

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	25	453-474	St. Pölten 2014
--	----	---------	-----------------

Aus Tümpel, Teich und Bach: Vorkommen und Verbreitung von Amphibien in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald

Marc Sztatecsny, Günter Gollmann, Christoph Leeb, Daniel Philippi

Zusammenfassung

Vorkommen und Verbreitung der Amphibienarten im Biosphärenpark Wienerwald wurden an 28 Stillgewässern (Teiche und Tümpel) und 32 Quellbächen in Kernzonen („KZO“, 13 Stillgewässer und 16 Bäche) und Wirtschaftswaldbereichen („WW“, 15 Stillgewässer und 16 Bäche) untersucht. An Stillgewässern wurden insgesamt zehn Arten nachgewiesen, wobei Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) mit Vorkommen an 24 (11 KZO/13 WW) bzw. 23 (10 KZO/13 WW) Gewässern die häufigsten Arten waren. Die untersuchten Stillgewässer im Wirtschaftswald waren stärker besonnt, ärmer an Nitrit und Ammonium und wiesen weniger Straßen im Umkreis auf. Alle Amphibienarten mit Ausnahme des Springfroschs (*R. dalmatina*) traten häufiger an Stillgewässern im Wirtschaftswald als in Kernzonenstillgewässern auf. An allen 32 Untersuchungsbächen kamen Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) vor (Median: 490 Larven pro 200m Bach), ihre Häufigkeit war positiv von der Leitfähigkeit des Wassers und dem Kronenschluss und negativ von Seehöhe, Uferwinkel und Lage im Wirtschaftswald beeinflusst. In einem Windwurf in der Kernzone Mauerbach waren durch entwurzelte Bäume 65 Kleinstgewässer entstanden. An 15 dieser Gewässer konnten Amphibien erfasst werden, wobei die Antreffwahrscheinlichkeit mit fortschreitender Saison abnahm, da die meisten Gewässer im Frühjahr austrockneten, bevor Amphibien ihre Entwicklung abschließen konnten. Die Ergebnisse deuten an, dass die meisten Amphibienarten besonnte, nicht durch Straßen isolierte Gewässer mit geringer Stickstoffbelastung bevorzugen. Bäche unter geschlossenem Kronendach, wie sie in Kernzonen eher anzutreffen waren, eignen sich gut für die Larvenentwicklung des Feuersalamanders.

Abstract

From pools, ponds and streams: Occurrence and distribution of amphibians in the Biosphere Reserve Wienerwald

We investigated occurrence and distribution of amphibian species in 28 standing water bodies and 32 small streams of the Biosphere Reserve Wienerwald and compared protected core areas (13 ponds/16 streams) to managed forests (15 ponds/16 streams).

Among the ten detected species of amphibians, the common frog (*Rana temporaria*) and the Alpine newt (*Ichthyosaura alpestris*) were most widespread and occurred in 24 (11 in core areas) and 23 (10 in core areas) of all study ponds respectively. Ponds in core areas had a more closed canopy (i.e. were more shaded) and showed higher concentrations of nitrite and ammonium compared to ponds from managed forests. All amphibian species except for the agile frog (*R. dalmatina*) occurred at a higher percentage of ponds in managed forests compared to core areas. We detected larvae of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) in all 32 streams (median number: 490 per 200m stream), and their abundance was positively influenced by water conductivity and canopy closure and negatively by elevation, steepness of stream banks and managed forests. Fifteen of 65 small water bodies created by uprooted trees in a wind-throw were colonized by amphibians but many of them dried up before amphibians could complete their development. Our results suggest that most amphibian species prefer open canopy ponds not isolated by roads with low nitrogen levels which are rare in core areas, whereas closed canopy streams in core areas are suitable for the larvae of fire salamanders.

Key words: amphibians, ponds, protected core areas, streams, terrestrial habitat, wind-throw

Einleitung

Die Abgrenzung von Prozessschutzgebieten wie den Kernzonen im Biosphärenpark Wienerwald ist eine der effektivsten Möglichkeiten, Biodiversität und somit Lebensräume und die darin vorkommenden Arten bzw. Populationen zu schützen (MARGULES & PRESSEY 2000). Um den längerfristigen Effekt von Schutzgebieten abschätzen zu können, ist es essenziell, am Beginn der Schutzmaßnahmen (Ende der wirtschaftlichen Nutzung) die vorkommenden Arten und Artengemeinschaften zu untersuchen und mit bewirtschafteten Bereichen zu vergleichen. Durch die so gewonnenen Basisdaten ist später eine aussagekräftige Evaluierung möglich.

Amphibien sind für Untersuchungen der Habitatqualität besonders geeignet, da Habitatverlust und -fragmentierung in Europa als die wichtigsten Ursachen für Populationsrückgänge gelten (STUART et al. 2004) und viele Arten als gefährdet eingestuft sind (Tab. 1). Aufgrund ihres zweiphasigen Lebenszyklus – Eier und Larven entwickeln sich in der Regel in Gewässern, Jungtiere und geschlechtsreife Individuen verbringen den Großteil ihres Lebens an Land – benötigen Amphibien für ihr Überleben geeignete Laichgewässer und Landlebensräume. Durch die Notwendigkeit regelmäßiger Wanderungen zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen reagieren Amphibien sensibel auf Lebensraumzerschneidung wie z. B. durch Straßen oder Siedlungsbau (CUSHMAN 2006).

Die starke Vernetzung verschiedener Lebensräume, jährliche Wanderbewegungen und daher auf verschiedenen Ebenen wirkende Faktoren erhöhen die Komplexität von Habitatanalysen bei Amphibien (FICETOLA et al. 2009, 2010). Die Erfassung von Amphibien findet traditionell am Laichgewässer statt, da hier die Dichte der Tiere am größten und der Arbeitsaufwand am geringsten ist. Im Landlebensraum verteilen sich die Individuen über große Flächen und zeichnen sich durch eine weitgehend versteckte Lebensweise aus, wodurch Vorkommen und Abundanz schwierig erfassbar sind.

Als Statusvariable für das gegenwärtige Monitoringprogramm wurden „Occupancy“ (Nachweis-/Nichtnachweisdaten von Arten) und Abundanz von Gelegen oder Individuen herangezogen. Occupancy-Daten können ohne aufwändige Freilandtechniken und mit vertretbarem Zeitaufwand erhoben werden, da man Untersuchungsflächen mehrmals besucht und nur den Nachweis/Nicht-Nachweis der Untersuchungsart vermerkt (MACKENZIE et al. 2005). Durch die wiederholten Besuche und die Einbeziehung von Covariaten (z. B. Habitatparameter oder Witterungsbedingungen bei der Datenerhebung), lässt sich die von der Nachweiswahrscheinlichkeit unabhängige Vorkommenswahrscheinlichkeit an einem Probepunkt abschätzen (MACKENZIE et al. 2002, 2005, BAILEY et al. 2007).

Unterschiedliche Amphibienarten haben unterschiedliche Habitatbedürfnisse und -präferenzen. Molche bleiben mehrere Monate pro Jahr im Gewässer und wandern nur wenige hundert Meter in die Landlebensräume (JEHLE & ARNTZEN 2000, SCHABETSBERGER et al. 2004). Andere Arten wie Feuersalamander, Erdkröte oder Grasfrosch kommen nur zum Ablachen für einige Tage ans Gewässer und halten sich sonst hauptsächlich in den Landlebensräumen auf (NÖLLERT & NÖLLERT 1992), die sich je nach Art mehrere Kilometer vom Gewässer entfernt befinden können (HEUSSER 1958, SZTATECSNY & SCHABETSBERGER 2005). Eine Erhebung aller Amphibienarten an Stillgewässern (Tümpel und Teiche) und Bächen sollte das gesamte vorkommende Artenspektrum erfassen und einen Vergleich von Artenzahl und Abundanz der Amphibien in Kernzonen und Wirtschaftswald ermöglichen. Durch eine Erfassung aquatischer und terrestrischer Habitatparameter sollten weiters die für das Vorkommen von Amphibien wichtigen Lebensraumcharakteristika bestimmt werden.

Aufgrund der Geomorphologie sind im Wienerwald natürliche Stillgewässer außerhalb der Auen in den Talböden selten. Die Auen sind jedoch heute durch Siedlungstätigkeit und Landwirtschaft großteils verschwunden und Gartenteiche in den Siedlungen dienen als – wenn auch bescheidener – Ersatz für natürliche Amphibienlaichgewässer. Vor allem im Wald werden seit langem Teiche als Wildtränken und in den letzten Jahren vermehrt auch als Amphibienlaichgewässer angelegt. Fließgewässer sind im Wienerwald weitaus häufiger als natürliche Stillgewässer und in den Oberläufen im Wald vielfach natürlich oder naturnahe erhalten.

