

Analyse der Kleingewässer sowie der Vorkommen und Reproduktion von Amphibien im Hospital- und Stadtwald von Freiberg im Trockenjahr 2018

Analysis of small water bodies and the occurrence and reproduction of amphibians in the Hospital- and Stadtwald of Freiberg during the dry year 2018

Tina Opitz, Roland Achtziger, Holger Lueg

Zusammenfassung: In dieser Arbeit wurden Gewässer und Amphibien im Hospitalwald und einem Teil des Stadtwaldes von Freiberg (Sachsen) im Trockenjahr 2018 untersucht. Die Gewässer befanden sich mehrheitlich auf Stauwasserböden mit zahlreichen Quellaustritten. In den 1970er bzw. 1980er Jahren erfolgten durch den großflächigen Ausbau von Entwässerungsgräben und Bachbegradigungen gravierende Einschnitte in den Wasserhaushalt. Nach 1990 wurden Wege befestigt und erneut Gräben vertieft. Neben einer Naturwaldzelle mit Buchen war die Fichte die dominante Baumart. Im Rahmen einer flächenhaften Kartierung wurden 77 meist temporäre Klein- und Kleinstgewässer als potenzielle Amphibienlaichgewässer erfasst, 52 davon waren bis dahin nicht bekannt. Neben ausgewählten Gewässerparametern wie Gewässertyp, Entstehungstyp, Flächengröße, Gewässertiefe, Dauer der Wasserführung und Herkunft des Wassers wurde das Vorkommen von Amphibien mithilfe einer Kombination verschiedener Methoden (u. a. Laichballenzählung, Verhören und Sichtbeobachtungen, Kescher- und Reusenfänge) qualitativ bzw. (halb-)quantitativ erfasst. In 29 Gewässern kamen Amphibien mit Reproduktionshinweisen vor. In dem extrem trockenen und warmen Untersuchungsjahr 2018 waren jeweils etwa 30 % der Kleingewässer bereits bis Ende Mai bzw. bis Ende Juni ausgetrocknet. Die ausdauerndste Wasserführung zeigten tiefere, größere und von Grund- oder Bachwasser gespeiste Gewässer. Die Dauer der Wasserführung erwies sich auch als der wichtigste Parameter für eine erfolgreiche Reproduktion der Amphibien: Während Kammmolch, Erdkröte und Teichfrosch ausschließlich und der Teichmolch zum Großteil in den wenigen größeren Standgewässern reproduzierten, kam der Grasfrosch in allen Haupttypen von Gewässern vor. Der Bergmolch präferierte Kleinstgewässer und war damit besonders stark vom Trockenfallen betroffen, weshalb in der Hälfte der Bergmolch-Gewässer keine Reproduktion erfolgte. Den bedeutendsten Eingriff für die Amphibienfauna stellt(e) die Entwässerung des Waldstandortes dar. Dadurch sind zahlreiche temporäre Klein- und Kleinstgewässer verschwunden bzw. anfälliger gegenüber dem Austrocknen geworden. Durch den Ausbau der Wege sind Sekundärgewässer wie Wagenspuren verschüttet worden. Eine hohe Kleinstgewässerdichte, wie sie der Bergmolch als Charakterart bräuchte, ist nicht mehr vorhanden. Der Bestand dieser Art ist mittlerweile so ausgedünnt und individuell schwach, dass Sofortmaßnahmen wie die Anlage tieferer Gewässer neben den genutzten Lachen für den Fortbestand der Art kurzfristig notwendig sind. Langfristig bietet der Waldumbau von den Fichtenmonokulturen zu Laubmischwäldern die Chance, die Entwässerungsgräben zurückzubauen und Quellsümpfe und Bäche zu renaturieren. Damit kann die Grundlage für die Entstehung von Primärgewässern wie Wurzeltellern und Wildschweinsuhlen in Quellsümpfen sowie langsam fließenden Bachabschnitten geschaffen werden, in denen Bergmolch und Grasfrosch reproduzieren können.

Schlüsselwörter/Keywords: Kleingewässer, Amphibien, Wald, Trockenheit; small water bodies, amphibians, forest, drought, *Rana temporaria*, *Ichthyosaura alpestris*, *Bufo bufo*, *Pelophylax* kl. *esculentus*, *Triturus cristatus*, *Lissotriton vulgaris*

1. Einleitung

Amphibien benötigen aufgrund ihrer speziellen Entwicklung sowohl einen Gewässerlebensraum (Laichgewässer) als auch einen Land- oder Sommerlebensraum (Günther 2009), wobei beide gut miteinander vernetzt sein sollten. Im Frühjahr finden sich die Tiere zu Laichgemeinschaften in den Gewässern zusammen. Die Larven leben nach dem Schlupf bis zur Metamorphose im Sommer im Gewässer. Auch die adulten Tiere der Molcharten bleiben bis zum Sommer im Laichgewässer. Danach wandern sie in den Sommerlebensraum an Land. Während im Offenland durch die Intensivierung der Landwirtschaft sowohl die Qualität als auch die Fläche der Land-

lebensräume immer weiter abnimmt (Zöphel & Steffens 2002), sind diese im Wald oftmals noch weitgehend intakt (Fritz 2007). Zudem sind dort häufig mehr Klein- und Kleinstgewässer vorhanden, die deutlich besser vernetzt sind. Allerdings führte und führt die Beseitigung von Gewässern durch Meliorationsmaßnahmen im Wald (Entwässerung) zu einem Rückgang der Bestände vieler Amphibienarten (Zöphel & Steffens 2002).

Die Erfassung der vielen kleinen, oft nur periodisch vorhandenen Gewässer im Wald ist sehr aufwändig. Außerdem sind in kleinen Gewässern weder große Populationen noch große Artenzahlen zu erwarten (Glandt 2006). Deshalb wurden die Amphibienbestände in Wäldern bisher nicht oder nur unzureichend systematisch erfasst (Zöphel & Steffens 2002). Mit der Erkenntnis, dass sich zum Beispiel der Bergmolch im Raum Freiberg aus dem Offenland zurückgezogen hat (Saathoff 2016), begann mit den Arbeiten von Knitter (2016, unpubl.) und Röder & Rumberg (2017, unpubl.) die exemplarische Untersuchung sämtlicher potenzieller Laichgewässer in Wäldern des Freiburger Raums.

Die vorliegende Arbeit, die auf eine Bachelorarbeit im Studiengang Geoökologie an der TU Bergakademie Freiberg zurückgeht (Opitz 2019, unpubl.), hatte zum Ziel, durch eine flächendeckende Kartierung der Gewässer im Hospitalwald und in Teilen des angrenzenden Freiburger Stadtwaldes einen Überblick über die Bestandsituation sowie über den Reproduktionserfolg von Amphibien im Trockenjahr 2018 zu erhalten. Aufgaben dieser Arbeit waren: (a) die Kartierung der Amphibienvorkommen, (b) die Erfassung und Charakterisierung der Gewässer anhand ausgewählter Gewässerparameter (z. B. Gewässertyp, Flächengröße, Gewässertiefe, Zeitraum der Wasserführung), (c) die Analyse der Besiedlung durch Amphibien sowie (d) die Erfassung der Reproduktion der einzelnen Amphibienarten. Dazu wurde u. a. die Wasserführung der untersuchten Waldgewässer vom Frühjahr bis in den Sommer 2018 beobachtet.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet war der Hospitalwald und ein Stück des angrenzenden Freiburger Stadtwaldes bis einschließlich der Schneise der Hochspannungsleitung (vgl. Richert et al 2018) als südlicher Begrenzung (s. Abb. 1). Das Waldgebiet befindet sich westlich der Stadt Freiberg (Sachsen) (Abb. 1) und besteht aus Parzellen mit Fichtenforst und Laub-Nadelmischforst. Freiberg liegt naturräumlich gesehen am nördlichen Rand des Osterzgebirges, wo ein fließender Übergang zum Mulde-Lösshügelland besteht (Mannsfeld & Syrbe 2008). Das Untersuchungsgebiet gehört zum Teilraum „Freiberger und Oederaner Hochflächen“, der als wellige Hochfläche in Erscheinung tritt (Mannsfeld & Syrbe 2008).

Für die Normalperiode 1961 bis 1990 wird ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 764 mm und eine Durchschnittstemperatur von 7,7 °C angegeben (Deutscher Wetterdienst). Das Untersuchungsgebiet zeichnete sich im Vergleich zum langjährigen Mittel durch deutlich geringere Jahresniederschläge und höhere Temperaturen aus (vgl. Abb. 2): So betrug der Jahresniederschlag 2018 in Freiberg nur 457 mm, das Jahresmittel der Temperatur betrug 10,7 °C (TU Bergakademie Freiberg: Wetterstation Reiche Zeche).

Geologisch betrachtet befindet sich das Untersuchungsgebiet auf Freiburger Gneis (Pälchen & Walter 2011). Größtenteils sind Stauwasserböden (Gley-Pseudogley, Pseudogley und Braunerde-Pseudogley) und vereinzelt auch Braunerde-Böden ausgebildet sowie entlang einiger Bachläufe auch Auengley (LfULG: Digitale Bodenkarte 1:50000). Für die potentielle natürliche Vegetation (PNV) im Untersuchungsgebiet wird Submontaner Eichen-Buchenwald, Zittergrasseggen-Eichen-Buchenwald, Zittergrasseggen-Waldmeister-Buchenwald sowie in kleineren Abschnitten auch Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, Schaumkraut-(Eschen-)Erlen-Quellwald oder Winkelseggen-Erlen-Eschen-Bach- und Quellwald angegeben (Schmidt et al. 2002; LfULG: Potentielle natürliche Vegetation 1:50.000).



Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (rot umrandet); Quelle: © Google Maps 2019, © 2019 GeoBasis-DE/BKG (© 2009).

Fig. 1: Location of the study area (marked in red; source: © Google Maps 2019, © 2019 GeoBasis-DE/BKG (© 2009)).

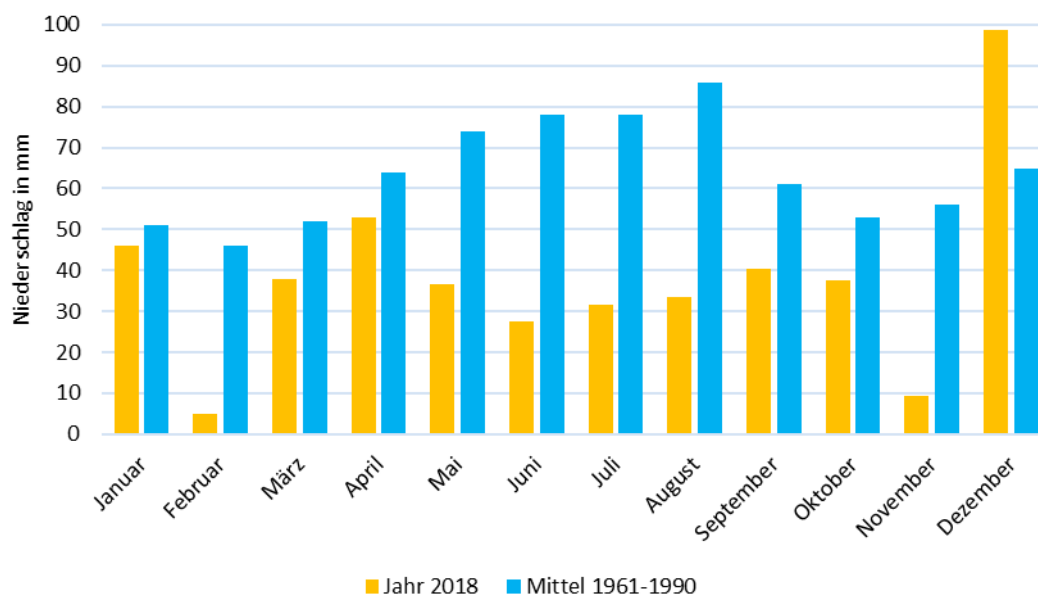


Abb. 2: Niederschlag für Freiberg im Jahr 2018 verglichen mit dem Mittel von 1961 bis 1990 (eigene Zusammenstellung mit Daten der TU Bergakademie Freiberg, Wetterstation Reiche Zeche (2018) und Deutscher Wetterdienst (1961-1990)).

Fig. 2: Precipitation for Freiberg in 2018 compared with the average from 1961 to 1990 (own compilation based on data of TU Bergakademie Freiberg, weather station Reiche Zeche (2018) and Deutscher Wetterdienst (1961-1990)).

3. Methoden

3.1 Erfassung der Kleingewässer und Gewässerparameter

Um sich vorab einen Überblick über bereits kartierte Gewässer im Untersuchungsgebiet zu verschaffen, wurde die Zentrale Artdatenbank Sachsen (LfULG) herangezogen. Die in der Artdatenbank bereits erfassten Gewässer und Fundorte ohne Gewässerzuordnung wurden im Gelände aufgesucht. Um weitere Gewässer zu finden, wurden auf topographischen Karten (LfULG: Zentrale Artdatenbank Sachsen und Google Maps) verzeichnete Wege und Bäche abgegangen und die vorhandenen Klein- und Kleinstgewässer kartiert. Die Geländebegehungen erfolgten von April bis Anfang August 2018. Alle aufgenommenen Gewässer wurden in eine Karte eingezeichnet und deren geographische Koordinaten mit Hilfe der App MultiBaseCS Mobile (34u GmbH 2018a) erfasst. Flächengröße und maximale Tiefe wurden jeweils bei der ersten Begehung aufgenommen; zudem wurde vermerkt, ob ein Einzelgewässer oder ein Gewässer-Komplex vorlag. Diese Gewässerkategorie wurde gewählt, wenn sich mehrere Kleinstgewässer räumlich nah beieinander befanden, die alle einem gemeinsamen Wasserregime unterlagen, z. B. Kleinstgewässer in Quellsümpfen. Bei Einzelgewässern wurden zudem der Gewässertyp (Tabelle 1), soweit erkennbar die Gewässerentstehung (Tabelle 2) und die Herkunft des Wassers (Tabelle 3) dokumentiert. Um den Zeitraum der Wasserführung zu ermitteln, wurden die Gewässer immer wieder kontrolliert und der Zeitpunkt des erstmaligen Austrocknens festgestellt. Die Wasserführung wurde entsprechend Tabelle 4 in vier Kategorien eingeteilt. Wenn ein Gewässer am Anfang eines Monats (Mai, Juni oder Juli) austrocknete, wurde es in die vorhergehende Kategorie eingeordnet. Bei Gewässer-Komplexen wurde die ungefähre Gesamtfläche im Nachgang mit Hilfe von Google Maps und der MultiBaseCS Serverdatenbank (34u GmbH 2018b) ermittelt.

