzept zur Förderung der Amphibien verwirklicht, wodurch eine sprunghafte Erhöhung der Artenanzahl und Individuendichte erreicht wurde (TEUFL 2002, GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002). Das Habitatsmanagement beinhaltete vor allem ein Abfischen des Gewässers, einen regelmäßigen Schilfschnitt, das Absenken des Wasserspiegels, das Erhalten von besonnten Uferbereichen und das Schaffen von fischfreien Zonen (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002). Vor allem *R. dalmatina*, *H. arborea*, *L. vulgaris*, *T. dobrogicus* und *R. arvalis* profitierten von diesen Maßnahmen. Auch die Erdkröte, deren Laich und Kaulquappen aufgrund ihrer Toxine für Fische generell ungenießbar sind (KWET 1996), unterlag nach TEUFL (2002) scheinbar einer starken Dezimierung der Quappen durch die zahlreicher werdende Sonnenbarschpopulation und profitierte von den durchgeführten Pflegemaßnahmen.

Im Jahr 2011 wurde am Tritonwasser im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsgewässern das geringste Amphibienvorkommen registriert. Wie auch am Wiesenteich und Kirschteich, die jedoch aufgrund ihrer Größe nicht mit dem Tritonwasser vergleichbar sind, konnten lediglich vier Arten festgestellt werden: Wasserfrösche, Springfrosch, Erdkröte und Rotbauchunke. Eine erfolgreiche Metamorphose wurde nur bei den Wasserfröschen registriert. Eine derartige Artenarmut und geringe Reproduktion wurde zuletzt im Jahr 1996 vor den damaligen Pflegemaßnahmen festgestellt. Auch im Jahr 2011 kann daher vor allem der hohe Fischbesatz des Tritonwassers für den Zustand des Amphibienbestandes verantwortlich gemacht werden. Es konnte lediglich ein fischfreier Sektor, der nach TEUFL (2002) als „Sektor E“ bezeichnet wurde, vorgefunden werden, der jedoch von keiner Art zur Reproduktion genutzt wurde. Eine neuerliche Abfischung des Gewässers erscheint daher empfehlenswert.

5.2.4. Die Donauinsel als Ausbreitungskorridor – Wirksamkeit und Verbesserungsvorschläge

Dass die Donauinsel zwischen den nordwestlich von Wien gelegenen Donauauen und den südöstlich gelegenen Auen (Obere & untere Lobau) eine Korridorfunktion durch die Stadt einnehmen könnte, wurde bereits im städteplanerischen Wettbewerb „Chancen für den Donaauraum“ erwähnt (GOLDSCHMID 1997). Durch eine entsprechende ökologische Gestaltung der Donauinsel und der Schaffung eines Biotopverbundsystem (vgl. JEDICKE 1994) sollte der genetische Austausch der Populationen und ihr langfristiges Bestehen auf der Donauinsel gewährleistet werden (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002). So wurden nach GOLDSCHMID & GRÖTZER (2002) innerhalb der Wanderdistanzen der Amphibien Feuchtbiotope geschaffen, die durch naturnahe, standortgerechte Gehölzstreifen, Aufforstungen sowie durch extensiv gepflegte Wiesen verbunden waren.

Ob dieses Verbundsystem eine Korridorfunktion durch das Stadtgebiet erfüllt, ist jedoch nach wie vor fraglich. Fest steht, dass zumindest die Erreichbarkeit der Donauinsel aus den Auegebieten bei Wien gegeben zu sein scheint. So wurde von CHOVANEC et al. (1993) die rasche Besiedelung des Tritonwassers durch eine mögliche Route über das nahe gelegene Wehr 1 vermutet, über welches einzelne Individuen von der Alten Donau auf die Donauinsel gelangen könnten.

Auch die ersten Teichfrösche an der Kreimellacke und an Standort 1 (Toter Grund) wurden als Zuwanderer aus der Lobau verstanden. Allerdings wurde eine verbesserte Durchgängigkeit nur im Südteil festgestellt, während vor allem der Mittelteil der Donauinsel als Barriere für Amphibien wirkte (CHOVANEC & SCHIEMER 2003).