Material und Methoden

Amphibienerhebung an Stillgewässern

Zur vergleichenden Erhebung der vorkommenden Amphibienarten wurden 15 Gewässer in Kernzonen und 15 Gewässer im Wirtschaftswald aus einer Liste der bekannten Amphibienlaichgewässer des Biosphärenparks Wienerwald ausgewählt. Da innerhalb der Grenzen von nur sechs der insgesamt 37 Kernzonen Amphibiengewässer bekannt waren, wurden auch Gewässer mit einem Maximalabstand von 100m zur Kernzonenaußengrenze berücksichtigt. Eine Distanz von 100m vom Laichgewässer zur Kernzone bzw. zum Landlebensraum kann von Froschlurchen bewältigt werden und liegt auch in Wanderdistanz für Molche (HEUSSER 1958, JEHLE & ARNTZEN 2000, SCHABETSBERGER et al. 2004, SZTATECSNY & SCHABETSBERGER 2005). Um die Unabhängigkeit zwischen den Probepunkten (Gewässern) sicher zu stellen, lagen die Gewässer mindestens 2km voneinander und die Gewässer im Wirtschaftswald 2km von der nächsten Kernzone entfernt. Zwei der vorab ausgewählten Stillgewässer in Kernzonen erwiesen sich bei einem Lokalausgang als beruhigte Bachabschnitte und wurden nicht weiter bearbeitet, womit sich eine Gesamtzahl von 28 Stillgewässern ergab (Abb. 1, Tab. 2).

Jedes Untersuchungsgewässer wurde zwischen 20. und 24.04.2013 einmal von zwei Personen besucht, wobei Laichschnüre der Erdkröte und Laichballen von Gras- und Springfrosch erfasst wurden. Die einzeln liegenden Laichballen des Springfroschs

Tab. 1: Im Untersuchungsgebiet nach CABELA et al. (2001) vorkommende Amphibienarten und deren Gefährdungsgrad nach der Roten Liste für Österreich (EN = Endangered, VU = Vulnerable, NT = Near Threatened; GOLLMANN 2007) sowie der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union (Anhang II: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen, Anhang IV: streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, Anhang V: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und deren Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können).

Amphibienart	Deutscher Name	Rote Liste Österreich	FFH-Richtlinie
<i>Bombina variegata</i> (LINNAEUS, 1758)	Gelbbauchunke	VU	II
<i>Bufotes (Bufo) viridis</i> (LAURENTI, 1768)	Wechselkröte	VU	IV
<i>Bufo bufo</i> (LINNAEUS, 1758)	Erdkröte	NT	-
<i>Hyla arborea</i> (LINNAEUS, 1758)	Europäischer Laubfrosch	VU	IV
<i>Pelophylax lessonae</i> (CAMERANO, 1882)	Kleiner Wasserfrosch	VU	IV
<i>Rana dalmatina</i> , FITZINGER, 1839	Springfrosch	NT	IV
<i>Rana temporaria</i> , LINNAEUS, 1758	Grasfrosch	NT	V
<i>Salamandra salamandra</i> (LINNAEUS, 1758)	Feuersalamander	NT	-
<i>Lissotriton vulgaris</i> (LINNAEUS, 1758)	Teichmolch	NT	-
<i>Ichthyosaura alpestris</i> (LAURENTI, 1768)	Bergmolch	NT	-
<i>Triturus carnifex</i> (LAURENTI, 1768)	Alpenkammolch	VU	II

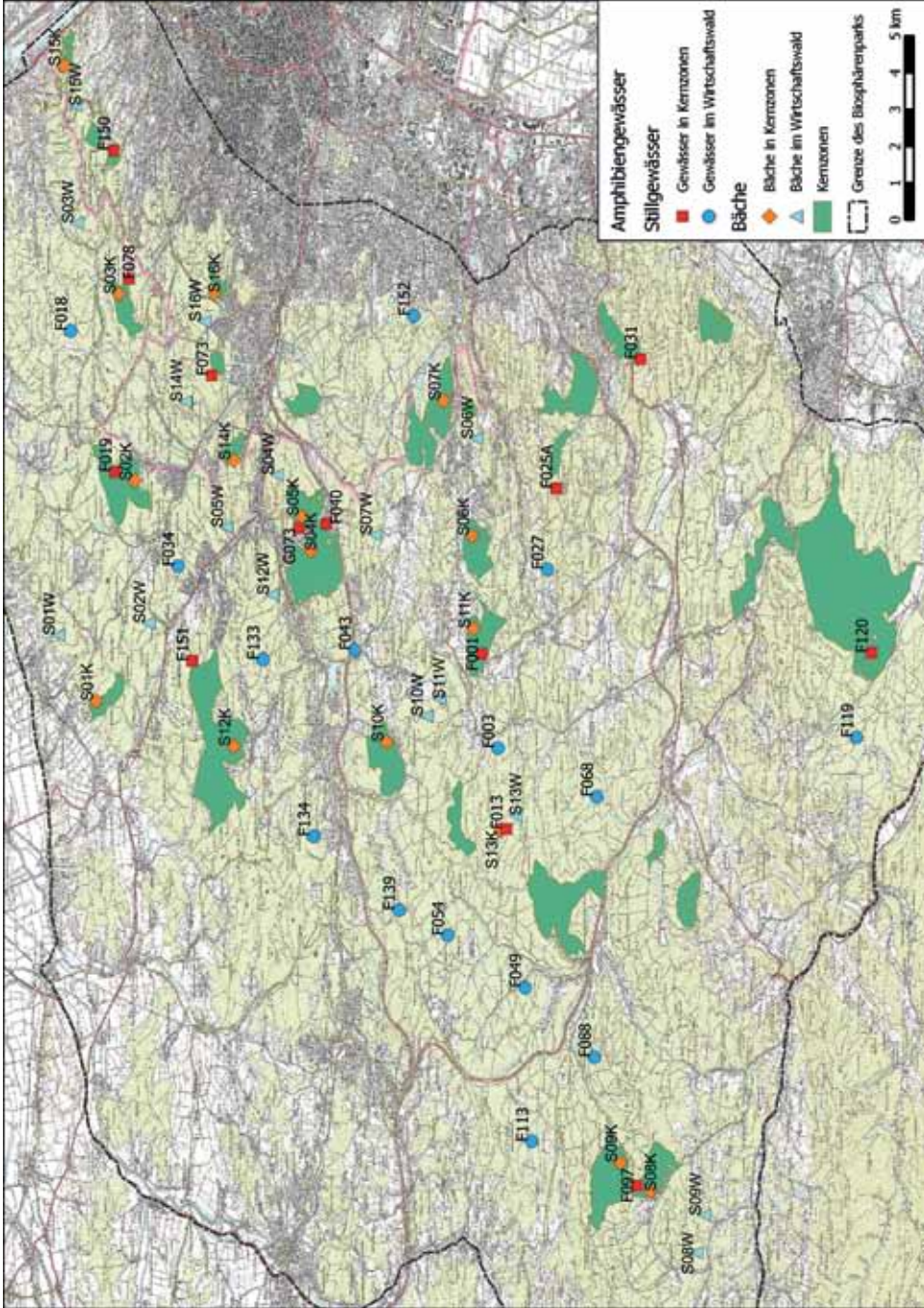


Abb. 1: Lage der 28 im Biosphärenpark Wienerwald auf Amphibienvorkommen untersuchten Stillgewässer sowie der 32 Bachabschnitte, an denen die Häufigkeit von Feuersalamanderlarven erhoben wurde (Kartengrundlage: Österreichkarte des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen).

können problemlos gezählt werden. Für die teilweise in großen Ansammlungen liegenden Laichballen des Grasfroschs wurde eine durch einen 30 x 30 cm großen Holzrahmen markierte Fläche im Detail ausgezählt und die Gesamtzahl der Laichballen hochgerechnet. Da die Schwellung der Laichballen von der Quelldauer und den Wassereigenschaften abhängig ist, muss in jedem Gewässer eine eigene Auszählung vorgenommen werden. Die Anzahl der Erdkrötenlaichschnüre pro Gewässer war mit wenigen Ausnahmen klein (vermutlich <5 Laichschnüre), trotzdem war eine genaue Zählung nicht möglich, da Einzelschnüre in Ansammlungen kaum zu trennen sind. Zusätzlich zur Laichzählung wurde in allen Gewässern je nach Gewässergröße bis zu 10 Minuten nach Molchen und Feuersalamanderlarven gekeschert. Die Gewässertiefe wurde mit einem Zollstock ermittelt, Länge und Breite des Gewässers wurden mit einem Maßband gemessen und daraus wurde die Fläche unter Annahme einer Kreis- oder Rechteckform näherungsweise errechnet.

Zwischen 12. und 21.06.2013 wurden alle Gewässer erneut von einer Person besucht und je nach Gewässergröße wurde bis zu 15 Minuten mit dem Kescher Amphibien und deren Larven im Gewässer gefangen und bestimmt sowie aquatische Habitatparameter ermittelt: Die Beschattung wurde anhand der Baumkronendeckung über dem Gewässer in Prozent geschätzt. Der Nitrit-, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt wurde in mg/L mit einem AQUANAL® Ökotest Wasserlabor und die Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einem Leitfähigkeitsmessgerät (HI 98129, Hanna Instruments, USA) gemessen. Der letzte Besuch der Stillgewässer fand zwischen 20. und 24.07.2013 statt, wobei erneut alle vorkommenden Arten durch Keschern erhoben wurden. Basierend auf dem GIS-Shapefile „Wege- und Straßennetz“ des Biosphärenparks Wienerwald (Basiskarte: OpenStreetMap (<http://www.openstreetmap.org>, Zugriff: 16.01.2014) wurde in QGIS 2.0 Dufour (QGIS Development Team 2013) die Länge an öffentlichen Straßen und Forststraßen innerhalb eines 1.000m-Umkreises um jedes Gewässer errechnet.