Tabelle 1: Kartierte Einzelgewässertypen mit Beschreibung nach Glandt (2006).

Table 1: Mapped single water body types with description following Glandt (2006).

Gewässertyp	Definition
Weier	flaches Stillgewässer mit ständiger Wasserführung
Tümpel	flaches Stillgewässer mit zeitweiliger Wasserführung, die nicht regulierbar ist; trocknet höchstens einmal im Jahr aus (Schlupmann 1992)
Lache	kleines flaches Stillgewässer, das mehrmals im Jahr austrocknet (Schlupmann 1992)
Graben	langsam fließendes Gewässer, das unter Umständen nur periodisch Wasser führt; das Wasser kann sich in Vertiefungen anstauen
Quellsumpf	stehendes bis langsam fließendes Gewässer oder Fläche mit sehr hohem Grundwasserstand, in der sich stellenweise z. B. in Wurzeltellern oder Wildschweinsuhlen kleine Gewässer befinden
Bachabschnitt	Abschnitt bzw. Ausbuchtung eines normalerweise dauerhaft wasserführenden Baches, der dort langsam fließt
Gartenteich	im Garten befindliches flaches Stillgewässer, das regulierbar bzw. ablassbar ist

Tabelle 2: Kartierte Entstehungen der Gewässer mit Definition.

Table 2: Mapped origins of water bodies with definition.

Entstehung	Definition
Abgrabung	Vertiefung durch ehemaligen Steinbruch oder andere Grabungsstätte
Aushub	gezielt zur Anlage eines Gewässers ausgehobene Vertiefung
Bachstau	durch Vertiefung oder Damm angestauter Bach
Entwässerungsgraben	zum Ableiten von Wasser angelegter Graben
Gartenteich	in Gartenanlage angelegtes Gewässer
Kehre	zum Entwässerungssystem des Forstes gehörender Aushub, in dem sich Oberflächenwasser sammelt
natürlicher Bach	Bachabschnitt, der nicht angestaut wurde
natürlicher Quellaustritt	ungefasste Quelle, flächiger Grundwasseraustritt
Senke	natürliche Vertiefung im Gelände ohne direkten Abfluss
Viehtränke	in einer Viehweide angelegter Aushub, um die Tiere mit Wasser zu versorgen
Wildschweinsuhle	durch Grabeaktivität des Wildschweins entstandene Mulde im Boden
Wagenspur	durch schwere forstwirtschaftliche Fahrzeuge entstandene Rinnen mit verdichtetem Boden
Wurzelteller	von einem mit Wurzelwerk umgestürzten Baum verursachte Vertiefung im Boden

Tabelle 3: Definitionen der Herkunft des Wassers in einem Gewässer.

Table 3: Definitions of the origin of water in a water body.

Herkunft des Wassers	Definition
Bach	durch Bach gespeist
Grundwasser	hauptsächlich oder nur durch Grundwasser gespeist
Oberflächenwasser	durch oberflächlich abfließendes Wasser nach dem Regen und direkt von Regenwasser gespeist
Regenwasser	nur durch Regenwasser gespeist

Tabelle 4: Verwendete Kategorien der Wasserführung mit Definition.

Table 4: Categories of continuance of flow conditions with description.

Wasserführung	Definition
	Durchgängige Wasserführung
E April	bis Ende April
E Mai	bis Ende Mai
E Juni	bis Ende Juni
mind. A Aug	bis mindestens Anfang August

3.2 Methoden der Amphibienerfassung

Die in dieser Untersuchung eingesetzten Methoden zur Amphibienerfassung sind Standardmethoden und werden in verschiedenen Werken beschrieben (Schlupmann 1988; Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V. 2011; Kronshage et al. 2014; Glandt 2016). Die verwendete Kombination der im Folgenden beschriebenen Methoden erhöhte die Wahrscheinlichkeit, vorhandene Amphibienarten zu finden (Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V. 2011).

Die Erfassung der **Laichballen des Grasfrosches** (*Rana temporaria*) richtete sich nach Schlupmann (1988). Dafür wurden die Gewässer während der Laichzeit (April) soweit wie möglich am Rand abgelaufen und die flachen Bereiche sorgfältig abgesucht. Kleine Gewässer konnten im Ganzen betrachtet werden. An der Wasseroberfläche oder knapp darunter konnte der Laich gefunden werden. Die Erfassung war nicht nur qualitativ, sondern durch Zählen der Laichballen auch quantitativ möglich. Ein Laichballen ist normalerweise auf ein Weibchen zurückzuführen. Die für die Erfassung der anderen Amphibienarten angewandten Methoden erlaubten nur eine halbquantitative bzw. qualitative Erfassung, da die anderen Arten ihren Laich nicht so offensichtlich und gut zählbar ablegen. Es konnten vor allem Froschlurch-Larven bei Tage beobachtet werden. Auch metamorphosierte Jungtiere und adulte Individuen der Froschlurcharten, z. B. des Teichfroschs (*Pelophylax* kl. *esculentus*), konnten sowohl im Gewässer als auch an Land gesichtet werden. Die Wahrscheinlichkeit für Beobachtungen im Landlebensraum war bei oder kurz nach einem Regen höher. Zur Feststellung von **Erdkröten** (*Bufo bufo*) eignete sich auch das Verhören, da die Männchen in der Paarungszeit Rufe von sich geben. Bei größeren Gewässern konnte auch die Paarung beobachtet werden. Auch Laichschnüre der Erdkröte konnten im Gewässer an submerser Vegetation gefunden werden. Um die **Molcharten** wie Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), Nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*) und Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) zu erfassen, eignete sich das Ausleuchten bei Nacht, da die Tiere nachts aktiver sind. Dazu wurde das Gewässer mit einer starken Taschenlampe durchleuchtet. Diese Methode eignete sich vor allem für kleine und flache sowie nicht zu trübe und verkrautete Gewässer, die im Ganzen eingesehen und bis zum Grund ausgeleuchtet werden konnten. Das Keschern wurde verwendet, um adulte Molche (im Frühjahr) und Larven (spätes Frühjahr und Sommer) vor allem in kleineren, flacheren Gewässern zu finden. Dabei wurde der Kescher durch das Wasser und auf dem Gewässerboden entlang gezogen. Anschließend wurde der Inhalt des Keschers neben dem Gewässer ausgeleert und kontrolliert, ob Molche herauskriechen. Dies wurde bei kleinen Gewässern flächendeckend, bei größeren Gewässern lediglich im Uferbereich durchgeführt. Wenn das Keschern nicht den gewünschten Erfolg brachte, wurde es zu einem späteren Zeitpunkt wiederholt. Des Weiteren kamen Eimerreusen nach Daniel Ortmann (Kronshage et al. 2014) zum Einsatz. Zur Erfassung von Molchen und Larven waren sie eine recht verlässliche Methode. Seltener ließen sich damit auch Froschlurche fangen. Eimerreusen eigneten sich für Gewässer, die tief genug waren. Die Fallen sollten im Optimalfall im Randbereich schwimmen. Je größer das Gewässer, desto mehr Fallen wurden ausgebracht, da die Tiere sich oft nicht durch das gesamte Gewässer bewegen. Die Fallen wurden über Nacht im Gewässer belassen und am nächsten Tag kontrolliert. Wenn dann noch keine Amphibien gefunden werden konnten, wurde die Falle noch einmal im Gewässer belassen, zum Teil an einer anderen Stelle. Die gefangenen Tiere wurden wieder ins Gewässer frei gelassen. Diese Methode eignete sich besonders für größere Gewässer, die mit den anderen Methoden nicht ausreichend untersucht werden können.

Zur **Bestimmung der Amphibienarten** wurden Berninghausen (2012) und Thiesmeier (2015) genutzt. Die Nomenklatur richtete sich nach den in MultiBaseCS (34u GmbH 2018a) hinterlegten Referenzlisten. Die Beobachtungen wurden in der App MultiBaseCS Mobile (34u GmbH 2018a) mittels GPS verortet und automatisch mit Datum gespeichert. Dabei wurden Art, Nachweistyp, Reproduktionsstadium (s. Tabelle 5), Verhalten, Anzahl, Einheit, eventuelle Bemerkungen und Fotos aufgenommen (s. Tabelle 6).

Tabelle 5: Reproduktionsstadien nach LfULG: Kartierung und Datenerfassung Amphibien.**Table 5:** Reproduction stages based on LfULG: Kartierung und Datenerfassung Amphibien.

Reproduktionsstadium	Beschreibung (aus LfULG: Kartierung und Datenerfassung Amphibien)
A - Reproduktion möglich	Alttiere zur Laichzeit im oder am Laichgewässer; Männchen und Weibchen im Laichgewässer, Rufer ohne sicheren Bezug zum Laichgewässer
B - Reproduktion wahrscheinlich	Laichballen/-schnüre (auch frisch geschlüpfte Larven), Molche zur Laichzeit am Gewässer, Molche in Wassertracht, Paarungsverhalten im Laichgewässer (inkl. Rufer, Pärchen)
C - Reproduktion sicher	Weiterentwickelte Larven, Metamorphose, unzählige Jungtiere verlassen gleichzeitig das Laichgewässer (Frosch- bzw. Krötenregen)
0 - kein Hinweis auf Reproduktion	Amphibien außerhalb von potenziellen Laichgewässern, Amphibienwanderung“

Tabelle 6: Mit MultiBaseCS Mobile bei der Arterfassung aufgenommene Parameter (vgl. 34u GmbH 2018a).**Table 6:** With MultiBaseCS Mobile recorded parameters during species recording (see 34u GmbH 2018a).

Aufgenommene Parameter	Verwendete Bezeichnungen
Art	Grasfrosch, Teichfrosch, Erdkröte, Bergmolch, Teichmolch, Kammmolch
Nachweistyp	Verhören, Sichtbeobachtung
Reproduktionsstadium	siehe Tabelle 5
Verhalten	Gewässeraufenthalt, Landaufenthalt, Paarung,
Anzahl	ganze Zahl
Einheit	Alttier/Imago, Individuum (unbest. Altersklassen), Jungtier, Laich(-ballen, Eier), Larve, rufende Männchen
Bemerkungen	z. B. Fischvorkommen; Fang mit Eimerreuse, Wetter
Fotos	vom Gewässer und ggf. von Amphibien

3.3 Bearbeitung der Daten

In der MultiBaseCS Cloud (34u GmbH) wurden die aufgenommenen Daten bearbeitet und fehlende ergänzt. Der Reproduktionsstatus (s. Tabelle 5) wurde von B zu C geändert, wenn die Reproduktion im Laufe der Beobachtungszeit als erfolgreich betrachtet werden konnte. Des Weiteren wurden Fundpunkte korrigiert, da die GPS-Ortung nicht immer genau war. Nach Beendigung der Geländeaufnahmen wurden die Daten in der MultiBaseCS Server-Datenbank (34u GmbH 2018b) bearbeitet. Für jedes neu erfasste Gewässer wurde ein Shapefile angelegt, je nach Größe und Form ein Punkt, eine Linie oder ein Polygon. Diese Shapefiles definieren die Orte, für die der Ortstyp „Gewässer“, eine Ortsbezeichnung, ein Gewässertyp und der Status als „aktiv“ gespeichert wurde. Jede Beobachtung im Gewässer wurde dann einem solchen Ort zugeordnet. Für Orte ohne Fund wurde ein Amphibien-Negativnachweis gespeichert. Landfunde und Beobachtungen im Gewässer ohne Reproduktionshinweis wurden keinem Ort zugeordnet.

3.4 Auswertungsmethoden

Für die statistische Auswertung wurde das Statistikprogramm Statgraphics Centurion XVII (Statpoint Technologies Inc. 2014) eingesetzt. Für Tests auf Unabhängigkeit zweier kategorialer Variablen wurde der Chi²-Test verwendet (Sachs 1988). Für Mittelwertvergleiche (Mediane) zweier Kategorien, deren Daten nicht normalverteilt waren, wurde der Mann-Whitney-Test (Wilcoxon-Test, U-Test) verwendet und für den Vergleich der Mittelwerte (Mediane) mehrerer Kategorien, deren Daten nicht normalverteilt waren, der Kruskal-Wallis-Test (KW-Test) (s. Sachs 1988). Ein Test wurde bei einem p-Wert < 0,1 als statistisch signifikant betrachtet. Mit Hilfe eines an den KW-Test anschließenden Bonferroni-Tests wurde getestet, welche Kategorien sich signifikant unterschieden (vgl. Sachs 1988). Mithilfe der MultiBaseCS Server-Datenbank (34u GmbH 2018b) wurden Karten mit den Gewässern und den Fundpunkten der jeweiligen Art erzeugt. Für GIS-Arbeiten (z. B. Erstellung von Karten, Erstellung von Puffern um die Gewässer und Ausmessen von Distanzen) wurde das Programm ArcGIS (Esri 2017) verwendet.