Noch heute scheint der Mittelteil der Donauinsel aufgrund des hohen Besucherdrucks und fehlender Laichhabitats für Amphibien nur schwer überwindbar zu sein. Vor allem die geringe Artenvielfalt des im Nordteil gelegenen Teuflteiches deutet auf Mängel im Biotopverbundsystem der Donauinsel hin.

Obwohl sich nach CHOVANEC & SCHIEMER (2003) die Funktion der Ameli-Lacken als Trittsteinbiotope zumindest anfänglich durch eine hohe Artenanzahl bestätigte, entwickelten sich Laichpopulationen nur bei weniger anspruchsvollen Arten (Springfrosch, Laubfrosch und Teichmolch). Bis 2011 konnten sich der Springfrosch, der Teichmolch und in geringem Ausmaß auch der Donaukammolch halten.

Dass der Teuflteich bisher lediglich vom Springfrosch und von Wasserfröschen erobert wurde, ist vermutlich auf seine Distanz zum Kirschenteich (etwa 3 km) beziehungsweise zum im Südteil gelegenen Tritonwasser (etwa 6,2 km) sowie auf seine Beschaffenheit (siehe Abschnitt 3.2.5) zurückzuführen.

Eine Distanz von 3 km überschreitet die Wanderleistung weniger vagiler Arten, zu denen etwa Molche, Knoblauchkröten und Rotbauchunken gehören (vgl. CHOVANEC & SCHIEMER 2003). So legen etwa adulte sowie juvenile Kammolche (*T. cristatus*) nach STOEFER & SCHNEEWEIß (2001) eine Entfernung von bis zu 1100 m zwischen ihrem Winterquartier und dem Laichgewässer zurück, wobei die Mehrzahl der Kammolche nur relativ kurze Strecken (bis zu 100 m) zurücklegten. Auch wenn diese Distanzen nicht das Wanderverhalten von *T. dobrogicus* beschreiben, bleibt anzunehmen, dass eine Distanz von etwa drei Kilometern zum nächsten Gewässer einen Grund für die ausbleibende Besiedelung des Teuflteiches darstellt. Auch Rotbauchunken legen bei Landwanderungen zwischen Gewässern von 450 m (ENGEL 1996) bis - in Einzelfällen - über 1 km zurück (BRIGGS in GÜNTHER & SCHNEEWEIß (1996).

Die Schaffung eines größeren Gewässers im Nordteil, das auch anspruchsvolleren Arten als Laichhabitat zusagen und die Distanz zwischen dem Kirschteich und dem Teuflteich reduzieren würde, wäre daher anzustreben. Des Weiteren wären für Amphibien ausgerichtete Verbesserungen des Teuflteiches erforderlich. Aufgrund seiner leichten Erreichbarkeit ist dieser einer hohen Besucherfrequenz und einer damit verbundenen Störung durch Hunde ausgesetzt, was ein Grund für seine geringe Attraktivität für Amphibien sein könnte. So fehlen dem Gewässer vor allem Pflanzungen im Uferbereich, die den Amphibien als Versteckmöglichkeiten dienen und gleichzeitig eine Barriere für badende Hunde schaffen könnten.

Ob die Ufer beziehungsweise Strukturen am Ufer (Nebengerinne) der Donauinsel für Amphibien zur Ausbreitung genutzt werden, wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht. RUZEK (2011) stellte jedoch an Habitaten bei Altenwörth, die mit dem Hauptstrom in Verbindung standen (Habitattyp nach Auen-Habitat-Index: Eupotamon (H1)), lediglich Wasserfrösche, Braunfrösche und die Erdkröte fest, wobei strukturlose Kanäle mit steilen Ufern und höherer Dynamik auch von diesen Arten nicht zur Reproduktion genutzt wurden. Auch CHOVANEC & SCHIEMER (2003) stellten auf der Donauinsel geringere Artenanzahlen und Abundanzen bei zunehmender hydrologischer Konnektivität mit der Donau fest.