Feuersalamanderlarven an Bächen

Quellbäche sind im Wienerwald nach unseren Beobachtungen häufiger als natürliche Stillgewässer und werden von Feuersalamandern bevorzugt als Laichgewässer genutzt (THIESMEIER & GÜNTHER 1996). Mehrere Studien konnten zeigen, dass Habitatparameter von Bächen und Bachumland das Vorkommen und die Häufigkeit von Feuersalamanderlarven beeinflussen können (MANENTI et al. 2009, FICETOLA et al. 2010, TANADINI et al. 2012), weshalb Bäche für einen Vergleich zwischen Kernzonen und Wirtschaftswaldbereichen geeignet schienen. Zur Auswahl der Untersuchungsbäche wurde in allen Kernzonen mit Hilfe der Österreichkarte 1:50.000 (ÖK50) nach Quellbächen mit der Strahler Flussordnungszahl 1 oder 2 gesucht, die

Feuersalamander zu bevorzugen scheinen (THIESMEIER & GÜNTHER 1996, BAUMGARTNER et al. 1999). Wo immer möglich wurde der dem Zentrum einer Kernzone nächstgelegene Bach mit einer Fließstrecke von über 200 m innerhalb der Kernzonengrenzen gewählt. In den Kernzonen Moosgraben, Rauchbuchberg, und Waldandacht gab es nur Bäche an der Kernzonenaußengrenze, die aber trotzdem untersucht wurden, um die Stichprobengröße zu erhöhen. Zu jedem Kernzonenbach wurde der nächstgelegene Bach im Wirtschaftswald mit gleicher Exposition bzw. Fließrichtung gesucht, um möglichst vergleichbare Bedingungen in Bezug auf lokale Witterungsbedingungen und das Abflussregime (WARINGER & WARINGER 2006) zu gewährleisten. Die resultierenden 16 Bachabschnittspaare von 200 m Länge in Kernzonen und Wirtschaftswald (Abb. 1) wurden mittels GPS-Koordinaten von Anfang-, Mittel- und Endpunkt aus der ÖK50 definiert (Koordinaten der Punkte in SZTATECSNY 2014) und im Freiland durch Markierungen mit Klebeband an Bäumen gekennzeichnet.

Zwischen 19.05. und 12.06.2013, nach der Hauptabsetzperiode der Larven, wurde jeder Bachabschnitt einmal von zwei Personen zwischen 20:30 und 4:00 Uhr begangen und mit starken Taschenlampen für 30-40 Minuten nach Feuersalamanderlarven abgesehen. Vor jeder Begehung wurde die Wassertemperatur mit einem Handthermometer gemessen. Jedes Bachabschnitts paar wurde immer innerhalb einer Nacht besucht, da Regenfälle und damit verbundenes Hochwasser zu Larvendrift und damit zu einer Verminderung der Feuersalamanderlarven in einem Gebiet führen können (THIESMEIER 2004).

Bei einer weiteren Begehung der Bäche zwischen 26.06. und 21.07.2013 wurden die Habitatparameter für die Bäche aufgenommen, wobei wieder jedes Bachpaar innerhalb desselben Tages bearbeitet wurde. Die Anzahl der Becken/Ruhigwasserbereiche (Parametername: BECKEN) wurde gezählt. Gemessen wurde: die maximale Bachbreite (BREITE), die tatsächliche Bachabschnittslänge (LÄNGE), die maximale Tiefe (TIEFE) mit einem Maßband, der maximale Böschungswinkel der Ufer (UFER) mit einem Neigungsmesser mit Pendel und die elektrische Leitfähigkeit des Wassers (LF) mit einem Leitfähigkeitsmessgerät (HI 98129, Hanna Instruments, USA). Die Seehöhe (HÖHE) von Anfang und Endpunkt wurde mit einem GPS-Empfänger ermittelt. Die Deckung des Bachbettes mit Schotter (SCHOTTER) und der Anteil des Bachabschnitts mit geschlossenem Baumkronendach (KRONE) wurden geschätzt, die Anzahl der einmündenden Bäche (AZB) gezählt (nicht alle Bäche waren in der ÖK50 verzeichnet).

Amphibien in einer Windwurflläche

Werden Bäume mit größeren Substratmengen enturzelt, können sich die gebildeten Vertiefungen mit Grund- oder Oberflächenwasser füllen, wodurch auf natürlichem Wege Gewässer entstehen. Die Besiedelung bzw. Nutzung solcher Windwurf tümpel durch Amphibien wurde in einer 2007 durch den Orkan Kyrill entstandenen Wind-

wurffläche in der Kernzone Mauerbach untersucht. Die bearbeitete Fläche befand sich an einem südwestlich ausgerichteten Hang im Pitzelsdorfer Wald (Zentrum der Fläche: 16.17702° E, 48.25901° N), und wird seit 2005 nicht mehr forstwirtschaftlich genutzt. Die Fläche wurde an je drei Terminen im Jahr 2012 (03.04., 11.05. und 26.06.) und 2013 (25.04., 28.05. und 27.06.) besucht und 65 durch entwurzelte Bäume entstandene, trichterförmige Vertiefungen wurden von zwei Personen auf alle Entwicklungsstadien (Laich, Larven, Subadulte und Adulte) vorkommender Amphibien untersucht. Zusätzlich wurden bei jedem Besuch Datum, Fläche und Tiefe des Gewässers, und das Vorkommen von Großlibellenlarven (Ordnung Anisoptera), Wasserläufer (Gerridae), Stechmückenlarven (Culicidae) und Schwimmkäfern (Dytiscidae) untersucht, die als Räuber oder Nahrung Amphibienvorkommen beeinflussen könnten.

Datenauswertung

Die Habitatparameter der Stillgewässer wurden auf Normalverteilung überprüft (Shapiro-Wilk-Test) und wenn diese nicht gegeben war, wurden nicht-parametrische Tests verwendet. Zur Auswertung der Abundanz von Feuersalamanderlarven in Bächen wurde der Median aus den Zählraten der beiden Beobachter herangezogen und durch die tatsächlich im Gelände gemessene Bachabschnittslänge zwischen Anfangs- und Endpunkt dividiert. Der so erhaltene Wert von Salamanderlarven pro Meter Bach wurde quadratwurzeltransformiert, um die Normalverteilung der Residuen zu verbessern. Dann wurde ein lineares Modell mit allen Erklärungsvariablen mit der folgenden Formel gebildet: $\ln(\sqrt{\text{Larven/LÄNGE}}) \sim \text{KZO-WW} + \text{HÖHE} + \text{HÖHENDIFF} + \text{BECKEN} + \text{AZB} + \text{SCHOTTER} + \text{KRONE} + \text{BREITE} + \text{UFER} + \text{TIEFE} + \text{LF} + \text{TEMP}$. Nach einer schrittweisen Selektion basierend auf dem niedrigsten Wert für Akaike's Information Criterion (AIC, BURNHAM & ANDERSON 2002) blieben nur jene Parameter im Modell, die die Daten am besten erklärten bzw. zum niedrigsten AIC führten. Das AIC repräsentiert den Informationsverlust zwischen dem „wahren“ Model (dem Prozess, der den Daten zugrunde liegt) und dem statistischen Modell, wobei die Anzahl der Parameter „strafend“ berücksichtigt wird, um parsimonische Modelle zu bevorzugen. Alle Prädiktorvariablen wurden vor der Analyse standardisiert, um den Effekt der Variablen anzugleichen.