4. Ergebnisse

4.1 Gewässerparameter

4.1.1 Gewässerhaupotyp und Entstehungstyp

Im Untersuchungsgebiet wurden 77 Kleingewässer kartiert, 52 davon konnten im Rahmen der Untersuchungen neu erfasst werden. Die Zuordnung der Gewässer zu den verschiedenen Gewässertypen ist in Abb. 3a zusammengestellt. Die Lage der Gewässer ist der Karte in Abb. 4 zu entnehmen, beispielhafte Fotos der Gewässertypen sind in Abb. 5 und Abb. 6 zu sehen. Die meisten Gewässer waren Lachen und Gräben (Abb. 3a), wobei zehn der Lachen durch Wagenspuren und sieben durch Aushub entstanden. Für die weitere Auswertung wurden die Gewässertypen Tümpel, Weiher und Gartenteich zum Gewässerhaupotyp „Standgewässer“ zusammengefasst. Diese entstanden durch Aushub oder durch Abgrabungen. Ein Gartenteich, eine Viehtränke, fünf Kehren und zehn als Naturschutzmaßnahme durch Aushub entstandene Gewässer wurden zum Entstehungstyp „Aushub“ zusammengefasst. Die Unterteilung der erfassten Gewässer nach ihrem Entstehungstyp ist in Abb. 3b zu sehen: Entwässerungsgraben, Aushub, Wagenspur und Abgrabung bildeten zusammen einen Anteil von etwa zwei Dritteln. Im Folgenden werden nur noch die Überkategorien „Gewässerhaupotyp“ und „Entstehungstyp“ verwendet.

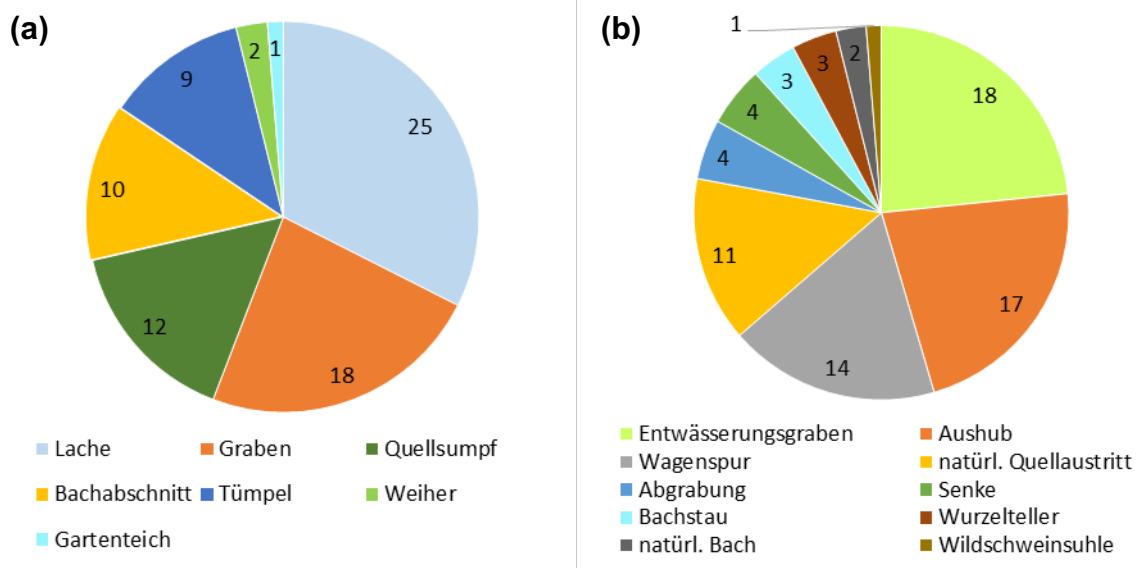


Abb. 3: Zuordnung der Gewässer ($n = 77$) zu (a) den erfassten Gewässertypen und (b) zu den Entstehungstypen.

Fig. 3: Assignment of the water bodies ($n = 77$) to (a) water body types and (b) to the origin types.

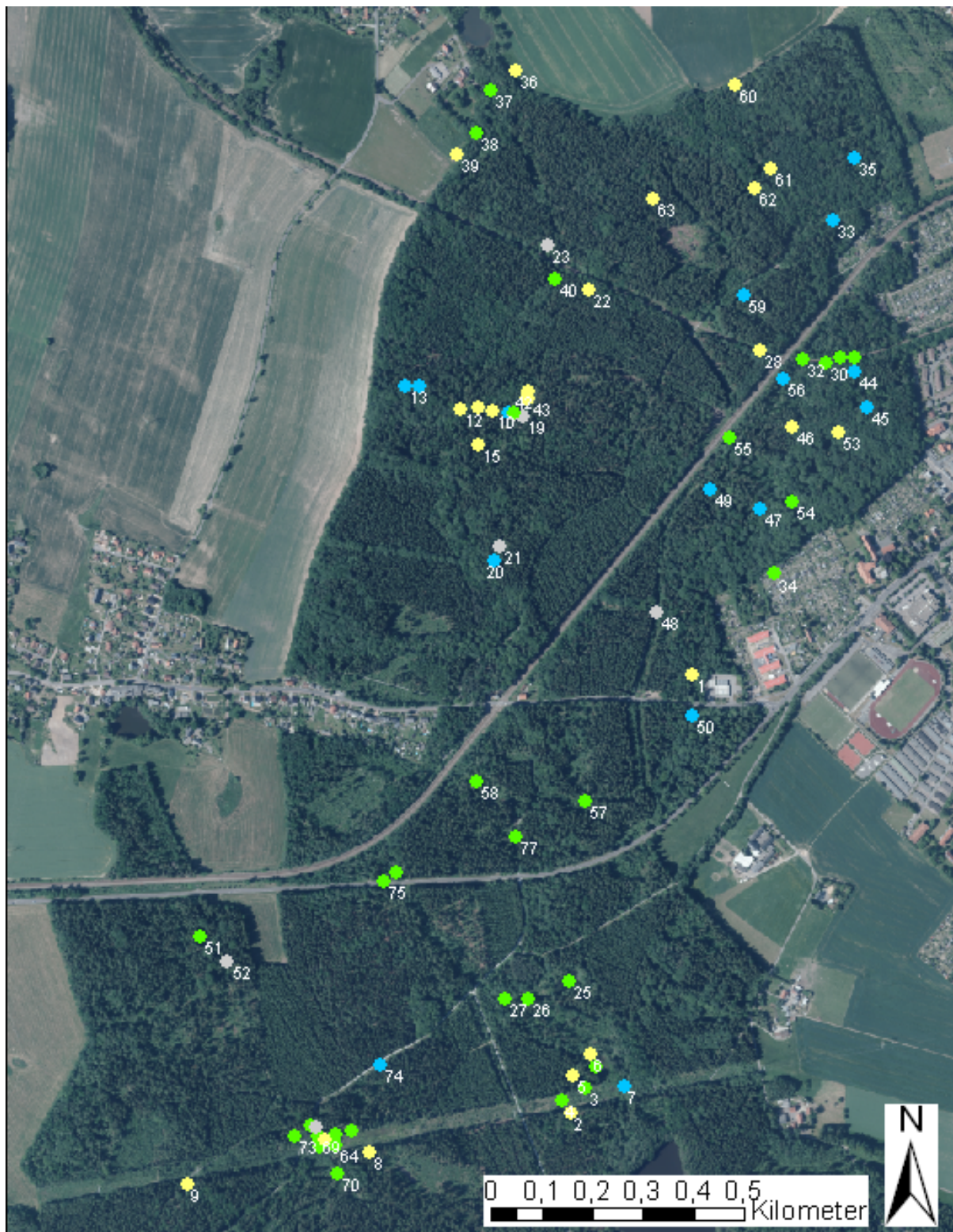


Abb. 4: Gewässer (n = 77) im Untersuchungsgebiet (nummerierte Punkte; Wasserführungs-Kategorie: grau = bis Ende April, blau = bis Ende Mai, gelb = bis Ende Juni, grün = mindestens bis Anfang August) (Kartengrundlage: Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen 2015).

Fig. 4: Water bodies (n = 77) in the study area (numbered points; category of continuance of flow conditions: grey = until the end of April, blue = until the end of May, yellow = until the end of June, green = at least until the beginning of August) (source of the map: Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen 2015).

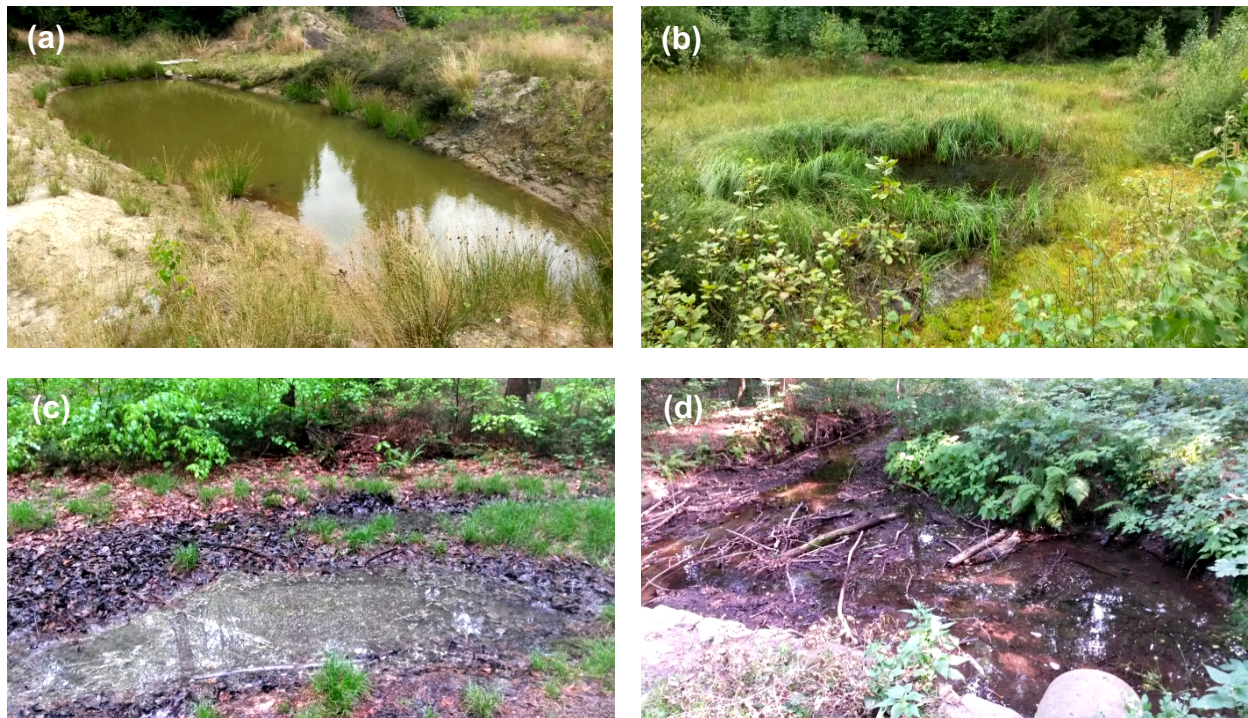


Abb. 5: Beispiele verschiedener Gewässertypen: (a) Weiher (Nr. 65), (b) Tümpel (Nr. 4), (c) Lache (Nr. 20), (d) Bach mit Ausbuchtung rechts im Bild (Nr. 37) (Fotos: T. Opitz, 2018).

Fig. 5: Examples of different water body types: (a) pond (no. 65), (b) small pond (no. 4), (c) puddle (no. 20), (d) creek with indentation on the right (no. 37) (Photos: T. Opitz 2018).

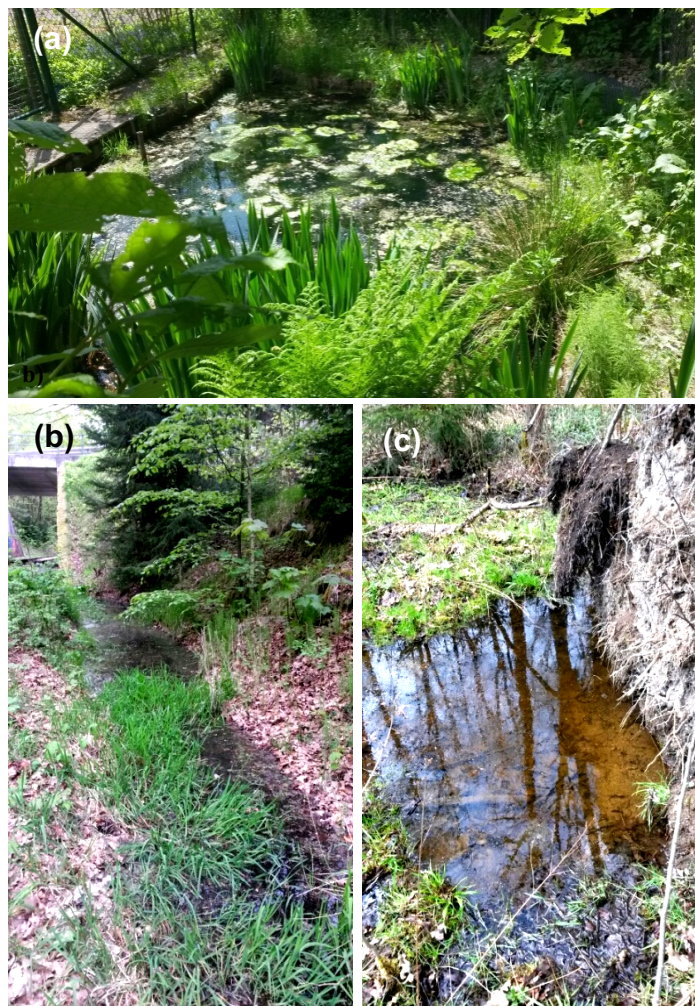


Abb. 6: Beispiele für verschiedene Gewässertypen: (a) Gartenteich (Nr. 34), (b) Graben (Nr. 32), (c) Quellsumpf (Nr. 1) mit Wurzelteller (Fotos: T. Opitz 2018).

Fig. 6: Examples of different water body types: (a) garden pond (no. 34), (b) ditch (no. 32), (c) spring swamp (no. 1) with root plate (Photos: T. Opitz 2018).

4.1.2 Wasserführung und Herkunft des Wassers

Die Einteilung in die Kategorien der Wasserführung ergab folgende Verteilung (Abb. 7a, s. auch Abb. 4): Circa 30 % der Gewässer trockneten bis Ende Mai aus. Ein weiterer etwa gleich großer Anteil trocknete bis Ende Juni aus. Die Verteilung der Gewässer nach Wasserherkunft ist in Abb. 7b aufgetragen: Den größten Anteil hatten vom Grundwasser gespeiste Gewässer, gefolgt von den mit Oberflächenwasser gespeisten Gewässern. Von Grundwasser wurden zwölf Quellsümpfe, neun Gräben, fünf Standgewässer und zwei Lachen gespeist. Oberflächenwassergespeist waren acht Gräben, acht Lachen und fünf Standgewässer. Von Regenwasser wurden 14 Lachen, ein Standgewässer und eine Lache gespeist. Künstlich gespeist wurde ein Gartenteich.