Im Zuge der Bestandsaufnahme wurden lediglich Wasserfrösche akustisch an den Ufern wahrgenommen. Eine Ausbreitung entlang der Ufer der Donauinsel scheint daher zumindest für den Großteil der Arten als unwahrscheinlich.

6. Zusammenfassungen

6.1. Zusammenfassung

Die 21 Kilometer lange Donauinsel entstand von 1972 bis 1988 im Zuge von Baumaßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes von Wien durch das zwischen der Neuen Donau und dem ursprünglichen Hauptflussbett abgelagerte Aushubmaterial. Die Donauinsel kann heute als in drei Abschnitte gegliedert angesehen werden: während der mittlere Teil einem hohen Besucherdruck unterliegt, können der Nord- und Südteil als naturnahe Gebiete bezeichnet werden, die der ehemaligen Fauna des früheren Überschwemmungsgebietes als Lebensraum dienen.

Im Jahr 2011 wurde auf der Wiener Donauinsel eine Bestandsaufnahme der Amphibien durchgeführt, um deren aktuelle Situation zu eruieren. Ein weiterer Schwerpunkt der Arbeit war es einen Populationstrend der einzelnen Arten seit 1983 zu beschreiben, um notwendige Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen erkennen zu können.

An dreizehn Untersuchungsgewässern wurde von Anfang März bis Mitte September alle ein bis zwei Wochen standardisiert gekeschert, Amphibienlaich gezählt sowie juvenile, subadulte und adulte Individuen dokumentiert, um die An- beziehungsweise Abwesenheit der Arten in sämtlichen Entwicklungsstadien festzustellen. Auch die Registrierung von Amphibienrufen sowie eine Nachtbegehung der Gewässer zählten zu den angewandten Methoden. Für ausgewählte Arten (Springfrosch, Rotbauchunke) sowie für die Wasserfrösche wurde des Weiteren eine Populationsschätzung durchgeführt.

Der Populationstrend wurde durch den Vergleich von erhobenen Daten seit 1983 beurteilt, wobei vor allem der Status der Arten (Einzeltier, Reproduktionsaktivität, Metamorphoseerfolg) an den einzelnen Gewässern pro Jahr berücksichtigt wurde.

Von den im Jahr 2011 registrierten Amphibien (*Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp., *Hyla arborea*, *Bufo bufo*, *Bombina bombina*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Pelobates fuscus*) konnten sich besonders vagile und anspruchslose Arten (Springfrosch, Wasserfrösche, Teichmolch) auf der Donauinsel gut etablieren. Arten mit höheren Ansprüchen an ein Laichhabitat zeigten sich großteils stabil (Rotbauchunke, Erdkröte, Laubfrosch). Der ebenfalls anspruchsvollere Donaukammolch ist aufgrund seiner geringen Abundanz an den meisten Gewässern als gefährdet anzusehen. Arten mit höheren Ansprüchen an ihr Landhabitat verschwanden mit der Zeit (Grasfrosch, Moorfrosch) oder sind im Vergleich zu früher selten zu finden (Knoblauchkröte).

Bei manchen Arten wurde eine Abnahme der Laichhabitats festgestellt, was vor allem auf den Fischbesatz und die Sukzession der Gewässer zurückzuführen ist. Während Letztere vor allem zum Rückgang von anspruchsvolleren Arten führte (Rotbauchunke, Molche, Laubfrosch, Wechselkröte), wirkte sich ein hoher Fischbesatz vor allem beim Laubfrosch

aber auch beim Springfrosch, bei der Erdkröte und bei den beiden Molcharten negativ aus, was auch im Jahr 2011 festgestellt wurde.

Eine Ausbreitung der Amphibien auf der Donauinsel scheint für die meisten Arten auf den jeweiligen Teil (Nord- bzw. Südteil) beschränkt, da der intensiv gepflegte und durch eine hohe Besucherfrequenz ausgezeichnete Mittelteil vermutlich nach wie vor schwer bis gar nicht überwindbar ist.