Bei der Erhebung von Amphibien hat man häufig mit einer Nachweiswahrscheinlichkeit < 1 zu rechnen (MACKENZIE et al. 2002, 2009), was bedeutet, dass eine Art nicht immer nachgewiesen werden kann, obwohl sie an einem Ort vorkommt. Occupancy-Modelle sind eine Möglichkeit, die Nachweiswahrscheinlichkeit getrennt vom Vorkommen (occupancy) zu analysieren. Das Vorkommen von Amphibien an Windwurfgewässern wurde mit Occupancy-Modellen für eine Art und mehrere Saisonen analysiert. Es wurde nur ausgewertet, welche Vertiefungen von Amphibien unabhän-

gig von der Art genutzt wurden. Da Daten aus den Jahren 2012 und 2013 herangezogen wurden, musste das Modell Wiederbesiedelung oder das Erlöschen von Vorkommen zwischen den Jahren berücksichtigen. Für Mehr-Saison-Occupancy Modelle sind vier Parameter nötig: ψ (psi) bezeichnet die Vorkommenswahrscheinlichkeit, γ (gamma) die Kolonisierungswahrscheinlichkeit, ϵ (epsilon) die Auslöschungswahrscheinlichkeit und p bezeichnet die Nachweiswahrscheinlichkeit. Zur Bestimmung von ψ wurden die Covariaten maxFläche (maximale Gewässerfläche), maxTiefe (maximale Gewässertiefe), Fauna und Faunasp (An- oder Abwesenheit sowie Taxazahl von Schwimmkäfern und Wasserläufern, sowie Stechmücken- und Großlibellenlarven), Pred (An- oder Abwesenheit der Prädatoren Großlibellenlarven und Schwimmkäfer) untersucht. Zur Schätzung von p dienten die Covariaten Fläche, Tiefe und Datum (Tag des Jahres). Die anderen Parameter wurden konstant gehalten, da sie für die gegenwärtige Untersuchung nicht von Bedeutung waren. Die Selektion des besten Modells zur Erklärung der Daten erfolgte wieder auf Basis des niedrigsten AIC-Wertes. Zusätzlich wurde Akaike's weight (w_i) zur Abschätzung der Modellwahrscheinlichkeit berechnet, mit dem man beurteilen kann, wie viel besser ein Modell gegenüber einem anderen von den Daten unterstützt wird (BURNHAM & ANDERSON 2002). Alle Analysen wurden mit R 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014) und den Paketen MASS und unmarked (FISKE & CHANDLER 2011) durchgeführt.

Ergebnisse

Amphibienerhebung an Stillgewässern

Die untersuchten Stillgewässer in den Kernzonen waren im Mittel \pm S.E. 159,7 m² \pm 59,3 groß, 71,5 cm \pm 16,3 tief und lagen auf 440 m \pm 17,7 Seehöhe, jene im Wirtschaftswald hatten eine mittlere Fläche von 99,2 m² \pm 28,3, eine mittlere Tiefe von 66,3 cm \pm 6,8 und lagen auf einer mittleren Seehöhe von 430 m \pm 17,7 (Tab. 2), wobei sich die Gewässer in keinem der Parameter statistisch signifikant unterschieden (t-Test bzw. Wilcoxon-Rangsummentest für die Fläche: $p > 0,05$ in allen Fällen). Jedoch wiesen Kernzonengewässer (KZO) im Vergleich zu Wirtschaftswaldgewässern (WW) signifikant mehr Straßen im 1 km-Umkreis auf (Mittel \pm S.E. KZO: 16,8 km \pm 1,0, WW: 13,43 km \pm 1,04, t-Test, $t=2,315$, d.f.=26, $p=0,029$), waren stärker beschattet (KZO: 56,5% \pm 8,8, WW: 31,6 \pm 8,24%, Wilcoxon-Test, $W=141,5$, $p=0,043$) und hatten einen höheren Nitrit- und Ammoniumgehalt (NO₂ KZO: 0,03 mg/l \pm 0,02, WW: 0,003 mg/l \pm 0,002, Wilcoxon-Test, $W=137$, $p=0,029$; NH₄ KZO: 0,1 mg/l \pm 0,02, WW: 0,09 mg/l \pm 0,07, Wilcoxon-Test, $W=143$, $p=0,027$).

Mit Ausnahme der Wechselkröte konnten alle 10 nach CABELA et al. (2001) im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten nachgewiesen werden (Tab. 1),

Tab.2: Untersuchte Amphibiengewässer im Biosphärenpark Wienerwald; Gewässer = Bezeichnung aus Kernzonen-Monitoring (F), bzw. aus WARINGER-LÖSCHENKOHL (2011, G), Lage (Kernzone, KZO oder Wirtschaftswald, WW), sowie Seehöhe, maximale Tiefe, maximale Fläche, Kilometer Straßen im 1 km-Umkreis, Kronenschluss bzw. Schatten, Nitrit und Ammoniumgehalt.

Gewässer	Lage	Höhe [m]	Tiefe [cm]	Fläche [m ²]	Straßen [km]	Schatten [%]	NO ₂ [mg/l]	NH ₄ [mg/l]
F001	KZO	479	20	230	13,54	50	0	0,20
F013	KZO	456	70	28	11,66	80	0	0
F019	KZO	425	150	420	12,45	20	0,02	0,20
F025A	KZO	517	40	50	20,89	40	0,02	0,09
F031	KZO	389	5	2	19,41	20	0,01	0,09
F040	KZO	323	15	14	17,45	80	0,20	0,20
F073	KZO	480	15	36	17,43	30	0	0
F078	KZO	480	110	275	21,48	50	0	0
F097	KZO	643	90	48	13,87	90	0	0,20
F120	KZO	521	30	42	17,21	100	0,10	0,20
F150	KZO	407	100	133	20,76	90	0	0,05
F151	KZO	321	200	738	12,28	5	0,02	0,05
G073	KZO	282	80	60	20,00	80	0,02	0,05
F003	WW	436	80	30	9,08	80	0	0
F018	WW	447	50	375	9,64	10	0,02	0,05
F027	WW	446	90	55	13,20	20	0	0
F034	WW	378	40	276	12,89	50	0	0,20
F043	WW	308	80	242	15,16	30	0	0
F049	WW	414	60	46	10,76	5	0	0,05
F054	WW	523	40	32	7,83	40	0	0
F068	WW	409	80	32	14,37	50	0	1,00
F088	WW	482	60	32	17,76	20	0	0
F113	WW	498	80	9	10,92	0	0	0
F119	WW	519	20	75	13,14	80	0	0
F133	WW	394	100	126	13,44	0	0	0,05
F134	WW	388	90	80	12,06	0	0	0
F139	WW	503	100	57	17,51	0	0,02	0
F152	WW	310	25	21	23,75	90	0	0

wobei maximal 8 im selben Gewässer vorkamen (Tab. 3). Die häufigsten Arten waren Grasfrosch und Bergmolch, die in 24 bzw. 23 der 28 Gewässer nachweisbar waren (Tab. 3). Der Feuersalamander setzt seine Larven bevorzugt in Bäche ab, jedoch waren Feuersalamanderlarven auch in 12 Stillgewässern zu finden. Jeweils nur an einem Gewässer im Wirtschaftswald kamen Laubfrosch und Kleiner Wasserfrosch vor (Abb. 2, Tab. 3). Der Median der Artenzahl war mit 5 im Wirtschaftswald und den Kernzonen gleich, jedoch kamen mit Ausnahme des Springfroschs alle Amphibienarten in einem höheren Anteil der Wirtschaftswald- als der Kernzonengewässer vor (Abb. 2). Die drei Gewässer mit den höchsten Artenzahlen lagen im Wirtschaftswald (Tab. 3).

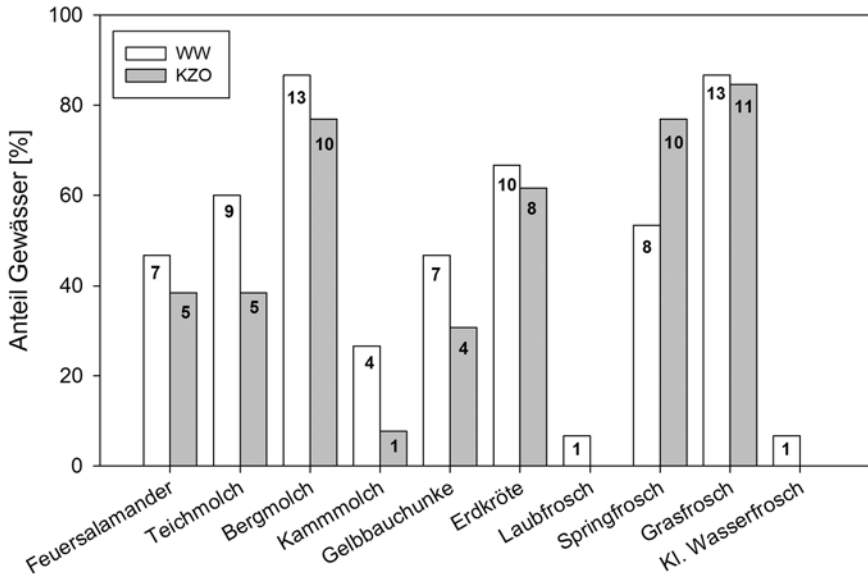


Abb.2: Prozentueller Anteil und Anzahl der von den nachgewiesenen Amphibienarten besiedelten Stillgewässer in Kernzonen (KZO, 13 Gewässer) und im Wirtschaftswald (WW, 15 Gewässer).