4.1.3 Gewässertiefe und Flächengröße

Die maximale Tiefe der erfassten Gewässer lag zwischen 7 cm und 1 m. Abb. 8a gibt die Verteilung der Gewässer auf drei Tiefenkategorien wieder. Unter den 77 Gewässern befanden sich 68 Einzelgewässer und neun Komplexe, die mehrere Kleinstgewässer umfassten. Diese entstanden beispielsweise durch Wagenspuren, Wurzelteller oder Wildschweinsuhlen. In acht von neun Fällen handelte es sich um Quellsümpfe. Die Gesamtfläche der Komplexe lag etwa zwischen 200 m² und 4.500 m². Bei sehr langen und schmalen Gräben wurde auf eine Flächenangabe verzichtet. Somit gingen nur 64 Gewässer in die Flächenauswertung ein. Die Flächengröße der Einzelgewässer lag etwa zwischen 0,2 und 1.500 m² (vgl. Abb. 8b).

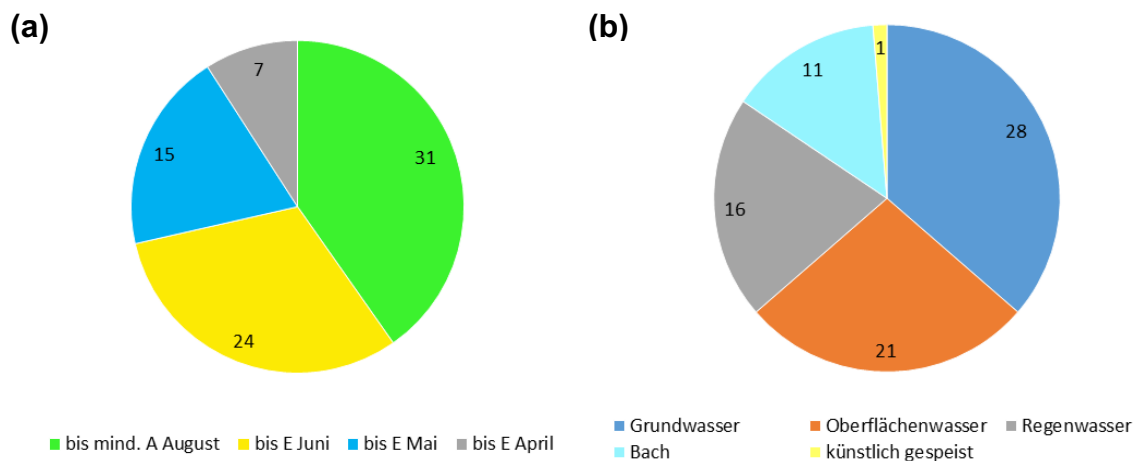


Abb. 7: Einteilung der Gewässer (n = 77) nach (a) Wasserführung (A = Anfang, E = Ende) und (b) Herkunft des Wassers.

Fig. 7: Classification of the water bodies (n = 77) according to (a) continuance of flow conditions and (b) origin of the water.

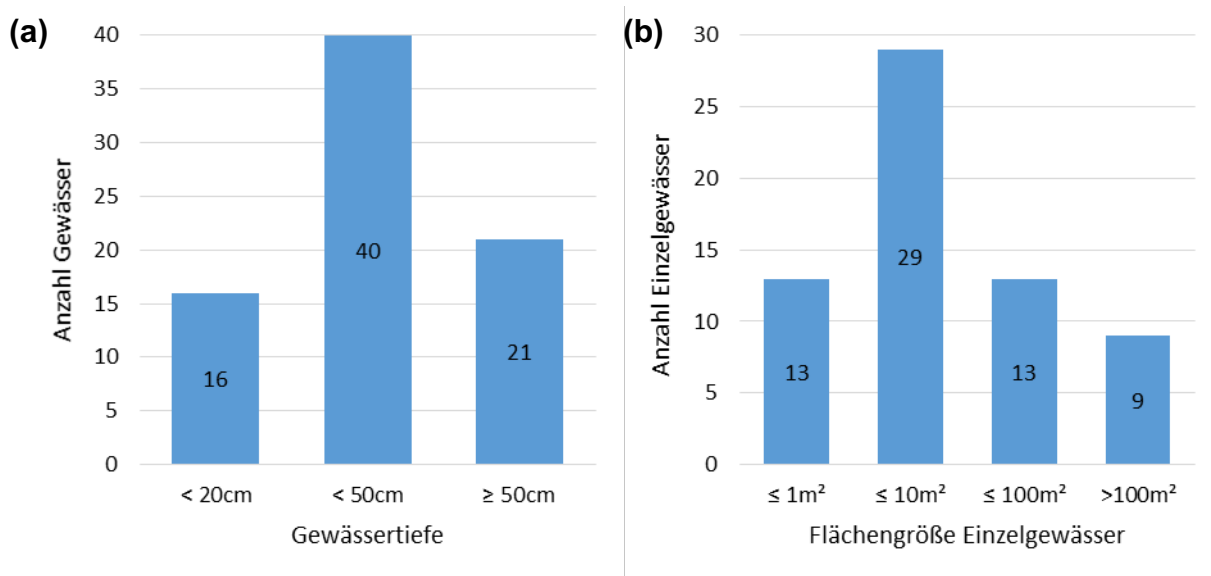


Abb. 8: Anzahl der Gewässer nach (a) Gewässertiefe (n = 77) und (b) Flächengröße der Einzelgewässer (n = 64).

Fig. 8: Number of water bodies according to (a) water body depth (n = 77) and (b) area size of single water bodies (n = 64).

4.1.4 Einflussfaktoren auf die Wasserführung

Es zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Wasserführung und Gewässerhaupttyp (Chi²-Test: Chi² = 30,3; p = 0,003, s. Abb. 9a): Bachabschnitte, Standgewässer und Gräben trockneten tendenziell erst später oder gar nicht aus, wohingegen Lachen bereits früher austrockneten. Abb. 9b zeigt den Zusammenhang zwischen der Herkunft des Wassers und der Dauer der Wasserführung: Grundwasser- und Bach-gespeiste Gewässer trockneten tendenziell später aus als Regenwasser-gespeiste Gewässer. Auch zwischen dem Entstehungstyp und der Wasserführung zeigten sich signifikante Zusammenhänge (Chi²-Test: Chi² = 45,5; p = 0,014), wobei die Entstehungstypen natürlicher Bach, Aushub, Abgrabung und Bachstau in der Regel am längsten Wasser führten.

Erwartungsgemäß hatte auch die Größe und die Tiefe des Gewässers einen Einfluss auf die Dauer der Wasserführung: So zeigten sich signifikante Unterschiede bzgl. der Wasserführungskategorien in der mittleren Flächengröße der Einzelgewässer (KW-Test: p < 0,001, n = 64; Abb. 10a) und in der mittleren Gewässertiefe (KW-Test: p < 0,001, n = 77; Abb. 10b): Im Mittel war die Dauer der Wasserführung in größeren und tieferen Gewässern länger als in kleineren und flacheren Gewässern (Abb. 10).

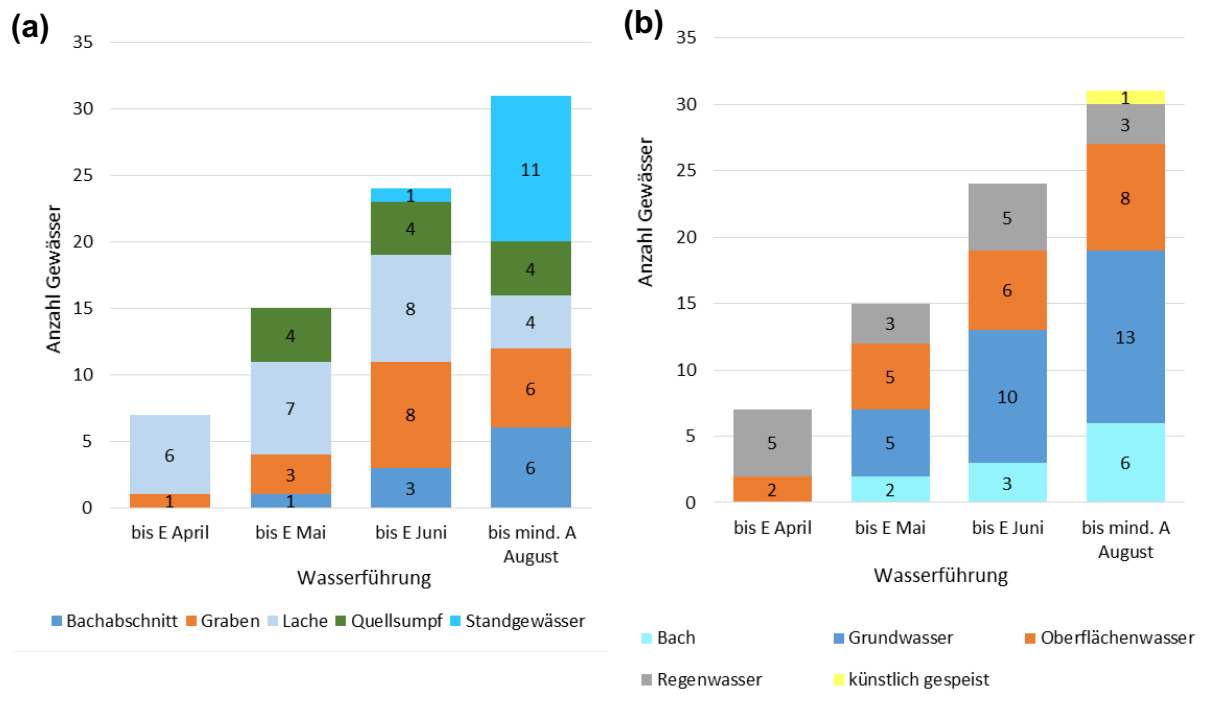


Abb. 9: Anzahl der Gewässer (n = 77) nach Wasserführung und (a) Haupttyp bzw. (b) Herkunft des Wassers.

Fig. 9: Number of water bodies (n = 77) according to continuance of flow conditions and (a) main type of water body and (b) origin of the water.

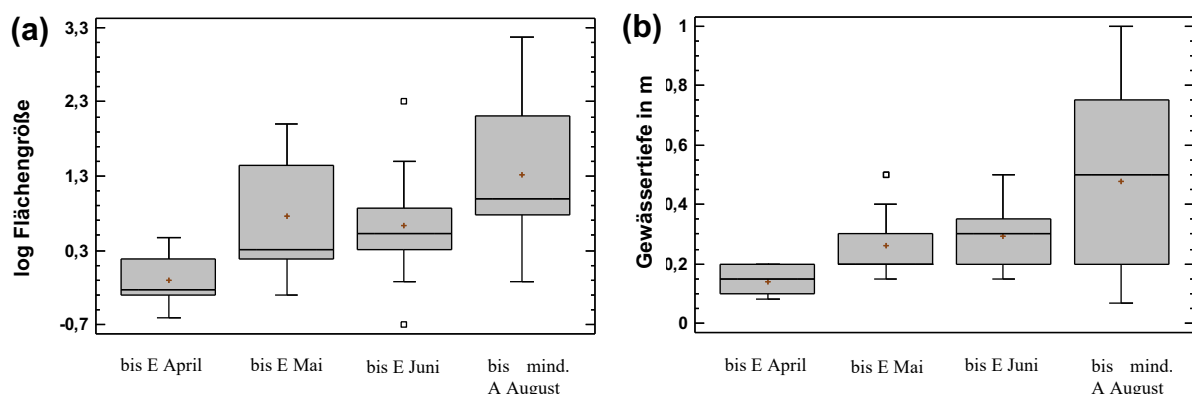


Abb. 10: Zusammenhänge zwischen der Dauer der Wasserführung (A = Anfang, E = Ende) und (a) der logarithmierten Flächengröße der Einzelgewässer (n = 64) bzw. (b) der Gewässertiefe (n = 77).

Fig. 10: Relationships between the continuance of flow conditions and (a) the logarithm of the area size of the single water bodies (n = 64) and (b) water body depth (n = 77).

4.2 Besiedelung der Gewässer durch Amphibien

Bei den Untersuchungen zum Vorkommen von Amphibien zeigte sich, dass etwa ein Drittel aller untersuchten Gewässer von Amphibien besiedelt waren (Abb. 11a), d. h., dass in diesen Reproduktionshinweise registriert werden konnten (Kategorien A, B oder C, s. Tabelle 5). Dabei konnten im Rahmen dieser Arbeit zehn neue Kleinstgewässer bzw. Bachabschnitte mit Reproduktionshinweisen von Amphibien erfasst werden. Diese machten ca. ein Drittel aller Gewässer mit Amphibienvorkommen im Untersuchungsgebiet aus. Vier von neun Komplexen und 25 von 68 Einzelgewässern waren von Amphibien besiedelt. Die Anzahl der Amphibienarten in den besiedelten Gewässern lag zwischen 1 Art und 4 Arten (Abb. 11b). Der Grasfrosch kam in 15 Gewässern als einzige Art vor, der Teichmolch in drei Gewässern und der Bergmolch in einem Gewässer.

In Abb. 12 sind die Zusammenhänge zwischen Amphibienbesiedelung und der Wasserführung (Abb. 12a) sowie dem Gewässerhaupttyp (Abb. 12b) dargestellt.