Managementvorschläge zur Verbesserung der Lebensbedingungen der Amphibien auf der Donauinsel, die sich aufgrund der Ergebnisse dieser Arbeit als sinnvoll erweisen könnten, sollen abschließend kurz zusammengefasst werden:

- Um eine bessere Gewässervernetzung im Nordteil zu erreichen, ist die Anlage eines Gewässers, das auch Arten mit höheren Ansprüchen als Laichhabitat dienen kann, im Bereich zwischen dem Kirschen- und Teuffteich wünschenswert.

- Am Teuffteich, an dem die geringste Artenanzahl aller Gewässer festgestellt wurde, wären Amphibien-relevante Veränderungen vorteilhaft. Versteckmöglichkeiten in Form von Pflanzungen im Uferbereich könnten nicht nur weitere Arten anziehen, sondern auch einer Störung durch badende Hunde entgegenwirken.

- Um eine Abundanz- und Artenzunahme am Tritonwasser zu erreichen, ist eine Abfischung erforderlich um den Prädationsdruck auf Amphibien zu reduzieren.

6.2. Abstract

From 1972 to 1988 the Danube Island was created with excavation material which was deposited between the New Danube and the existing river bed as part of construction works for flood protection of Vienna. Whereas the central part of the 21 km long island is characterized by intensive use of visitors, the northern and southern parts are semi-natural areas, which offer habitats for the original fauna of the former floodplain.

In 2011 a survey of the amphibians was carried out to determine their current situation on the Danube Island in Vienna. Population trends of the species were assessed with reference to previous data collected since 1983.

Thirteen water bodies were examined for presence of amphibians at intervals of one to two weeks from March to mid-September 2011. A combination of methods was used in the survey: Adult, subadult and juvenile individuals were counted as well as frog spawn or egg-strings, larvae were sampled by standardised dip-netting. Calls were noted and one night-inspection of each water body was conducted.

Furthermore population sizes were estimated for *Pelophylax* sp., *Rana dalmatina* and *Bombina bombina*.

The population trend was discussed by comparing collected data since 1983, whereby especially the status of the species (individual animal, reproductive activity, successful reproduction) was considered for each pond and each year.

From the amphibians recorded in the year 2011 (*Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp., *Hyla arborea*, *Bufo bufo*, *Bombina bombina*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Pelobates fuscus*) in particular mobile and generalist species (*Rana dalmatina*, *Pelophylax* sp., *Lissotriton vulgaris*) were well established on the Danube Island. Species with higher demands on their spawning sites were found stable (*Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*), whereas *Triturus dobrogicus* appeared to be endangered because of its low abundance in most of the ponds. Species with higher demands on their terrestrial habitat disappeared over time (*Rana temporaria*, *Rana arvalis*) or became rare (*Pelobates fuscus*).

A decrease of spawning sites was observed for some species and attributed to fish population and succession of the ponds. Whereas the latter led to a decline of species with higher habitat requirements (*Bombina bombina*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Hyla arborea*, *Bufo viridis*), a dense fish population affected *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *Bufo bufo*, *Lissotriton vulgaris* and *Triturus dobrogicus* negatively.

Distribution seems to be limited to the northern and southern part for most of the species because of the intensively maintained and frequently visited central part of the Danube

Island. Suggestions to improve the living conditions of the amphibians on the Danube Island can be summarized in conclusion:

- To achieve a better pond-networking, a new pond, which could act as a reproductive habitat for species with higher demands as well, would be desirable between the ponds "Kirschenteich" and "Teufleteich".

- The pond „Teufleteich“ could become more attractive for species if hiding places in terms of plantings in the littoral zone were created. Furthermore such plantings could help against disturbance by dogs swimming in the pond.

- To increase abundance and number of species at the pond "Tritonwasser" fish should be removed to reduce the predation on amphibians.

7. Literaturverzeichnis

BAUMGARTNER C. (2000): Laichplatzwahl der Amphibien in einem dynamischen Auegebiet der Donau – Amphibian spawning sites in a dynamic floodplain of the River Danube. In: SCHIEMER F. & W. RECKENDORFER (Hrsg.): Das Donau-Restaurierungsprojekt. Gewässervernetzung Regelsbrunn. Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich, Band 31, Wien: 149 - 164.