Die größten Populationen an den Stillgewässern wies der Grasfrosch mit maximal 334 Laichballen bzw. Weibchen auf (Tab. 3). Gewässer mit Erdkrötennachweis (mittlere Tiefe: $84,7 \text{ cm} \pm 10,3 \text{ S.E.}$) waren signifikant tiefer als jene, wo die Art fehlte (mittlere Tiefe: $39,5 \text{ cm} \pm 8,14$, Wilcoxon-Test, $W=32$, $p=0,005$), und die Populationen waren generell klein (< 20 Laichschnüre). Der Springfrosch kam nur in der Osthälfte des Untersuchungsgebiets vor und lag in Bezug auf die Populationsgrößen zwischen Erdkröte und Grasfrosch (Tab. 3). Die mittlere geographische Länge der 18 Springfroschgewässer lag bei $16,175^\circ$ Ost, jene der übrigen 10 Gewässer bei $16,034^\circ$ Ost (t-Test: $t=-5,159$, d.f. = 26, $p<0,001$). Die Gewässer mit Springfrosch-Nachweis waren schattiger und wiesen mehr Straßen im 1 km-Umkreis auf als jene ohne Springfrosch (Mittel Schatten \pm S.E.: $50\% \pm 7,8$ und $31\% \pm 10,5$; Mittel Straßen \pm S.E.: $16,1 \text{ km} \pm 1,1$ und $13,0 \text{ km} \pm 0,96$), jedoch waren die Unterschiede nicht signifikant (Schatten: Wilcoxon-Test, $W=60$, $p=0,15$; Straßen: t-Test, $t=-1,99$, d.f. = 26, $p=0,057$).

Feuersalamanderlarven an Bächen

In allen 32 Bachabschnitten konnten Larven des Feuersalamanders nachgewiesen werden. Der Median der Larvenanzahl pro 200 m Bachabschnitt lag bei 490 (Variationsbreite: 20-3.385 Larven, Tab. 4) bzw. 3 Larven pro Meter (Variationsbreite: 0,1-17,4 Larven pro Meter). Das beste Erklärungsmodell in Bezug auf den niedrigsten AIC-

Tab. 3: Untersuchungsgewässer, Lage (Kernzone KZO, Wirtschaftswald WW), vorkommende Amphibienarten Ia = Bergmolch, Lv = Teichmolch, Tc = Kammolch, Ss = Feuersalamander, Bv = Gelbbauchunke, Bb = Erdkröte, Ha = Laubfrosch, Rd = Springfrosch, Rt = Grasfrosch, Pl = Kleiner Wasserfrosch und Anzahl der Gelege von Erdkröte (Bb-L), Springfrosch (Rd-L) und Grasfrosch (Rt-L).

Gewässer	Lage	Ss	Lv	Ia	Tc	Bv	Bb	Ha	Rd	Rt	Pl	Arten	Bb-L	Rd-L	Rt-L
F001	KZO	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	6	0	12	7
F013	KZO	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	5	0	0	64
F019	KZO	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	4	4	60	324
F025A	KZO	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	2	8
F031	KZO	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0
F040	KZO	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3	0	4	18
F073	KZO	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	4	1	65	0
F078	KZO	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	5	2	26	5
F097	KZO	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	5	2	0	35
F120	KZO	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	6	20	1	4
F150	KZO	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	6	1	38	14
F151	KZO	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	9	0	334
G073	KZO	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	5	2	7	19
F003	WW	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	7	2	11	83
F018	WW	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3	0	8	41
F027	WW	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	42
F034	WW	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	6	0	28	170
F043	WW	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	8	5	13	27
F049	WW	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	5	3	0	157
F054	WW	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	4	0	0	50
F068	WW	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	5	2	0	56
F088	WW	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	5	1	0	72
F113	WW	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	3	1	0	0
F119	WW	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	5	2	7	12
F133	WW	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	4	11	13	90
F134	WW	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	7	3	19	14
F139	WW	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	5	14	0	77
F152	WW	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	4	0	17	0
Summe Gewässer:		12	14	23	5	11	18	1	18	24	1				

Wert erklärte 39% der gesamten Varianz. Die Bachbreite und der Anteil an Schotter oder Kies im Bachbett hatten einen signifikant positiven Einfluss auf die Anzahl der gesichteten Larven (Abb. 3). Auch die Leitfähigkeit und der Kronenschluss hatten einen positiven Einfluss (nur Leitfähigkeit signifikant), während die Seehöhe des Baches und der Uferwinkel einen negativen Effekt (nur Uferwinkel signifikant) auf die Salamanderlarvenanzahl hatte. Wirtschaftswald als Faktor beeinflusste die Larvenzahl schwach negativ.

Amphibien in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald

465

Tab. 4: Sechzehn Bachabschnittspaare in Kernzonen (K) und Wirtschaftswald (W), Anzahl der Feuersalamanderlarven, Bachabschnittslänge, Seehöhe, Höhendifferenz, maximale Bachbreite und -tiefe, maximaler Uferwinkel, Anzahl der einmündenden Bäche (AZB), Anzahl der Becken mit geringer Strömung, Schotteranteil am Bodengrund, Anteil der geschlossenen Baumkrone, Leitfähigkeit, Wassertemperatur.

Bach	Larven	Länge [m]	Höhe [m]	Hdiff [m]	Breite [cm]	Tiefe [cm]	Ufer [°]	AZB	Becken	Schotter	Krone	LF [μ S/cm]	Temp [°C]
S01K	246	245	279	11	130	35	68	0	62	0,80	0,50	514	14,0
S01W	492	268	288	22	130	30	65	1	68	0,95	0,80	550	13,1
S02K	925	206	345	20	230	24	50	0	75	0,80	0,90	540	10,9
S02W	1.102	257	320	16	150	19	40	1	57	1,00	0,60	750	13,5
S03K	412	196	324	32	130	28	62	0	63	0,60	0,80	591	10,1
S03W	245	210	273	21	230	18	50	1	89	0,40	0,90	548	11,6
S04K	383	218	307	59	160	15	65	1	54	1,00	0,80	412	11,7
S04W	466	164	270	16	270	22	60	1	68	1,00	0,80	503	11,7
S05K	482	188	315	19	160	10	58	0	39	0,90	1,00	473	10,6
S05W	257	176	285	12	230	25	50	0	39	0,90	0,00	476	11,4
S06K	1.059	163	333	21	420	19	40	0	59	0,20	0,70	618	11,2
S06W	890	197	335	21	170	19	50	1	25	0,20	1,00	811	11,1
S07K	3.385	195	287	8	250	14	40	1	58	1,00	1,00	790	10,0
S07W	1.001	200	392	23	240	34	47	1	75	0,80	0,40	553	9,8
S08K	509	191	565	59	190	21	50	0	67	0,80	1,00	373	9,0
S08W	69	218	518	14	290	39	52	2	65	0,95	0,85	392	10,0
S09K	223	233	516	27	180	28	45	0	79	0,90	1,00	322	10,4
S09W	487	191	553	21	210	28	49	0	68	0,90	0,95	367	11,2
S10K	2.114	245	374	11	230	23	65	0	83	1,00	1,00	600	8,2
S10W	780	205	386	32	270	18	52	1	99	0,90	0,85	448	7,7
S11K	517	184	403	9	250	28	56	0	63	0,80	0,80	494	7,6
S11W	1.014	218	400	21	220	23	55	0	84	1,00	1,00	440	7,8
S12K	48	201	383	22	170	21	58	1	71	0,80	1,00	169	10,6
S12W	20	205	286	23	170	50	60	1	71	1,00	0,50	694	11,6
S13K	47	111	450	63	100	8	38	0	43	0,50	1,00	593	9,6
S13W	91	197	420	21	140	21	42	0	43	0,60	0,70	461	9,4
S14K	492	287	299	21	300	40	62	0	85	0,50	0,90	581	11,4
S14W	506	179	320	20	240	28	55	2	61	0,80	0,85	548	10,1
S15K	625	233	335	27	220	20	55	0	91	0,40	0,80	1.242	10,6
S15W	165	203	388	20	140	20	55	0	70	0,60	0,90	1.324	10,1
S16K	1.660	256	295	8	260	38	57	1	58	0,90	0,80	685	11,2
S16W	490	211	292	9	350	27	45	0	46	0,50	0,80	366	11,7

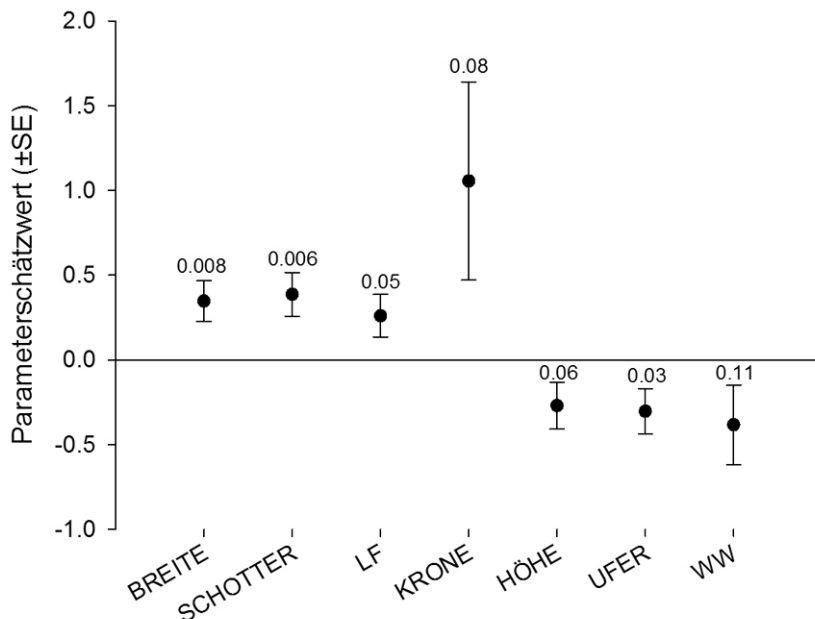


Abb.3: Parameterschätzwerte, Standardfehler und p-Werte der im besten Modell verbliebenen Habitatparameter zur Erklärung der Anzahl von Feuersalamanderlarven in Bächen, BREITE = max. Bachbreite, SCHOTTER = Anteil Schotter im Bachbett, LF = elektrische Leitfähigkeit des Wassers, KRONE = Anteil des geschlossenen Kronendachs über dem Bach, HÖHE = Seehöhe des Bachs, UFER = max. Uferwinkel, WW = Wirtschaftswald (für Details: siehe Methoden).