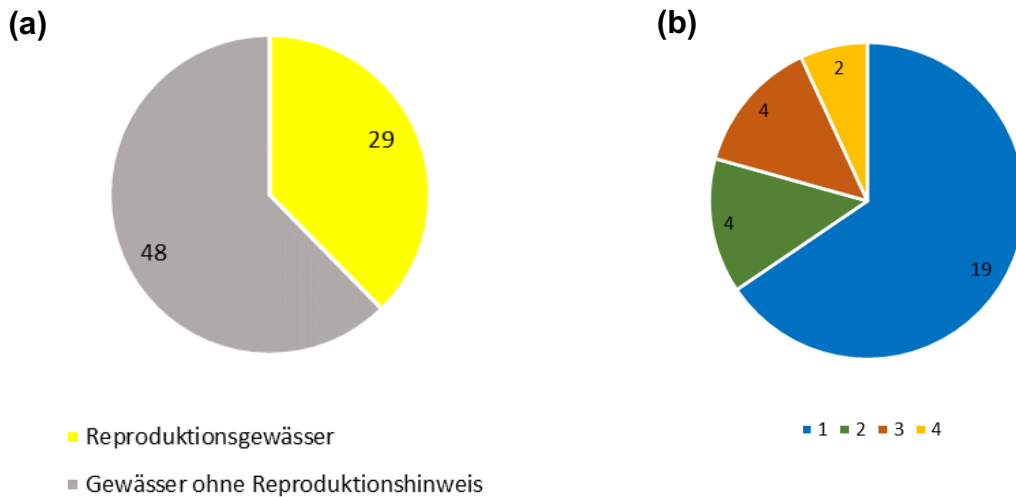


Abb. 11: (a) Anzahl der Gewässer ($n = 77$) mit und ohne Reproduktionshinweis von Amphibien und (b) Anzahl der Gewässer mit Reproduktionshinweis ($n = 29$) aufgeschlüsselt nach der Amphibienartenzahl.

Fig. 11: (a) Number of water bodies ($n = 77$) with (A + B + C) and without reproduction indication from amphibians and (b) number of water bodies with reproduction indication ($n = 29$) according to amphibian species number per water body.

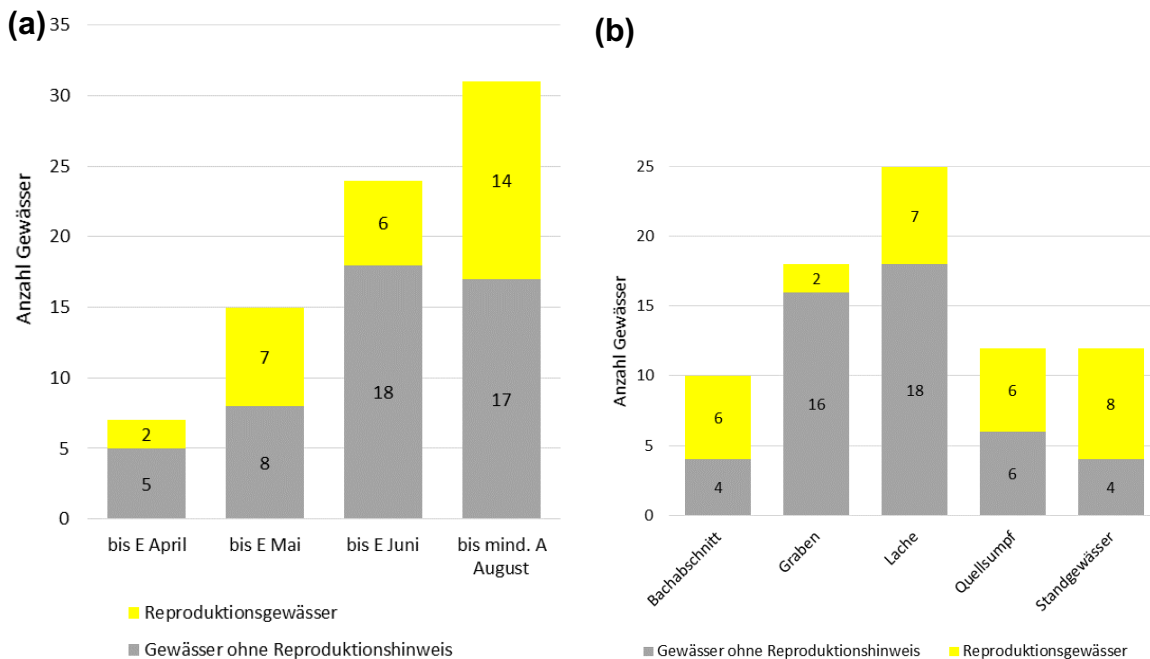


Abb. 12: Anzahl der Gewässer ($n = 77$) mit Reproduktionsnachweis (A + B + C, gelb) und ohne Reproduktionshinweis von Amphibien (grau) hinsichtlich (a) Wasserführung (E = Ende, A = Anfang) und (b) Gewässerhaupttyp.

Fig. 12: Number of water bodies ($n = 77$) with reproduction indication (A + B + C, yellow) and without reproduction indication (gray) of amphibians according to (a) continuance of flow conditions and (b) main type of water body.

Wasserführung und Amphibienvorkommen (Reproduktionsstadien A + B + C) hingen nicht signifikant miteinander zusammen (Chi^2 -Test: $\text{Chi}^2 = 3,1$; $p = 0,370$; Abb. 12a). Der Anteil besiedelter Gewässer war in der Kategorie der bis Ende Mai und der bis mindestens Anfang August Wasser führenden Gewässer mit knapp der Hälfte relativ hoch. Gewässerhaupttyp und Amphibienvorkommen zeigten dagegen einen signifikanten Zusammenhang (Chi^2 -Test: $\text{Chi}^2 = 13,6$; $p = 0,009$): Mehr als 50 % der untersuchten Bachabschnitte, Quellsümpfe und Standgewässer waren besiedelt (Abb. 12b).

Abb. 13 zeigt die Zusammenhänge zwischen der Besiedelung und dem Entstehungstyp des Gewässers ($\text{Chi}^2 = 17,6$; $p = 0,040$; Abb. 13a) sowie mit der Herkunft des Wassers (Chi^2 -Test: $\text{Chi}^2 = 8,5$; $p = 0,074$; Abb. 13b). So wurden zum Beispiel alle durch Abgrabung entstandenen Gewässer von Amphibien genutzt (Abb. 13a). Grundwasser- und Bach-gespeiste Gewässer waren zu einem größeren Anteil von Amphibien besiedelt als Oberflächen- und Regenwasser-gespeiste (Abb. 13b). Zur Reproduktion genutzte Gewässer waren im Mittel nicht signifikant tiefer im Vergleich zu nicht genutzten Gewässern (U-Test: $p = 0,587$, $n = 77$); allerdings waren die besiedelten Gewässer im Mittel größer als die unbesiedelten (U-Test: $p = 0,008$, $n = 64$).

4.3 Reproduktion ausgewählter Amphibienarten

4.3.1 Grasfrosch

Abb. 14 zeigt die Verbreitung des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Untersuchungsgebiet. Dies war die Amphibienart mit den meisten besiedelten Gewässern. Es wurden 153 Laichballen in 21 Gewässern gezählt, davon zwölf temporäre. Das größte Vorkommen wies Gewässer Nr. 26 mit 60 Laichballen auf. In den Gewässern Nr. 12 und 24 müssen mehr Laichballen vorhanden gewesen sein, da später deutlich mehr Larven beobachtet wurden als aufgrund der aufgenommenen Anzahl an Laichballen zu erwarten war. Insgesamt 46 Laichballen wurden in zehn der neu erfassten Gewässer gezählt. Alle Laichballen wurden mit hoher Wahrscheinlichkeit im April abgelegt. Der Reproduktionserfolg des Grasfrosches hing signifikant mit der Dauer der Wasserführung zusammen (Chi^2 -Test: $\text{Chi}^2 = 16,3$; $p = 0,012$): Der Grasfrosch hat in Gewässern aller Wasserführungs-Kategorien Reproduktionsversuche unternommen, in den bis Ende April ausgetrockneten Gewässern fand allerdings nur ein Versuch statt. Dabei war die Reproduktion nur in Gewässern erfolgreich, die mindestens bis Ende Juni Wasser führten (Abb. 15a). In acht Laichgewässern (Gewässer Nr. 1, 14, 16, 20, 47, 48, 50, 59, vgl. Abb. 4) war die Reproduktion aufgrund des Austrocknens nicht erfolgreich, wodurch 32 Laichballen verloren gingen. In allen, außer Gewässer Nr. 48, waren zum Austrocknungszeitpunkt bereits Larven geschlüpft. Weitere Larven starben, da z. B. Gewässer Nr. 12 austrocknete, bevor alle Larven die Metamorphose abgeschlossen hatten. Reproduktionserfolg und Gewässerhaupttyp hingen signifikant miteinander zusammen (Chi^2 -Test: $\text{Chi}^2 = 21,2$; $p = 0,007$). Zum Abbläuen nutzten die Grasfrösche alle Haupttypen, den größten Anteil hatten allerdings Quellsümpfe und Bachabschnitte. In allen waren sie zumindest teilweise erfolgreich, in den Gräben gab es keine Verluste. Die zweitgrößte Erfolgsrate hatten Grasfrösche in Bachabschnitten (Abb. 15b).

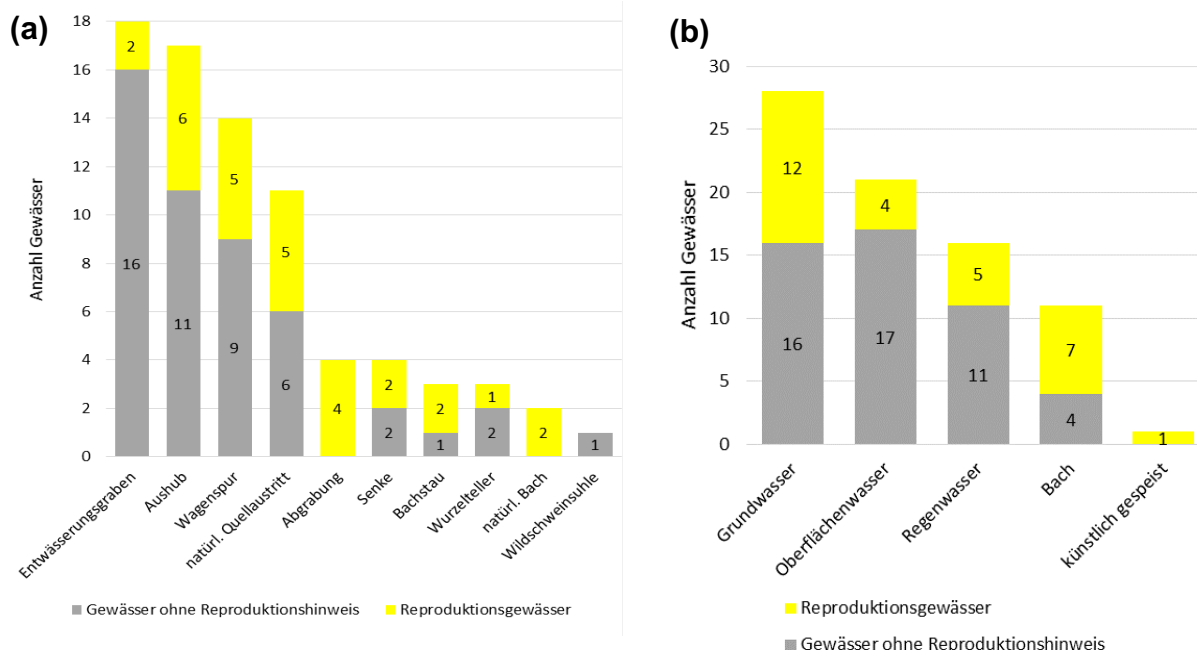


Abb. 13: Anzahl der Gewässer ($n = 77$) mit Reproduktionshinweis (A + B + C) und ohne Reproduktionshinweis von Amphibien nach (a) Entstehungstyp (natürl. = natürlich) und (b) Herkunft des Wassers.

Fig. 13: Number of water bodies ($n = 77$) with (A + B + C) and without reproduction indication for amphibians according to (a) origin type and (b) origin of the water.



Abb. 14: Grasfroschfunde und Gewässer im Untersuchungsgebiet (blau = Gewässer, violett = Reproduktionsstadium B, rot = Reproduktionsstadium C; Quelle: MultiBase CS Server-Datenbank).

Fig. 14: Finds of common frog and water bodies in the study area (blue = water bodies, violet = reproduction stage B, red = reproduction stage C; source: MultiBase CS Server database).

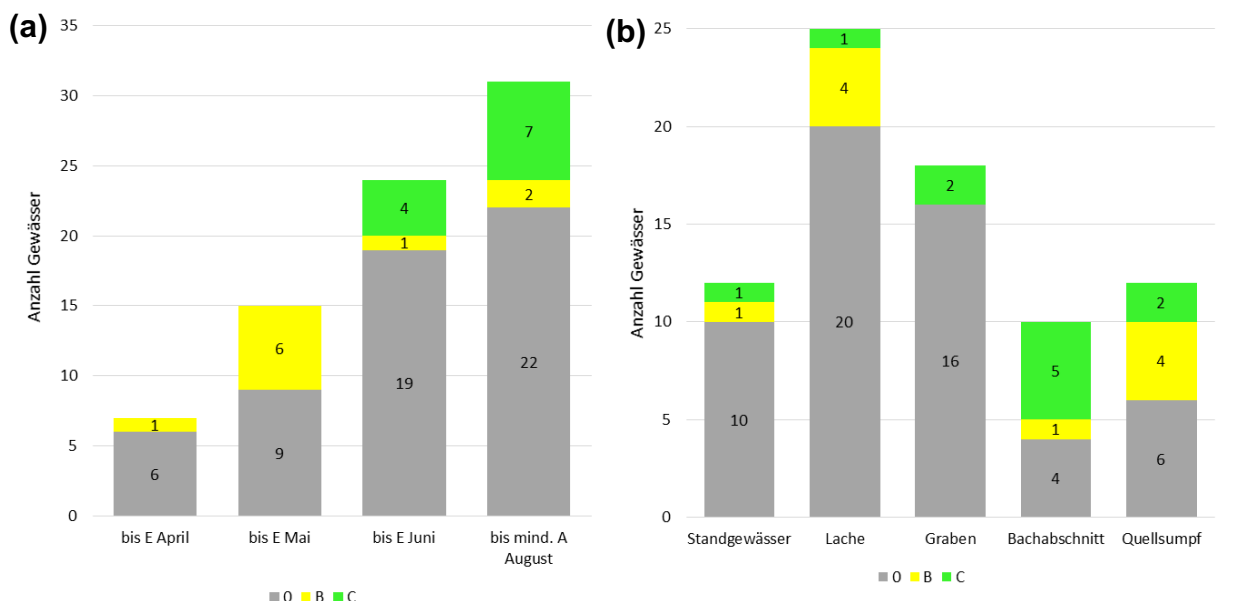


Abb. 15: Anzahl der Gewässer (n = 77) nach Reproduktionsstadien des Grasfrosches (0, B und C) und (a) Wasserführung (E = Ende, A = Anfang) bzw. (b) Gewässerhaupttyp.