BENKÖ A. (2008): Populationsstruktur und Verbreitung von Wasserfröschen (*Rana ridibunda*, *Rana lessonae*, *Rana* kl. *esculenta*) im Westen Wiens: morphologische und bioakustische Untersuchungen. Diplomarbeit Universität Wien.

BLAB J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. 3. Aufl., Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 18, Kilda Verlag, Greven.

BRIGGS L. (1996): Populationsdynamische Untersuchungen an Rotbauchunkenpopulationen mit verschiedenen Landbiotopen. In: KRONE A. und K.-D. KÜHNEL (Hrsg.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*): Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1, Rangsdorf: 32-46.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien.

CABELA A., GREßLER S., TEUFL H. & N. ELLINGER (2003): Neu geschaffene Uferstrukturen im Stauraum Freudenau und Folienteiche auf der Wiener Donauinsel: Eine Studie über ihre Wirksamkeit als Trittsteinbiotope für Amphibien. In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Neue Ufer. Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Wien. Denisia 10: 101-142.

CHOVANEC A., GOLDSCHMID U., GRÖTZER C., WANZENBÖCK-ENDEL S.-E., HANUSILLNAR A. & G. HOBIGER (1993): Das Tritonwasser – Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 37, Wien.

CHOVANEC A. & F. SCHIEMER (2003): Die Donauinsel in Wien als ökologischer Korridor? Untersuchung der Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenau – Hintergrund, Projektdesign und zusammenfassende Darstellung. In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Neue Ufer. Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Wien. Denisia 10: 27-51.

DONNELLY M. A. & C. GUYER (1994): Mark-recapture. In: HEYER W. R., DONNELLY M. A., MCDIARMID R. W., HAYEK L.-A. C. & M. S. FOSTER (Hrsg.): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London: 183-200.

ELLINGER N. & R. JEHLE (1997): Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, KIRITZESCU 1903) am Endelteich bei Wien: Ein Überblick über neun Untersuchungsjahre. In : HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 133-150.

ENGEL H. (1996): Untersuchungen zur Ökologie an einer Population der Rotbauchunke des mittleren Elbtals. In: KRONE A. & K.-D. KÜHNEL (Hrsg.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*): Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1, Rangsdorf: 6-13.

ENGELMANN W.-E., FRITZSCHE J., GÜNTHER R. & F. J. OBST (1993): Lurche und Kriechtiere Europas. 2. Aufl., Neumann Verlag, Radebeul.

FÜRNSINN A.-M. (1997): Populationsdynamik, Struktur und Phänologie des Donaukamm-Molches (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu 1903) des Endelteichs. Ein Vergleich von 10 Untersuchungsjahren. Diplomarbeit Universität Wien.

GOLDSCHMID U. (1997): Das ökologische Konzept der Donauinsel: Biotopverbund und Managementmaßnahmen. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 27-43.

GOLDSCHMID U. & C. GRÖTZER (1993): Innovation Grün. Lebensräume von Menschenhand. Ein wasserbauliches Arbeitsbuch. Bohmann-Verlag, Wien.

GOLDSCHMID U. & C. GRÖTZER (2002): Analyse und Management eines Teiches als ökologische Ausgleichsmaßnahme: Das Tritonwasser auf der Wiener Donauinsel. In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Die Donauinsel in Wien. Aspekte zu Fauna und Flora. Denisia 03: 25-45.

GOLDSCHMID U. & H. TEUFL (2003): Der Bau des Phönixteiches. Umsetzung eines Ergebnisses des Monitoring-Projektes. In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Neue Ufer. Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Wien. Denisia 10: 227-242.

GOLLMANN G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: ZULKA K.-P. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/2, Böhlau Verlag Wien-Köln-Weimar.

GOLLMANN G., KAMMEL W. & A. MALETZKY (2007): Monitoring von Lurchen und Kriechtieren gemäß der FFH-Richtlinie: Vorschläge für Mindeststandards bei der Erhebung von Populationsdaten. ÖGH-Aktuell, Mitteilungen der Österreichischen Gesellschaft für Herpetologie, Heft 19.