Amphibien in einer Windwurflläche

Die Anzahl der Gewässer, an denen während eines Termins Amphibien zu finden waren, war klein und schwankte zwischen 3 und 12 (4,6% und 18,4% aller Windwurftrichter). Im Untersuchungsjahr 2013, das im Vergleich zu 2012 regenreicher war (siehe Tab. 6 und 7 in DROZDOWSKI et al. 2014), konnten insgesamt an 15 Trichtern (23%) Amphibien gefunden werden, wobei Gelbbauchunken an 4, Bergmolche, Laichballen des Springfroschs und Grasfrösche an 5 dieser Trichter angetroffen wurden. Im April 2013 hatten 28 der 65 Trichter einen Wasserstand von mehr als 10 cm, beim zweiten Besuch im Mai waren es nur noch 13 Trichter. Das beste Modell zur Erklärung des Amphibienvorkommens enthielt die Parameter Datum des Besuchs (Tag des Jahres) und Wassertiefe (Tiefe) für die Nachweiswahrscheinlichkeit und Begleitfauna (Fauna) und maximale Fläche für die Vorkommenswahrscheinlichkeit (Tab. 5). Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Amphibien war signifikant positiv von der maximalen Fläche des Wasserkörpers im Trichter und leicht negativ von der Anwesenheit von Begleitfauna beeinflusst (Tab. 6). Der Nachweis von

Tab.5: Ergebnis der Modellselektion für Amphibienvorkommen (Occupancy) an 65 Windwurftrichtern in der Kernzone Mauerbach in den Jahren 2012 und 2013; ψ = Vorkommenswahrscheinlichkeit, γ = Kolonisierungen zwischen den Jahren, ε = Auslöschungen zwischen den Jahren, p = Nachweiswahrscheinlichkeit, K = Anzahl der Parameter im Modell, w_i = Akaike's weight.

Modell	K	AIC	Δ AIC	w_i
ψ (Fauna + maxFläche) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe)	8	176,6	0,00	0,480
ψ (Faunasp + maxTiefe + maxFläche) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe)	9	178,1	1,51	0,230
ψ (maxFläche) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe)	7	178,4	1,84	0,190
ψ (Pred + maxTiefe + maxFläche) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe)	9	179,7	3,09	0,100
ψ (.) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe)	6	188,6	11,97	0,001
ψ (.) γ (.) ε (.) p (Tag + Tiefe + Fläche)	7	190,5	13,87	0,000
ψ (.) γ (.) ε (.) p (.)	4	218,6	42,00	0,000

Tab.6: Parameterschätzwerte und Standardfehler aller Prädiktorvariablen des besten Modells (s. Tab.5) zur Erklärung von Amphibienvorkommen an 65 Windwurftrichtern in der Kernzone Mauerbach in den Jahren 2012 u. 2013, Wald-Z-Statistik für den Vergleich von Windwurftrichtern mit und ohne Amphibienvorkommen bzw. -nachweis.

Parameter	Schätzwert	SE	Wald Z	p
Vorkommen ψ				
Schnittpunkt	-3,12	1,02	-3,06	0,002
Fauna	-2,94	1,85	-1,58	0,113
max. Fläche	1,01	0,41	2,47	0,014
Kolonisierung γ				
	-0,14	0,59	-0,23	0,819
Auslöschung ε				
	-8,19	32,90	-0,25	0,803
Nachweis p				
Schnittpunkt	1,01	1,16	0,87	0,383
Tag	-0,03	0,01	-3,37	>0,001
Tiefe	0,15	0,03	4,93	>0,001

Amphibien war am Beginn der Saison und bei großer Wassertiefe höher (Tab. 6). Die Wahrscheinlichkeit des besten Modells ist jedoch nicht sehr hoch ($w_i=0,48$), denn auch die zwei nächstgereihten Modelle wurden noch relativ gut von den Daten unterstützt.

Diskussion

Amphibien an Stillgewässern

Die Gewässer in Kernzonen unterschieden sich von jenen im Wirtschaftswald durch höhere Nitrit- und Ammoniumwerte. Erhöhte Ammoniumwerte können auf eine Belastung mit organischen Abwässern hindeuten oder – im gegenwärtigen Fall wahrscheinlicher – aus dem Abbau organischer Reste stammen (SCHWOERBEL 1987). Die stärkere Beschattung der untersuchten Gewässer in den

Kernzonen im Vergleich zu den untersuchten Gewässern in Wirtschaftswäldern deutet darauf hin, dass erstere mehrheitlich in geschlossenen Waldbereichen lagen. Liegt ein Gewässer unter einer geschlossenen Baumkrone, können sich Falllaub oder Totholz leicht darin ansammeln und die Abbauprozesse des sich bildenden Detritus sind die wahrscheinlichste Erklärung für erhöhte Ammonium- und Nitritwerte. Tatsächlich waren 7 der 13 Gewässer in Kernzonen aber nur 3 der 15 Gewässer im Wirtschaftswald von einer z. T. bis zur Wasseroberfläche reichenden Falllaubsschicht gekennzeichnet. Die Anhäufung organischen Materials nimmt auch mit dem Alter eines Gewässers zu, was auf vergleichsweise junge Gewässer in den Wirtschaftswaldbereichen hindeuten könnte. Nitrit ist in der Regel nur kurzzeitig als Zwischenstufe während des Abbauprozesses von Ammonium zu Nitrat vorhanden und kann bei Amphibienlarven zu Störungen in der Nahrungsaufnahme, dem Aktivitätsniveau und der Metamorphose führen (MARCO & BLAUSTEIN 1999, MARCO et al. 1999). Die Nitritwerte können zeitlich schwanken und eine Einzelmessung lässt keine weiteren Schlüsse auf die Folgen für vorkommende Amphibien zu. Da Ammonium von Bakterien unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrit bzw. Nitrat oxidiert wird, kann es in Folge zu einer Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer kommen (SCHWOERBEL 1987), was ungünstige Bedingungen für Amphibienlarven zur Folge haben kann (SZTATECSNY et al. 2004).

Die größere Dichte an öffentlichen Straßen und Forststraßen im Umkreis der Kernzonengewässer deutet auf erhöhte menschliche Aktivität und Nähe zu Siedlungsgebieten hin. Tatsächlich liegen die meisten Kernzonengewässer in der Osthälfte des Untersuchungsgebietes und damit näher zu Wien und den größeren Siedlungen in der Umgebung von Wien. Das Verteilungsmuster der Untersuchungsgewässer ergab sich aus der geringen Anzahl bekannter Stillgewässer in den Kernzonen und der Notwendigkeit all diese Gewässer zu untersuchen. Die Lage der Kernzonengewässer war folglich vorgegeben und die Gewässer im Wirtschaftswald mussten eine Mindestentfernung von 2 km von anderen Gewässern und Kernzonenaußengrenzen aufweisen, wodurch sich ihre Lage im dünner besiedelten Westen des Untersuchungsgebietes ergab.

Mit Ausnahme des Springfroschs kamen alle Amphibienarten an einem größeren Anteil der Gewässer im Wirtschaftswald als in den Kernzonen vor. Mehrere Studien haben gezeigt, dass besonnte Amphibiengewässer, wie sie im Wirtschaftswald häufig waren, produktiver sind und größere Populationen mit höherer Artendiversität beherbergen als stark beschattete Waldgewässer (SKELLY et al. 2002, 2005, SZTATECSNY et al. 2004). Es konnte auch gezeigt werden, dass Managementmaßnahmen, die zu mehr Besonnung führen, die Amphibiendiversität an Gewässern steigern können (SKELLY et al. 2013). Da das Ziel der Kernzonen jedoch der Prozessschutz ist und sie im Zuge des Auswahlverfahrens vor allem in älteren und möglichst geschlossenen Waldbeständen

eingerrichtet wurden, ist die aktuell stärkere Beschattung von Kernzonengewässern eine logische Konsequenz.