Fig. 15: number of water bodies (n = 77) according to reproduction stages of the common frog (0, B and C) and (a) continuance of flow conditions and (b) main type of water body.

4.3.2 Bergmolch

In Abb. 16a ist die Verbreitung des Bergmolchs (*Ichthyosaura alpestris*) im Untersuchungsgebiet dargestellt. Um den Isolationsgrad der einzelnen Bergmolch-Vorkommen abzuschätzen, wurden diese in ArcGIS entsprechend der mittleren Ausbreitungsdistanz von 200 m (verminderter Wert gegenüber Saathoff 2016) gepuffert (s. Abb. 16b). Daraus ergaben sich vier „theoretische“ Populationen: eine in Gewässer Nr. 32 im Nordosten, eine in Gewässer Nr. 34 im Osten, eine in Gewässer Nr. 4 im Süden sowie eine in den Gewässern Nr. 20, 21 und 16 im Westen. Alle Populationen waren allerdings sehr klein.

Von den sechs von Bergmolchen besiedelten Gewässern waren drei temporär (Gewässer Nr. 16, 20 und 21). Reproduktionserfolg der Bergmolche und Wasserführung hingen signifikant miteinander zusammen (Chi²-Test: Chi² = 12,2; p = 0,057): Die Hälfte der Gewässer mit Vorkommen war bis Ende Mai ausgetrocknet, dort war keine Reproduktion möglich. Bei diesen handelte es sich um von Regenwasser gespeiste Lachen, die durch Wagenspuren entstanden sind. Weitere drei Gewässer führten mindestens bis Anfang August Wasser. Ein Standgewässer (Gewässer Nr. 4), das durch Aushub entstand, und ein Entwässerungsgraben (Gewässer Nr. 32) waren von Grundwasser gespeist; ein weiteres Standgewässer (Gartenteich, Nr. 34) wurde künstlich gespeist. Reproduktionserfolg der Bergmolche und Herkunft des Wassers hingen signifikant miteinander zusammen (Chi²-Test: Chi² = 39,1, p < 0,0001). Fünf der vom Bergmolch besiedelten sechs Gewässer waren höchstens 15 m² groß und 50 cm tief. Gewässer Nr. 4 war über 100 m² groß und 80 cm tief.

4.3.3 Teichfrosch, Erdkröte, Nördlichem Kammolch und Teichmolch

Teichfrosch (*Pelophylax* kl. *esculentus*), Erdkröte (*Bufo bufo*) und Nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*) kamen nur in Gewässern vor, die alle mindestens bis Anfang August Wasser geführt haben. Der Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) kam in Gewässern mit unterschiedlicher Dauer der Wasserführung vor: Ein Gewässer war bis Ende Mai ausgetrocknet, ein weiteres Gewässer bis Ende Juni. Sechs weitere Funde wurden jedoch in Gewässern gemacht, die mindestens bis Anfang August Wasser führten. Von den genannten Arten besiedelte Gewässer wiesen im Mittel eine signifikant größere Gewässerfläche und -tiefe auf als die nicht besiedelten Gewässer. Für den Teichfrosch zeigt Abb. 17a den Zusammenhang mit der Flächengröße (U-Test: p < 0,001, n = 64) und Abb. 17 b den Zusammenhang mit der Gewässertiefe (U-Test: p < 0,001, n = 77).

Bei Pufferung aller Fundpunkte in ArcGIS von Teichfrosch und Nördlichem Kammolch mit 1 km (vgl. Saathoff 2016) sowie der Erdkröte mit 2 km (vgl. Saathoff 2016) überschneiden sich die Puffer großflächig, sodass von zusammenhängenden Populationen ausgegangen werden kann. Die Pufferung der Teichmolch-Vorkommen ergab, dass die meisten Populationen im Austausch mit anderen standen. Von allen Arten konnten Erstnachweise in bestimmten Gewässern erbracht werden (Opitz 2019, unpubl.).

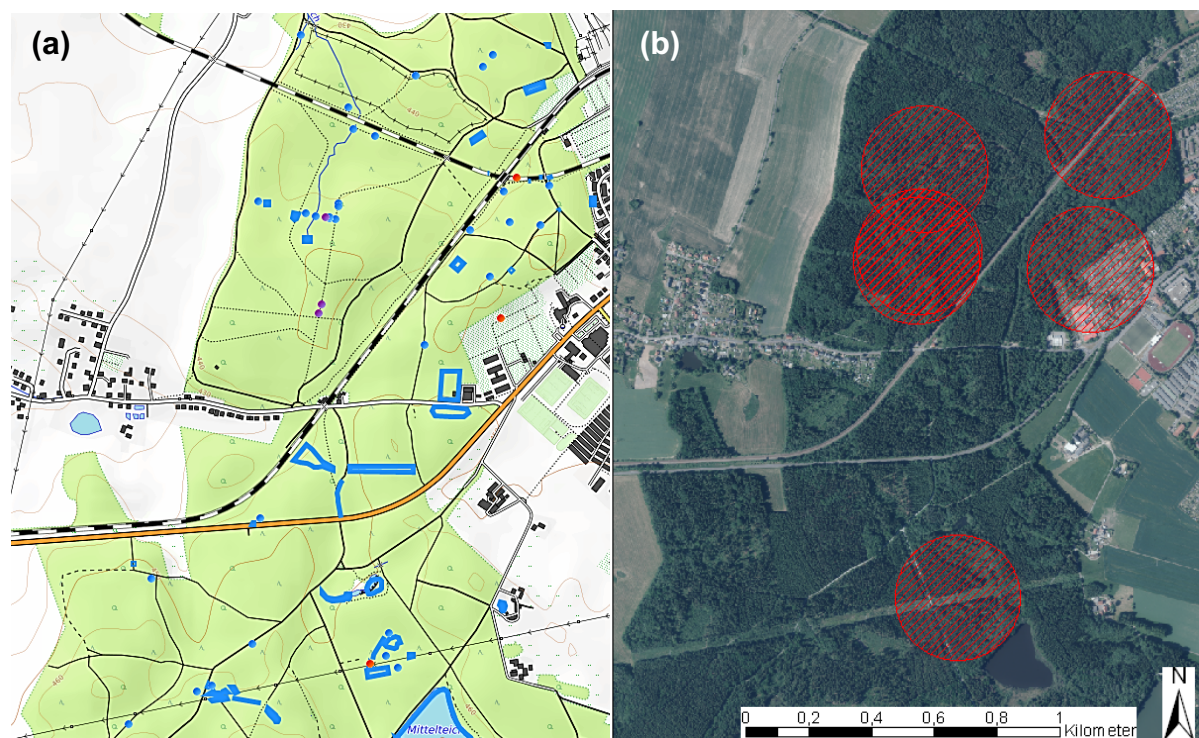


Abb. 16: (a) Bergmolchfunde und Gewässer im Untersuchungsgebiet (blau = Gewässer, violett = Reproduktionsstadium B, rot = Reproduktionsstadium C; Quelle: MultiBase CS Server-Datenbank); (b) Cluster der Vorkommen (Reproduktionsstadien B und C) des Bergmolchs im Untersuchungsgebiet, Pufferung mit 200 m-Radius (rot schraffiert) um jeden Fundpunkt (Kartengrundlage: Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen 2015).

Fig. 16: (a) Records of alpine newt and water bodies in the investigation area (blue = water bodies, violet = reproduction stage B, red = reproduction stage C; source: MultiBase CS Server database); (b) Cluster of occurrences (reproduction stages B and C) of the alpine newt in the investigation area, buffering with 200 m radius (red shaded area) around every find point (basis of map: Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen 2015).

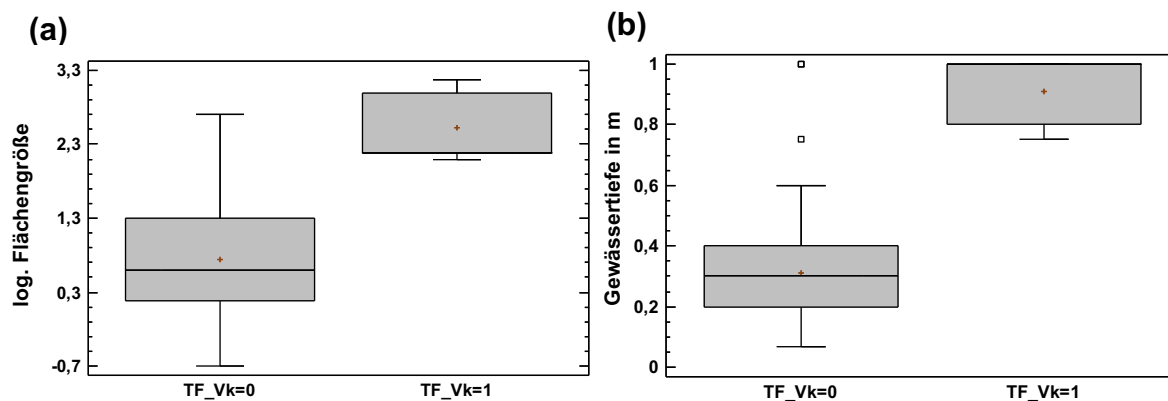


Abb. 17: Boxplots für Vorkommen des Teichfrosches (TF_Vk = 0 = kein Vorkommen, TF_Vk = 1 = Vorkommen) und (a) logarithmierte Flächengröße der Einzelgewässer (n = 64) bzw. (b) Gewässertiefe (n = 77).

Fig. 17: Boxplots for occurrence of the edible frog and (a) the logarithm of the area size of the single water bodies (n = 64) and (b) water body depth (n = 77).

5. Diskussion

5.1 Zusammenhänge zwischen Gewässerparametern und Wasserführung

Circa zwei Drittel der Gewässer im Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen dieser Arbeit neu erfasst (s. Kapitel 4.1.1), obwohl das Untersuchungsgebiet durch Kartierungen für den Atlas der Amphibien Sachsens (Zöphel & Steffens 2002) zu den am besten untersuchten Gebieten in Sachsen gehörte (Saathoff 2016). Allerdings wurden bisher vor allem größere Gewässer untersucht (Zöphel & Steffens 2002). Erst vor kurzem wurde der Fokus verstärkt auf Waldgebiete gerichtet, nachdem im Offenland deutliche Rückgänge der Amphibienarten festgestellt wurden (Saathoff 2016). Gerade die zahlreichen sehr kleinen Gewässer wie Wagenspuren sind schwerer zu finden, was die Kartierung aufwändig macht. Dabei zeigte sich jedoch, dass durch eine flächendeckende Kartierung viele noch nicht registrierte Gewässer gefunden werden können.

Im Untersuchungsgebiet wurde im Zuge der verschiedenen Meliorationsmaßnahmen in der Vergangenheit versucht, den Wald zu entwässern (schriftliche Mitteilungen: Günther, A. 2019). In den 1970er und 1980er Jahren baute die DDR-Forstwirtschaft noch einmal viele Gräben aus und begradigte Bäche; Ende der 1990er Jahre wurden aufgrund der Siedlungsnähe Wege befestigt und im Zuge dessen erneut Gräben vertieft (schriftl. Mitteilung: Günther, A. 2019). Damit wurde bereits intensiv in den natürlichen Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes eingegriffen, wodurch der Grundwasserspiegel sank. Zudem verlief die Bahnstrecke der Zellwaldbahn durch das Untersuchungsgebiet, für deren Bau ein Einschnitt in das Gelände vorgenommen wurde. Dabei wurde ebenfalls bis in das Grundwasser gegraben, welches in Gräben neben dem Bahndamm abgeleitet wurde. Es ist davon auszugehen, dass ohne Entwässerungsmaßnahmen deutlich naturnähere Quellsümpfe, Quellbäche, Auenbereiche und feuchte Senken mit Wildschweinsuhlen und Wurzeltellern vorhanden wären. Einen gewissen Ausgleich zu solchen teilweise verloren gegangenen Gewässern brachten durch die Tätigkeit des Menschen entstandene Kehren, Gräben, Wagenspuren und Abgrabungen, die reichlich zwei Drittel der Gewässer im Untersuchungsgebiet ausmachten (s. Abb. 3b). Jedoch wurden im Zuge des Wegebbaus viele Wagenspuren verschüttet und „Entwässerungsgraben“ war der häufigste Entstehungstyp im Untersuchungsgebiet. Der zweithäufigste Entstehungstyp war der Aushub, der neben den Kehren auch die in jüngerer Zeit gezielt für den Naturschutz angelegten Gewässer beinhaltet. Durch die Anlage dieser Gewässer hat sich allerdings der Anteil größerer Gewässer im Vergleich zu kleineren Gewässern im Wald erhöht, so dass andere Entstehungstypen wie Aushub einen höheren Anteil hatten als natürlicherweise in dem Wald zu erwarten wären. Dennoch waren 2018 noch etwa die Hälfte der Gewässer Bach- oder Grundwasser- gespeist (s. Abb. 7b). Dies wurde vermutlich dadurch begünstigt, dass größere Teile des Untersuchungsgebietes Stauwasserböden (Gley-Pseudogley, Pseudogley und Braunerde-Pseudogley) bzw. Auengley an einigen Bachläufen aufwiesen (LfULG: Digitale Bodenkarte 1:50.000). Nicht untersucht wurde im Rahmen dieser Arbeit der Boden am und im Gewässer. Dieser dürfte jedoch ebenfalls eine größere Rolle für die Wasserführung gespielt haben. So können Bodentyp, Bodenart und Verdichtungsgrad oder Einlagerung von Tonschichten einen Einfluss auf die Infiltration des Wassers und die Stauwirkung haben (Scheffer et al. 2010).