GOLLMANN G., SCHEDL H, PHILIPPI D., RECKENDORFER W. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (2013): Frogs in the City: problems of research and conservation of amphibians in Lobau (Vienna, Donau-Auen National Park). 5th Symposium for Research in Protected Areas, Conference Volume, Mittersill: 227-230.

GREßLER S. (1997): Biotopverbund für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 235-250.

GRILLITSCH B. (2001): Schlüssel zur Bestimmung der heimischen Amphibien und Reptilien. Gelege und Larven der Amphibien. In: CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien: 84-103.

GRILLITSCH H. (1990): Knoblauchkröte. In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien: 60-66.

GRILLITSCH H. (2001): Schlüssel zur Bestimmung der heimischen Amphibien und Reptilien. Imaginale Amphibien und Reptilien. In: CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien: 104-109.

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

GRUBER H.-J., HECKES U. & M. FRANZEN (1994): Artenhilfsprogramm für die Wechselkröte (*Bufo viridis* Laurenti 1768) im Raum München. Mitteilungen des Landesverbandes für Amphibien- und Reptilienschutz Bayern 14 (1): 51-68.

GÜNTHER R. (1990): Die Wasserfrösche Europas. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

GÜNTHER R. & N. SCHNEEWEIß (1996): Rotbauchunke – *Bombina bombina* (LINNAEUS 1761). In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.

HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (1997): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51.

JEDICKE E. (1994): Biotopverbund. Grundlagen & Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 2. Aufl., Verlag Ulmer, Stuttgart.

JEHLE R. (1996): Das Amphibienprojekt Donauinsel. Ergebnisse und Erkenntnisse einer populationsökologischen Langzeitstudie. In: HÖDL W. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Frösche Kröten Unken. Aus der Welt der Amphibien. Stapfia 47: 119-132.

JEHLE R. & W. HÖDL (1996): Langzeitstudien an Amphibienpopulationen: Zusammenfassende Ergebnisse einer 10-jährigen Freilanduntersuchung. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 89: 123.

JEHLE R., ELLINGER N. & W. HÖDL (1997a): Der Endelteich der Wiener Donauinsel und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 85-102.

JEHLE R., PAULI-THONKE A., TAMNIG J. & W. HÖDL (1997b): Phänologie und Wanderaktivität des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus*) an einem Gewässer auf der Wiener Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 119-132.

KLEPSCH L. (1994): Zur Artdifferenzierung der Kammolche (*Triturus cristatus*-Artenkreis) im Waldviertel: Morphometrische und molekulargenetische Untersuchungen. Diplomarbeit Universität Wien.

KOGOJ E. (1997a): Die Amphibien der Wiener Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 45-65.

KOGOJ E. (1997b): Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich): Ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995). In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 183-214.

KOLLAR R. (1990): Grasfrosch. *Rana temporaria temporaria* LINNAEUS, 1758. In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien: 97-101.

KWET A. (1996): Zu den natürlichen Feinden des Laichs von Froschlurchen. *Salamandra* 32 (1): 31-44.

MALETZKY A. (2010): Verbreitung und Bestand des Springfrosches (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1840) im Bundesland Salzburg. *Mitteilungen des Hauses der Natur* 18: 11-28.

MAYER W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien: 692-702.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel: Donauregulierungen im Wiener Stadtgebiet. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 13-25.

MICHLMAYR F. (2002): Die Grundzüge des Donauinsel-Projektes. In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Die Donauinsel in Wien. Aspekte zu Fauna und Flora. Denisia 03: 11-23.

MILDNER P. (2001): Der Balkan-Moorfrosch *Rana arvalis wolterstorffi* (Fejervary, 1919) in Kärnten. Rudolfinum, Jahrbuch des Landesmuseums für Kärnten 2000, Klagenfurt: 283-290.

MOHILLA P. & F. MICHLMAYR (1996): Donauatlas Wien. Geschichte der Donauregulierung auf Karten und Plänen aus 4 Jahrhunderten. Österreichischer Kunst- und Kulturverlag, Wien.