Die Häufung der Kernzonengewässer am Ostrand des Untersuchungsgebietes überschneidet sich mit dem Hauptverbreitungsgebiet des Springfroschs im Wienerwald, der niedere und vermutlich wärmere Bereiche bevorzugt (KOLLAR 1990, CABELA et al. 2001). Da sich Springfroschgewässer nicht in Bezug auf die Beschattung oder die Straßlänge im Umkreis von den übrigen Gewässern unterschieden, dürfte die scheinbare Bevorzugung von Kernzonengewässern z.T. eine Folge der methodischen Vorgaben bei der Gewässerauswahl sein. Umgekehrt kamen die durch die FFH-Richtlinie als besonders schützenswert eingestuften Arten Gelbbauchunke und Alpenkammolch (Tab. 1) mehrheitlich im Westen und im Zentrum des Untersuchungsgebiets vor und sind in den Kernzonengewässern vermutlich unterrepräsentiert. Laubfrosch und Kleiner Wasserfrosch, die in der Österreichischen Roten Liste als „Vulnerable“ eingestuft sind (Tab. 1), waren auf je ein Gewässer im Wirtschaftswald beschränkt. Beide Arten benötigen sonnige Laichgewässer und die am stärksten besonnenen Stillgewässer lagen in Schlagflächen im Wirtschaftswald.

Erstaunlich war das Vorkommen von Feuersalamanderlarven in fast der Hälfte der Stillgewässer trotz der Häufigkeit von Quellbächen. Es ist denkbar, dass Feuersalamanderweibchen beide Gewässertypen nutzen und ihre Larven mit den sehr unterschiedlichen ökologischen Bedingungen von Still- und Fließgewässern zurechtkommen. Es gibt jedoch Hinweise aus dem Westen Deutschlands, dass Weibchen ihre Larven nur in einen Gewässertyp entlassen und sich die Entwicklung von Still- und Fließgewässerlarven unterscheidet (WEITERE et al. 2004, STEINFARTZ et al. 2007). Die Fortpflanzung in Stillgewässern scheint Folge eines relativ rezenten Anpassungsprozesses zu sein, der aber in einer Population nahe Bonn bereits zu einer genetischen Differenzierung geführt hat und als erster Schritt einer sympatrischen Artbildung gedeutet wird (STEINFARTZ et al. 2007).

Trotz der eingeschränkten Zahl an Kernzonengewässern und deren Häufung am Ostrand des Wienerwalds verdeutlichen die Ergebnisse des gegenwärtigen Monitorings, dass sich besonnte Gewässer mit geringer Stickstoffbelastung und Straßendichte in der Umgebung günstig auf die vorkommenden Amphibien auswirken. Da in Kernzonen keine natürliche Neubildung von Gewässern zu erwarten ist, wären Managementmaßnahmen wie Baumrückschnitt und Entfernung von Detritus an Gewässern außerhalb der Kernzonen zur Erhaltung und Verbesserung der Amphibienpopulationen im Wienerwald wünschenswert. Auch der Rückbau von Forststraßen in den Kernzonen kann eine sinnvolle Maßnahme sein, da selbst unbefestigte Straßen ein Wanderhindernis für Amphibien bedeuten können (SCHABETSBERGER et al. 2004, SEMLITSCH et al. 2007).

Feuersalamanderlarven an Bächen

Die Anzahl der Feuersalamanderlarven in den Bächen schwankte zwar enorm, aber eine Maximalanzahl von über 3.300 Larven und sechs weitere 200 m Bachabschnitte mit über 1.000 Larven zeugen von gebietsweise großen Dichten. Die Anzahl der gefundenen Feuersalamanderlarven war am stärksten vom Anteil des Schotters am Bachgrund und von der maximalen Bachbreite beeinflusst. Dieses Ergebnis bedeutet mit hoher Sicherheit keine Bevorzugung breiter, steiniger Bäche, sondern ist das Resultat der besseren Sichtbarkeit der Larven (hohe Nachweiswahrscheinlichkeit) in solchen Bächen. Viele Bäche waren voller Laub, in dem sich die Larven sehr gut verstecken konnten. Während in den oft 50 cm tiefen, laubgefüllten Bachabschnitten die Larvenzahl vermutlich unterschätzt wurde, war in flachen, breiten Bächen mit hellem Schottergrund nahezu jede Larve sichtbar, da sich Feuersalamanderlarven kaum im Lückensystem verstecken können (THIESMEIER 2004). Der negative Einfluss des Uferböschungswinkels auf die Larvenzahl könnte zwei Ursachen haben: Zum einen erschwert ein steiles Ufer die Erreichbarkeit des Baches für die Feuersalamander, zum anderen rutscht über steile Ufer viel Laub in das Bachbett, was die Larvensichtbarkeit verringert. Die Seehöhe korreliert stark negativ mit der Jänner-Durchschnittstemperatur, ein klimatischer Faktor, der das Vorkommen von Feuersalamandern beeinflussen kann (WERNER et al. 2013). Der positive Einfluss der Leitfähigkeit kann ein Hinweis auf bessere Nährstoffversorgung in den Bächen mit hoher Larvenzahl sein und ein geschlossenes Kronendach hat einen günstigen Einfluss auf die mikroklimatischen Bedingungen im Bach (FICETOLA et al. 2009, 2010). Erstaunlicherweise waren selbst in Bachabschnitten, die durch großflächige Schlagflächen flossen, Feuersalamanderlarven zu finden. Veränderungen im Lebensraum, wie z. B. durch Holznutzung, führen durch die Langlebigkeit von Feuersalamandern (Höchstalter je nach Population bis zu 20 Jahren, THIESMEIER 2004) vermutlich erst nach Jahren durch verminderte Nachkommenschaft zur Abnahme der Populationsgröße (SCHMIDT et al. 2005). So hatte die Lage eines Bachabschnitts im Wirtschaftswald zwar einen leicht negativen Effekt, aber dieser war statistisch (noch) nicht signifikant. Andere Studien haben aber auch gezeigt, dass Feuersalamander in stark vom Menschen geprägten Landschaften, wie Gärten und Parkanlagen, Obstplantagen oder Weingärten, längerfristig überleben können (REBELO & LECLAIR 2003, THIESMEIER 2004, TANADINI et al. 2012). Ein unberücksichtigter Faktor, der auch die Anzahl von Feuersalamanderlarven bestimmen kann, ist das zeitliche Abflussregime der Wienerwaldbäche (WARINGER & WARINGER 2006). Da jedoch zu jedem Kernzonenbach immer der nächstgelegene Wirtschaftswaldbach mit gleicher Flussrichtung ausgewählt wurde, ist zu erwarten, dass die Bachpaare vergleichbare Bedingungen aufweisen und der Effekt des Abflussregimes gering war. Auch ein Einfluss auf die

Ergebnisse durch die Starkregenereignisse Anfang Juni 2013, die vermutlich zu einer Verringerung der Larvenanzahl durch Hochwasser und Larvendrift in den noch nicht bearbeiteten vier Bachpaaren geführt hatten, konnte durch die paarweise Methodik vermieden werden.

Amphibien in Windwurfflächen

In Windwürfen bilden sich häufig durch umgestürzte Bäume, die mit größeren Substratmengen ent wurzelt werden, Vertiefungen oder Trichter, die sich immer wieder mit Wasser füllen. Solche Trichter könnten sich auf natürlichem Wege bildende Amphibiengewässer darstellen, wie sie sonst im Wienerwald selten sind. Eine Untersuchung von Amphibienvorkommen an 65 Windwurftrichtern hat jedoch gezeigt, dass viele der Gewässer nur über einige Wochen wassergefüllt blieben. Amphibien konnten zwar an etwa einem Viertel der Trichter nachgewiesen werden, doch trockneten die Gewässer zu schnell aus, um den mit wenigen Individuen vorkommenden Bergmolchen, Gelbbauchunken, Spring- und Grasfröschen eine Fortpflanzung zu ermöglichen. Mit der Zeit fällt auch immer mehr des an den Wurzeln des umgestürzten Baumes haftenden Substrats in die Trichter und füllt diese wieder auf, sodass die Gewässer noch schneller trocken fallen. Der negative Einfluss der Begleitfauna auf das Vorkommen von Amphibien kann ein Hinweis auf Raubdruck durch Libellen und Schwimmkäfer sein. Überraschenderweise ergab die getrennte Analyse von Prädatoren nur das viertbeste Modell (Tab.5), jedoch könnten Libellenlarven und Schwimmkäfer im trüben Wasser leicht übersehen und ihre Häufigkeit unterschätzt worden sein.

Da die Zahl natürlicher Tümpel im Wienerwald gering zu sein scheint, stellt sich die Frage nach den ursprünglichen Vorkommen von Amphibien. Die gegenwärtige Studie konnte keine bedeutende Rolle von Windwurftrichtern als Amphibienlaichgewässer feststellen. Wildschweinsuhlen waren nicht Teil der Untersuchung, werden aber vor allem von Geldbauchunken als Laichgewässer genutzt (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). So ist zu vermuten, dass der Großteil der Amphibienarten ursprünglich in Überschwemmungsflächen und Auen der Fließgewässer des Wienerwaldes vorkam, die es heute durch weitreichende menschliche Eingriffe, wie Flussregulierungen und Verbauung, kaum noch gibt.