Das Jahr 2018 fiel mit einem Jahresniederschlag von 456,7 mm und einem Temperatur-Jahresmittel von 10,7 °C sehr trocken und warm aus (vgl. Abb. 2): Die jährliche Niederschlagssumme in der Normalperiode 1961 bis 1990 betrug durchschnittlich 764 mm und das Temperatur-Jahresmittel durchschnittlich 7,7 °C (Deutscher Wetterdienst). Schon der Februar 2018 war trocken und aufgrund der geringen Niederschläge im gesamten Winter 2017/2018 fehlte Schmelzwasser im Frühjahr. Im März und April gab es bereits etwas weniger Niederschlag als im Durchschnitt der Normalperiode 1961 bis 1990, sodass das Defizit aus dem Winter nicht ausgeglichen werden konnte. Vor allem fiel aber von Mai bis August deutlich weniger Niederschlag als im

Durchschnitt (s. Abb. 2). Dadurch trockneten viele Gewässer früher aus als gewöhnlich, zum einen durch den fehlenden Niederschlag, zum anderen durch die wärmebedingte erhöhte Verdunstung. Auf den Beobachtungszeitraum bezogen trockneten im Jahr 2017 ungefähr 50 % der Gewässer erst ein bis zwei Monate später beziehungsweise im Gegensatz zu 2018 gar nicht aus.

Durch die geringen Niederschlagsmengen kam es zudem kaum zu Grundwasserneubildung. Dies bezeichnet die Infiltration von Wasser bis zum Grundwasser in den Boden (Hölting & Coldewey 2013). Da auch Grundwasser abfließt, entsteht bei Niederschlagsmangel ein Wasserdefizit (Hölting & Coldewey 2013). Der Grundwasserspiegel ist somit direkt von den Niederschlägen abhängig, besonders bei oberflächennahen Grundwässern (Hölting & Coldewey 2013). Am widerstandsfähigsten gegen Austrocknung zeigten sich Standgewässer (s. Abb. 9a); sie hatten durch ihr größeres Wasservolumen eine größere Reserve. Bachabschnitte trockneten ebenfalls nicht so schnell aus (s. Abb. 9a), da sie laufend von nachfließendem Wasser aus der Quelle gespeist wurden. Gräben trockneten tendenziell später aus (s. Abb. 9a), da sie zum Teil ständig von einer Quelle gespeist wurden oder das zufließende Oberflächenwasser sammelten. Lachen waren hinsichtlich Austrocknung am gefährdetsten (s. Abb. 9a), da sie oft nur von Regen- oder Oberflächenwasser gespeist wurden, das im Sommer 2018 sehr rar war (s. Abb. 2). Bei Quellsümpfen war keine eindeutige Tendenz festzustellen (s. Abb. 9a). Der Grundwasserspiegel in den verschiedenen Quellsümpfen sank unterschiedlich schnell. Das könnte z. B. daran gelegen haben, dass die zu Tage tretenden Grundwasserleiter unterschiedlich große Einzugsgebiete hatten, unterschiedlich tief lagen, ein unterschiedliches Retentionsvermögen besaßen oder die Infiltrationsverhältnisse im Einzugsgebiet verschieden waren (vgl. Hölting & Coldewey 2013).

Abgrabungen wiesen ebenfalls eine längere bis stabile Wasserführung auf (s. Kapitel 4.1.4). Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass diese Gewässer mindestens 30 cm tief waren und von Grundwasser oder einem Bach gespeist wurden. Zudem gehörten sie zu den größten Gewässern im Untersuchungsgebiet. Die meisten Aushübe wiesen ebenfalls eine längere Wasserführung auf (s. Kapitel 4.1.4). Dies kann mit ihrer Tiefe von mindestens 20 cm und ihrer größeren Fläche begründet werden. Senken, Wagenspuren, Wildschweinsuhlen und Wurzelteiler wiesen keine längere Wasserführung auf, da sie oft nur von Regen- oder Oberflächenwasser gespeist wurden und relativ klein waren. Die Gewässer mit einer Wasserführung bis mindestens Anfang August wurden entweder Bach- oder Grundwasser-gespeist oder waren mindestens 20 cm tief (s. Abb. 9b). Fünf Gewässer in dieser Wasserführungskategorie, die von Regen- oder Oberflächenwasser gespeist wurden, waren höchstens 10 m² groß, aber mindestens 30 cm tief. Die Gewässertiefe schien für eine möglichst lange Wasserführung noch wichtiger zu sein als die Flächengröße. Das lässt sich dadurch erklären, dass sich flache Gewässer schneller erwärmen (Glandt 2006) und daher das Wasser schneller verdunstet (Arni & Neuenschwander 2011).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für die Wasserführung die Faktoren Gewässertiefe, Flächengröße und Herkunft des Wassers entscheidend waren. Für eine längere Wasserführung waren größere Tiefe, größere Fläche und Speisung durch Grundwasser oder einen Bach günstig.

5.2 Zusammenhänge zwischen Gewässerparametern und Amphibienvorkommen

Die Zahl der neu erfassten Amphibienlaichgewässer im Untersuchungsgebiet (s. Kapitel 4.1.1) zeigt, dass es wichtig ist, Gebiete flächendeckend zu kartieren und auch die Kleinstgewässer zu untersuchen, die insbesondere vom Bergmolch und zum Teil auch vom Grasfrosch besiedelt wurden (Abb. 15b). Durch Entwässerungsmaßnahmen und Wegebau verloren besonders Arten wie Bergmolch und Grasfrosch einen großen Teil ihrer Primärhabitats wie naturnahe Bäche und Quellsümpfe. Zwar dienten Entwässerungsgräben, Wagenspuren, Abgrabungen und Aushübe teilweise als Sekundärhabitats (vgl. Abb. 13a), jedoch waren diese nicht so weit verbreitet und vor allem Gräben sowie Lachen in Wagenspuren durch eine ungünstigere Wasserführung gekennzeichnet (s. Abb. 9a). Bei Gräben kommt hinzu, dass sie im Laufe eines Jahres sehr unterschiedliche Abflussmengen haben können. Zudem verschob sich durch das Hinzukommen größerer Gewässer durch Aushub oder Abgrabung die Artenzusammensetzung der Amphibien im Untersuchungsgebiet. Arten, die größere Gewässer bevorzugten, wären im Untersuchungsgebiet natürlicherweise weniger verbreitet und Arten, die kleinere bzw. temporäre Gewässer besiedelten, wären häufiger.

Der pH-Wert der Gewässer wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht, dürfte aber im Untersuchungsgebiet auch keine große Rolle für die Amphibienbesiedlung gespielt haben (vgl. Röder & Rumberg 2017, unpubl.). Nur ein Teil der neu angelegten Gewässer auf der Schneise im Stadtwald wurde von saurem Wasser gespeist. Der Einfluss des pH-Wertes wurde exemplarisch bei dem dortigen Gewässer Nr. 65 deutlich, das als einziges der sechs nebeneinander liegenden Gewässer Nr. 64 bis 69 von Molchen besiedelt wurde und nach Daten aus dem Jahr 2017 (Galinsky & Keßler (2018, unpubl.) als einziges einen um den Wert 6 schwankenden pH-Wert aufwies. Alle übrigen benachbarten Gewässer hatten pH-Werte zwischen 4 und knapp über 5, welche für Molche lebensfeindlich sind (Glandt 2006).

Amphibien kamen in den verschiedensten Haupttypen von Gewässern vor (s. Abb. 12b), unter den Reproduktionsgewässern hatten jedoch Standgewässer, Bachabschnitte und Quellsümpfe höhere Anteile. Hinsichtlich der Herkunft des Wassers wurden die meisten Reproduktionshinweise von Amphibien in Grundwasser- und Bach-gespeisten Gewässern festgestellt (s. Abb. 13b), was auf die längere und ausgeglichene Wasserführung zurückgeführt werden kann.

Bei der Auswertung der Amphibienbesiedelung bzgl. der Gewässertypen zeigte sich, dass Gewässer-Komplexe zu einem höheren Anteil besiedelt wurden als Einzelgewässer (s. Kapitel 4.2). Gewässer-Komplexe zeichnen sich durch mehrere nah beieinander liegende Kleinstgewässer aus. Dies ermöglicht im Vergleich zu einzeln gelegenen Kleinstgewässern den Aufbau einer größeren und stabileren Population (Sinsch 2017). Größere Gewässer waren zu einem höheren Anteil von Amphibien besiedelt als kleine Gewässer (s. Kapitel 4.2). Das lag zum einen an der stabileren Wasserführung, aber auch daran, dass Amphibienarten, die größere Gewässer bevorzugten, längere Wanderstrecken (1 km und mehr) zurücklegen (Günther 2009) und somit solche Gewässer besiedeln konnten (vier von sechs Arten im Untersuchungsgebiet). Des Weiteren werden in größeren Gewässern zumeist größere Populationen aufgebaut, die nicht so rasch wieder aussterben (Nentwig et al. 2011). Zudem werden diese Gewässer mit ihren unterschiedlichen Zonen verschiedenen Amphibienarten gerecht (Günther 2009), was die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass dort Amphibien leben.

Entscheidend für die Besiedlung eines Gewässers durch Amphibien war die Dauer der Wasserführung: Zwar verteilten sich im Jahr 2018 die Reproduktionshinweise von Amphibien auf alle untersuchten Wasserführungskategorien (s. Abb. 12a), jedoch trockneten viele Gewässer eher als in normalen Jahren aus. So trockneten 30 % der Gewässer bereits bis Ende Mai aus (s. Abb. 7a), sodass darin keine Amphibienart hätte erfolgreich reproduzieren können (vgl. Günther 2009). Es ist daher zu vermuten, dass bei einer Zunahme von solch trockenen Jahren aufgrund des Klimawandels der Reproduktionserfolg zukünftig insbesondere derjenigen Arten zurückgehen wird, die kleine, temporäre Gewässer besiedeln (hier insbesondere Bergmolch und Grasfrosch).

Zwei Gewässer waren mit jeweils vier Amphibienarten die artenreichsten im Untersuchungsgebiet (s. Abb. 11b). Durch ihr Alter, ihre Größe und den hohen Strukturreichtum sind sie für viele Amphibienarten attraktiv geworden (vgl. Glandt 2006) und konnten im Laufe der Zeit besiedelt werden. In der Vergangenheit wurden in einem der beiden Gewässer Grasfrösche nachgewiesen (LfULG: Zentrale Artdatenbank Sachsen), die 2018 nur im benachbarten Gewässer beobachtet wurden. Drei Gewässer wiesen jeweils drei Amphibienarten auf (Abb. 11b) und sind damit ebenfalls zu den aus naturschutzfachlicher Sicht wertvolleren Gewässern im Untersuchungsgebiet zu zählen.

5.3 Vorkommen und Reproduktion der Amphibienarten

Dass 50 % aller **Grasfrosch**-Laichgewässer erst durch Kartierungen im Rahmen dieser Arbeit erfasst wurden, zeigt einmal mehr die Wichtigkeit einer flächendeckenden Kartierung gerade für den Grasfrosch, da dieser auch viele Kleinstgewässer besiedelte (s. Abb. 15b). Der Hauptgrund für erfolglose Reproduktionsversuche im Jahr 2018 war das zu frühe Austrocknen von acht Gewässern (s. Kapitel 4.3.1). Der Grasfrosch konnte nur in denjenigen Gewässern erfolgreich reproduzieren, die frühestens im Juni ausgetrocknet sind (s. Abb. 15a), da die Larven sieben bis zwölf Wochen zur Entwicklung brauchen und sich der Großteil zwischen Mitte Juni und Mitte Juli umwandelt (Schlupmann & Günther 2009). Die aufgrund des Austrocknens gescheiterten Reproduktionsversuche des Grasfrosches in Gewässern, die bis Ende Mai oder Ende Juni Wasser führten, wären in nicht so extrem trockenen Jahren wahrscheinlich erfolgreich gewesen, da die Gewässer mindestens einen Monat länger Wasser geführt hätten (s. Kapitel 5.1). Wenn diese Gewässer in den vergangenen Jahren ebenfalls so früh ausgetrocknet wären, wären sie wohl nicht besiedelt worden. Der Grasfrosch war im Untersuchungsgebiet zwar die Art mit den meisten Vorkommen (s. Kapitel 4.3.1) und wird in der Roten Liste Sachsens als ungefährdet eingestuft (Zöphel et al. 2015), hat aber in der Vergangenheit drastische Bestandseinbußen erlitten (Zöphel & Steffens 2002). Im Untersuchungsgebiet wären auch aufgrund des vorhandenen Landlebensraumes deutlich mehr Laichballen (1.000 und mehr) zu erwarten gewesen als die tatsächlich gezählten (153, s. Kapitel 4.3.1). Dies ist auf den Verlust von Gewässern und deren natürlicher Dynamik zurückzuführen (s. Kapitel 5.1).

Grasfrösche bewegen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit mindestens in einem Umkreis von 1 km um ihr Laichgewässer (Saathoff 2016). Im Untersuchungsgebiet existierte eine „theoretische“ Metapopulation, die sich außerhalb des Untersuchungsgebietes fortsetzte (LfULG: Zentrale Artdatenbank Sachsen). Jedoch könnte in der Realität der Austausch zwischen Teilpopulationen durch Barrieren in Form von Straßen oder Bahndämmen eingeschränkt worden sein (vgl. Glandt 2008). Dennoch dürfte es durch Abwanderung einzelner Tiere in benachbarte Teilpopulationen zum Genaustausch gekommen sein (vgl. Sinsch 2017).