NÖLLERT A. & C. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos-Verlag (Kosmos Naturführer), Stuttgart.

PINTAR M. (2001): Die Bedeutung der Aulandschaft für Amphibien. In: CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien: 747-760.

PINTAR M. & U. STRAKA (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 127: 123-146.

PINTAR M. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auengebieten der Wachau. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 126: 077-096.

ROTTER D. (1997): Die Verlandung des Endelteiches, eines sekundären Gewässers auf der Donauinsel in Wien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 229-234.

RUZEK S. (2011): Vergleich der Laichplatzsituation der Amphibien in den Donauauen bei Altenwörth (NÖ) vor und nach der Durchführung von Dotationsmaßnahmen. Masterarbeit Universität Wien.

SCHMIDT B.-R., HÖDL W. & M. SCHAUB (2012): From metamorphosis to maturity in complex life cycles: equal performance of different juvenile life history pathways. *Ecology* 93 (3): 657-667.

SCHRAMM H. (1993): Struktur und Dynamik der Amphibienpopulationen am Endelteich. Ein Vergleich von vier Untersuchungsjahren. In: GOLDSCHMID U. & C. GRÖTZER (Hrsg.): Innovation Grün. Lebensräume von Menschenhand. Ein wasserbauliches Arbeitsbuch. Bohmann-Verlag, Wien: 53-54.

SEHNAL P. & F. TIEDEMANN (1990): Zur Bestandssituation der Lurche und Kriechtiere im Wiener Prater (Österreich). *Herpetozoa* 2 (3/4): 117-130.

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

STRAKA U., STEINER H. M. & M. PINTAR (1990): Die Korneuburger Donau-Auen (NÖ). Die ökologische Situation eines Au-Gebietes im Unterwasser des Kraftwerkes Greifensteins im Jahr 1986. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 7: 339-395.

TAMNIG J. (1997): Struktur, Dynamik und Phänologie einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) (Amphibia, Urodela) auf der Donauinsel nördlich von Wien: ein Vergleich von neun Untersuchungsjahren. Diplomarbeit Universität Wien.

TEUFL H. (2002): Amphibien am Tritonwasser – Untersuchungen über die Entwicklung der Amphibienfauna am Tritonwasser seit der Fertigstellung des Gewässers (1990-1999). In: BIOLOGIEZENTRUM DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEEN (Hrsg.): Die Donauinsel in Wien. Aspekte zu Fauna und Flora. Denisia 03: 47-62.

Internetquellen: Karten- und Bildmaterial

- Der NÖ Atlas - das Land Niederösterreich:

<http://www.noe.gv.at/Land-Zukunft/Karten-Geoinformation/NOe-Atlas.wai.html>
(abgerufen im August 2012).

- Stadtplan des geographischen Geoinformationssystems der Stadt Wien (ViennaGIS):

<http://www.wien.gv.at/stadtplan/> (abgerufen im Juni 2013).

- Google Earth:

<http://www.google.com/earth/index.html>

8. Lebenslauf

Name: Kathrin Gasser

E-Mail: kathrin.gasser@yahoo.de



LEBENS LAUF

Persönliche Daten: geboren am 24.09.1984 in Wien

Bildungsgang:

- 4 Jahre VS Lutherschule, 1180 Wien
- 8 Jahre BG18 Klostergasse, 1180 Wien
- 1 Auslandsjahr in Mexiko: 4 Spanischkurse an der Universidad Nacional Autónoma De México, Mexico City
- 1 Jahr Chemie-Kolleg Rosensteingasse, 1170 Wien
- seit 10/2005 Diplomstudium der Biologie an der Universität Wien (Studienzweig: Zoologie)

Berufliche Tätigkeiten:

05/2007 bis 10/2007	Bärenschtzzentrum Arbesbach (www.baerenwald.at)
seit 01/2008	Schönbrunner Tiergarten GesmbH (Besucherservice)
02/2013	Ferialpraktikum Schönbrunner Tiergarten GesmbH (Regenwaldhaus)

Fähigkeiten und Kenntnisse: Englisch, Spanisch, Französisch
Führerschein B