Danksagung

Wir danken der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH für die Bereitstellung von Daten. Träger des Projektes war die Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Das Projekt wurde finanziert aus Eigenmitteln der Biosphärenpark Wiener-

wald Management GmbH sowie mit Unterstützung von Bund, Ländern Niederösterreich & Wien und der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013 (ELER). Finanzielle Unterstützung erfolgte außerdem von Seiten der Niederösterreichischen Landesregierung – Abteilung Raumordnung und Regionalpolitik (RU2), der Magistratsabteilung 49 – Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien (MA49) sowie der Österreichischen Bundesforste AG. Großer Dank gebührt zahlreichen Helfern für die Erhebung von Daten im Freiland sowie den Grundbesitzern der Wirtschaftswälder für die Zutrittsgenehmigung zu ihrem Grundbesitz. Wir bedanken uns auch bei M. Kropik und H. Zechmeister für wertvolle Kommentare zum Manuskript.

Literatur

- BAILEY, L. L., HINES, J. E., NICHOLS, J. D., MACKENZIE, D. I. (2007): Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: Examples and software. – *Ecological Applications* 17: 281-290
- BAUMGARTNER, N., WARINGER, A., WARINGER, J. (1999): Hydraulic microdistribution patterns of larval fire salamanders (*Salamandra salamandra salamandra*) in the Weidlingbach near Vienna, Austria. – *Freshwater Biology* 41: 31-41
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. (2002): Model selection and inference, a practical information-theoretic approach. – Springer: New York, 488 pp.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H., TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. – Umweltbundesamt: Wien, 880 pp.
- CUSHMAN, S. A. (2006): Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. – *Biological Conservation* 128: 231-240
- DROZDOWSKI, I., STAUDINGER, M., BRENNER, H., MRKVICKA, A. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald - Einführung und Methodik – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 25: 89-136
- FICETOLA, G. F., MARZIALI, L., ROSSARO, B., DE BERNARDI, F., PADOA-SCHIOPPA, E. (2010): Landscapestream interactions and habitat conservation for amphibians. – *Ecological Applications* 21: 1272-1282
- FICETOLA, G. F., PADOA-SCHIOPPA, E., DE BERNARDI, F. (2009): Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. – *Conservation Biology* 23: 114-123
- FISKE, I. & CHANDLER, R. (2011): unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. – *Journal of Statistical Software* 43: 1-23
- GOLLMANN, B. & GOLLMANN, G. (2002): Die Gelbbauchunke: von der Suhle zur Radspur. – Laurenti Verlag: Bielefeld, 135 pp.
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). – In: K. P. Zulka (Hrsg.), Band 14/2: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere, 37-60, Böhlau Verlag: Wien
- HEUSSER, H. (1958): Über die Beziehung der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichgewässer I. – *Behaviour* 12: 208-232
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J. W. (2000): Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. – *Journal of Zoology* 251: 297-306

- KOLLAR, R. (1990): Springfrosch. – In: F. Tiedemann (Hrsg.), Lurche und Kriechtiere Wiens, 93-97, J & V Edition Wien VerlagsgesmbH: Wien, 200 pp.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., LACHMAN, G. B., DROEGE, S., ROYLE, J. A., LANGTIMM, C. A. (2002): Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. – *Ecology* 83: 2248-2255
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., ROYLE, J. A., POLLOCK, K. H., HINES, J. E., BAILEY, L. L. (2005): Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier: San Diego, USA, 314 pp.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., SEAMANS, M. E., GUTIERREZ, R. J. (2009): Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. – *Ecology* 90: 823-835
- MANENTI, R., FICETOLA, G. F., DE BERNARDI, F. (2009): Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. – *Amphibia-Reptilia* 30: 7-15
- MARCO, A. & BLAUSTEIN, A. R. (1999): The effects of nitrite on behavior and metamorphosis in cascades frogs (*Rana cascadae*). – *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 946-949
- MARCO, A., QUILCHANO, C., BLAUSTEIN, A. R. (1999): Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2836-2839
- MARGULES, C. R. & PRESSEY, R. L. (2000): Systematic conservation planning. – *Nature* 405: 243-253
- NÖLLERT, A. & NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. – Franckh-Kosmos Verlag: Stuttgart, 382 pp.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2013): QGIS Geographic Information System. – Open Source Geospatial Foundation Project <http://qgis.osgeo.org>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for statistical computing: Vienna, Austria
- REBELO, R. & LECLAIR, M. H. (2003): Site tenacity in the terrestrial salamandrid *Salamandra salamandra*. – *Journal of Herpetology* 37: 440-445
- SCHABETSBERGER, R., JEHL, R., MALETZKY, A., PESTA, J., SZTATECSNY, M. (2004): Delineation of terrestrial reserves for amphibians: post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. – *Biological Conservation* 117: 95-104
- SCHMIDT, B. R., FELDMANN R., SCHAUB, M. (2005): Demographic processes underlying population growth and decline in *Salamandra salamandra*. – *Conservation Biology* 19: 1149-1156
- SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, 269 pp.
- SEMLITSCH, R. D., RYAN, T. J., RAMED, K., CHATFIELD, M., DREHMAN, B., PEKAREK, N., SPATH, M., WATLAND, A. (2007): Salamander abundance along road edges and within abandoned logging roads in Appalachian forests. – *Conservation Biology* 21: 159-167
- SKELLY, D. K., BOLDEN, S. R., FREIDENBURG, L. K. (2013): Experimental canopy removal enhances diversity of vernal pond amphibians. – *Ecological Applications* 24: 340-345
- SKELLY, D. K., FREIDENBURG, L. K., KIESECKER, J. M. (2002): Forest canopy and the performance of larval amphibians. – *Ecology* 83: 983-992
- SKELLY, D. K., HALVERSON, M. A., FREIDENBURG, L. K., URBAN, M. C. (2005): Canopy closure and amphibian diversity in forested wetlands. – *Wetlands Ecology and Management* 13: 261-268
- STEINFARTZ, S., WEITERE, M., TAUTZ, D. (2007): Tracing the first step to speciation: ecological and genetic differentiation of a salamander population in a small forest. – *Molecular Ecology* 16: 4550-4561
- STUART, S. N., CHANSON, J. S., COX, N. A., YOUNG, B. E., RODRIGUES, A. S. L., FISCHMAN, D. L., WALLER, R. W. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. – *Science* 306: 1783-1786

474 Marc Sztatecsny, Günter Gollmann, Christoph Leeb, Daniel Philippi

- SZTATECSNY, M. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen in Niederösterreich und Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen in Wien. – Projektteil Amphibien, Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH, 81 pp.
- SZTATECSNY, M., JEHLE, R., SCHMIDT, B. R., ARNTZEN, J. W. (2004): The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*) as a function of habitat determinants: An a priori model selection approach. – Herpetological Journal 14: 89-97
- SZTATECSNY, M. & SCHABETSBERGER, R. (2005): Into thin air: vertical migration, body condition, and quality of terrestrial habitats of alpine common toads, *Bufo bufo*. – Canadian Journal of Zoology 83: 788-796
- TANADINI, M., SCHMIDT, B. R., MEIER, P., PELLET, J., PERRIN, N. (2012): Maintenance of biodiversity in vineyard-dominated landscapes: a case study on larval salamanders. – Animal Conservation 15: 136-141
- THIESMEIER, B. (2004): Der Feuersalamander. – Laurenti Verlag: Bielefeld, 192 pp.
- THIESMEIER, B. & GÜNTHER, R. (1996): Feuersalamander - *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). – In: R. Günther (Hrsg), Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 82–104, G. Fischer Verlag: Stuttgart
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (2011): Grundlagenhebung für die Erfassung der Biodiversität in den Kernzonen NÖ. – Methodenoptimierung Zoologie, Pilotstudie Amphibien, Biosphärenpark Wienerwald
- WARINGER, J. & WARINGER, A. (2006): Illustrating catchment-reach coupling: the effect of discharge type on the distribution of larval fire salamanders. – Large Rivers 16: 689-702
- WEITERE, M., TAUTZ, D., NEUMANN, D., STEINFARTZ, S. (2004): Adaptive divergence vs. environmental plasticity: tracing local genetic adaptation of metamorphosis traits in salamanders. – Molecular Ecology 13: 1665-1677
- WERNER, P., LÖTTERS, S., SCHMIDT, B. R., ENGLER, J. O., RÖDDER, D. (2013): The role of climate for the range limits of parapatric European land salamanders. – Ecography 36: 1127-1137

Anschrift der Verfasser

Marc Sztatecsny (marc.sztatecsny@univie.ac.at), Universität Wien, Department für Integrative Zoologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien,

Günter Gollmann (guenter.gollmann@univie.ac.at), Universität Wien, Department für Theoretische Biologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien,

Christoph Leeb (christophleeb@gmx.at), Universität Wien, Department für Integrative Zoologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien,

Daniel Philippi (daniel.philippi@univie.ac.at), Universität Wien, SSC Lebenswissenschaften, Althanstraße 14, A-1090 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [25](#)

Autor(en)/Author(s): Sztatecsny Marc, Gollmann Günter, Leeb C., Philippi Daniel

Artikel/Article: [Aus Tümpel, Teich und Bach: Vorkommen und Verbreitung von Amphibien in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald 453-474](#)