Der Grasfrosch ist im Untersuchungsgebiet nicht akut gefährdet. Wenn jedoch in Zukunft öfters solche extrem trockenen Jahre auftreten, wäre der Grasfrosch deutlich davon betroffen, da bereits im Jahr 2018 38 % der Gewässer zu früh austrockneten (s. Kapitel 4.3.1). Besonders die Lachen könnten nicht mehr erfolgreich genutzt werden. Zumindest teilweise würde der Grasfrosch aufgrund seiner höheren Wanderleistungen durch Aufsuchen besser geeigneter Gewässer den Verlust ausgleichen können. Jedoch müssten dafür genügend Gewässer, die mindestens bis Juni Wasser führen, in der Umgebung vorhanden sein. In Bächen und Quellsümpfen, die ebenfalls gerne genutzt wurden (s. Abb. 15b), hätte der Grasfrosch wohl eine bessere Zukunftsperspektive. Standgewässer boten zwar eine ausreichend lange Wasserführung (s. Kapitel 4.1.4), jedoch wäre der Grasfrosch dort einem größeren Prädationsdruck ausgesetzt (Schlupmann & Günther 2009). Für den Grasfrosch wären im Untersuchungsgebiet daher konkrete Schutzmaßnahmen sinnvoll.

Der **Bergmolch** ist eigentlich eine typische und häufige Art der Wälder (Hachtel 2011). Durch die oben beschriebene Beseitigung geeigneter Gewässer hat sich – nicht nur im untersuchten Wald – die Lebensraumsituation für den Bergmolch deutlich verschlechtert (s. Kapitel 5.1), was sich in einem drastischen Bestandsrückgang äußerte. Folglich wird die Art in der Roten Liste Sachsens mittlerweile als „gefährdet“ eingestuft (Zöphel et al. 2015). Die Untersuchungen zeigten, dass für den Reproduktionserfolg des Bergmolchs ebenfalls die Dauer der Wasserführung im Gewässer entscheidend war (s. Kapitel 4.3.2): Die Larven brauchen zwei bis vier Monate zur Entwicklung, so dass die metamorphosierten Tiere hauptsächlich von Mitte Juli bis Mitte September an Land gehen (Berger & Günther 2009). Die Zeit bis zum Austrocknen der besiedelten Lachen war 2018 allerdings dafür nicht lange genug (s. Kapitel 4.3.2). Die Speisung durch Regenwasser erwies sich – im Gegensatz zur Speisung aus Grundwasser oder über eine künstliche Wasserführung – in diesem Jahr als nicht ausreichend (s. Kapitel 4.3.2). Wenn es in Zukunft häufiger zu solch trockenen und warmen Jahren wie 2018 (s. Kapitel 2) kommt, hat der Bergmolch aufgrund seiner relativ langen Larvenentwicklungszeit und der Nutzung von temporären Gewässern im Westen des Untersuchungsgebietes (s. Abb. 16a) keine guten Überlebenschancen. In diesem Bereich hätte es 2018 nur ein einziges Gewässer mit ausreichend langer Wasserführung gegeben. Außerdem besteht generell die Gefahr, dass Fahrzeuge durch die besiedelten Wagenspuren fahren oder diese im Zuge des Wegebbaus beseitigt werden.

Die Bergmolch-Vorkommen wurden in ArcGIS entsprechend ihrer Wanderdistanz mit 200 m gepuffert (s. Abb. 16b). Innerhalb dieses Radius gilt der Aufenthalt von Bergmolchen demnach als wahrscheinlich. Es wurden nicht 300 m wie in Saathoff (2016) angenommen, da es sich um sehr kleine Populationen handelte und damit die Wahrscheinlichkeit für Wanderungen geringer ist (vgl. Jehle & Sinsch 2007). Die sich in der GIS-Analyse ergebenden vier getrennten Populationen (Abb. 16b) sind allerdings nur hypothetisch, da nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass tatsächlich kein Austausch zwischen ihnen bestand. Hinzu kommt für alle Populationen im Untersuchungsgebiet, dass es aufgrund der geringen Individuenzahlen zu einer Verarmung des Genpools kommen kann, was das Aussterberisiko ebenfalls erhöht (Sinsch 2017). Außerdem ist durch die geringe Vorkommensdichte (s. Abb. 16b) und die geringen Wanderleistungen (Saathoff 2016) ein Genaustausch sehr eingeschränkt. Daher ist der Bergmolch von allen Amphibienarten im Untersuchungsgebiet die am stärksten bestandsgefährdete Art. Wenn keine Naturschutzmaßnahmen ergriffen werden, droht der Bergmolch im Untersuchungsgebiet auszusterben. Es bleibt zu hoffen, dass die Individuenzahl der Populationen nicht schon unter eine kritische Schwelle gesunken ist, die ein mögliches Populationswachstum erschwert (vgl. Nentwig et al. 2011).

Die restlichen vier Arten **Teichfrosch**, **Erdkröte**, **Nördlicher Kammolch** und **Teichmolch** profitierten am meisten von anthropogenen, zum Teil für Naturschutzzwecke angelegten Gewässern, da sie ausschließlich in diesen vorkamen. Bei allen Arten waren Ausbreitungstendenzen festzustellen, da neue Nachweise gegenüber den Vorjahren erbracht werden konnten (s. Kapitel 4.3.3). Dies spricht dafür, dass die Populationen noch ausreichend groß waren. Auch ein Genaustausch zwischen Teilpopulationen war vermutlich möglich. Da die bevorzugten Gewässer ausreichend lange Wasser führten (s. Kapitel 4.3.3) und aufgrund des vorhandenen Ausbreitungspotentials sind sie im Untersuchungsgebiet als nicht gefährdet einzuschätzen.

5.4 Ableitungen für den Arten- und Naturschutz

Der Bergmolch als Indikator- und potentielle Zielart für Wälder mit naturnahem Wasserhaushalt (Hachtel 2011) erwies sich im Untersuchungsgebiet als eine stark rückläufige und damit gefährdete Art, für die bisher kaum gezielte Naturschutzmaßnahmen unternommen wurden. Der Schutz von Amphibien konzentrierte sich bisher häufig nur auf Anlage und Erhaltung größerer Gewässer, so dass die vom Bergmolch oftmals besiedelten kleineren, auch temporären (bis in den Herbst Wasser führenden) Gewässer übersehen oder als nicht schützenswert eingeschätzt wurden (vgl. Hachtel 2011). Damit die Bergmolch-Populationen auf lange Sicht überleben können, reicht es allerdings nicht aus, die besiedelten Gewässer zu erhalten oder zu optimieren. Bergmolche brauchen deutlich mehr geeignete Laichgewässer, um sich auszubreiten und neue Teilpopulationen zu gründen. Außerdem sollte angestrebt werden, eine bessere Konnektivität zwischen den mittlerweile oftmals isolierten Einzelpopulationen herzustellen. Dafür wäre aufgrund der geringeren Ausbreitungsfähigkeit und Wanderleistung ein dichtes Netz verschieden großer Stillgewässer erforderlich (vgl. Hachtel 2011). So zeigt Abb. 4, dass die Gewässerdichte, vor allem der mindestens bis Anfang August Wasser führenden Gewässer, im Untersuchungsgebiet relativ gering war. Durch Entwässerungsmaßnahmen waren im Untersuchungsgebiet die Grundwasserstände zu gering (s. Kapitel 5.1). Würde der Grundwasserstand durch den Rückbau der Entwässerungssysteme wieder angehoben werden, könnten Quellsümpfe renaturiert werden. Sie würden damit länger Wasser führen und sich vergrößern. In Wurzeltellern umgefallener Bäume und in Wildschweinsuhlen würden Kleinstgewässer entstehen. Auch durch Renaturierung der Bäche könnten langsam fließende Bereiche als Laichplätze entstehen. Von diesen Maßnahmen würden vor allem Bergmolch und Grasfrosch profitieren. Im Zuge des angestrebten Waldumbaus von Nadel- zu Laubwald könnte eine solche Renaturierung realisiert werden. Dies würde zudem den Landlebensraum der Amphibien allgemein verbessern (vgl. Glandt 2018).

Grundsätzlich sollten aus Sicht des Naturschutzes alle im Untersuchungsgebiet vorhandenen Gewässer erhalten werden, insbesondere die von Amphibien besiedelten. Außerdem sollten die Gewässer weiterhin beobachtet werden. Falls ein Gewässer eutrophiert, zu verlanden droht oder die Wasserspeisung nicht mehr richtig funktioniert, sollten entsprechende Pflegemaßnahmen eingeleitet werden. Gewässer, die nicht lange genug Wasser führen, können vertieft werden. Um Wagenspuren zu erhalten, sollten sie in mehrjährigen Abständen außerhalb der Reproduktionszeit durchfahren werden, damit der Boden wieder verdichtet wird und weniger Wasser infiltriert (vgl. Hachtel 2011). Noch vorhandene Wege mit Wagenspuren sollten nicht ausgebaut werden (vgl. Hachtel 2011). An Stellen, an denen Oberflächenwasser zusammenfließt, könnten Kehren ausgehoben werden. Generell sollten die Gewässer aus der Sicht des Amphibienschutzes fischfrei gehalten werden (vgl. Glandt 2018). Alle Maßnahmen an Gewässern sollten nur im Spätherbst oder Winter erfolgen, wenn sich keine Amphibien im Gewässer befinden (Hachtel 2011).

6. Summary

During the dry year 2018 small water bodies and amphibians in the Hospitalwald and adjacent parts of the Stadtwald of Freiberg (Saxony) were investigated. The water bodies were situated primarily above slack water soils with many springs. In the 1970s and 1980s, significant changes in the hydrologic balance took place due to an extensive extension of drainage ditches and straightening of streams. After 1990 paths were consolidated and drainage ditches were deepened again. Besides a natural forest section with beeches, spruce was the dominant tree species. During an area-wide mapping, 77 mainly temporary small water bodies building potential spawning sites for amphibians were recorded, with 52 previously not yet registered. Besides selected water body parameters such as water body type, type of origin, size, depth, continuance of flow conditions and origin of the water, the occurrence of amphibians was recorded by a combination of qualitative and half-quantitative methods (e. g., counting the masses of spawn, acoustic and optic recording, sweepnets and creels). In 29 water bodies amphibians with indication for reproduction occurred. In the extremely dry and warm year 2018 about 30 % of the water bodies had already dried out by the end of May and another 30 % by the end of June. Deeper, larger and groundwater- or stream-fed water bodies proved to be the most resistant against drying out. The most important parameter for a successful reproduction of amphibians was the continuance of flow conditions. While northern crested newt (*Triturus cristatus*), common toad (*Bufo bufo*) and edible frog (*Pelophylax* kl. *esculentus*) reproduced exclusively and the common newt (*Lissotriton vulgaris*) mainly in the few larger standing water bodies, the common frog (*Rana temporaria*) occurred in all main types of water bodies. The alpine newt (*Ichthyosaura alpestris*) preferred the smallest water bodies which were particularly affected by drying out. As a result, no reproduction of this species was possible in half of the water bodies. The drainage of the forest was and is still a serious impact on the amphibian populations. As a consequence, many temporary small and very small water bodies have disappeared or dry out earlier and in a shorter timespan. Secondary water bodies, for example ruts, have been buried due to the extension of the paths. So the high density of small water bodies in the forest which is the crucial for the alpine newt as a character species of forest with natural water balance does not exist anymore. By now its populations have become so small and weak that immediate measures such as the creation of deeper water bodies in addition to the puddles used are necessary for the survival of the species in the short term. In the long term, forest conversion from spruce monoculture to deciduous forest offers the opportunity to reduce drainage and restore spring swamps and streams. This could build the basis for the formation of primary water bodies such as root plates and wild boar sulls in spring swamps as well as slowly flowing stream sections in which alpine newts and common frogs can successfully reproduce.

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Werner Hentschel (NABU Freiberg) und Herrn André Günther (Naturschutzzentrum Freiberg) für die vielfältige Unterstützung und die Bereitstellung von fachlichen Informationen.

7. Literatur

- 34u GmbH: MultiBaseCS Cloud, <https://cloud.multibasecs.de>.
- 34u GmbH (2018a): MultiBaseCS Mobile 2.0.51.
- 34u GmbH (2018b): MultiBaseCS Server-Datenbank Version 4.1.0.524.
- Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V. (2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens, Band 1, Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16,1. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- Arni, A. & Neuenschwander, K. (2011): Grundkurs Chemie I und II. Wiley-VCH, Weinheim, 197 S.
- Berger, H. & Günther, R. (2009): Bergmolch. In: Günther, R. (2009): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, S. 104-120.
- Berninghausen, F. (2012): Welche Kaulquappe ist das? NABU Landesverband Niedersachsen, Hannover, 43 S.
- Deutscher Wetterdienst: Klimadiagramm Freiberg, http://deacademic.com/pictures/dewiki/75/Klimadiagramm-deutsch-Freiberg_%28SN%29-Deutschland.png, 08.12.2018, 11:33 Uhr.

- ESRI (2017): ArcGIS 10.6.
- Fritz, K. (2007): Wald und Forstwirtschaft. In: Laufer, H., Fritz, K., Sowig, P. (2007): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 112–124.
- Galinsky, B. & Keßler, S. (2018, unpubl.): Analyse der Entwicklung hydrochemischer und ökologischer Parameter unterschiedlich alter Gewässer auf der Hochspannungs-trasse im Stadtwald Freiberg. Bericht zum "Modul Biotop- und Landschaftsmanagement", Studiengang Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg (unpubl.).
- Glandt, D. (2006): Praktische Kleingewässerkunde. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 200 S.
- Glandt, D. (2008): Heimische Amphibien. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 178 S.
- Glandt, D. (2016): Amphibien und Reptilien Herpetologie für Einsteiger. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 246 S.
- Glandt, D. (2018): Praxisleitfaden Amphibien- und Reptilienschutz. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 306 S.
- Günther, R. (2009): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 825 S.
- Hachtel, M. (2011): Bergmolch. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V. (2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens, Band 1, Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie. Laurenti-Verlag, Bielefeld, S. 337–374.
- Höltling, B. & Coldewey, W. (2013): Hydrogeologie. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 438 S.
- Jehle, R. & Sinsch, U. (2007): Wanderleistung und Orientierung von Amphibien: eine Übersicht. - Zeitschrift für Feldherpetologie 14, Heft 2: 137–152.
- Knitter, T. (2016, unpubl.): Qualitative Analyse der Molchvorkommen im Raum Freiberg und Vergleich mit historischen Daten. Bachelorarbeit Studiengang Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg (unpubl.).
- Kronshage, A., Schlüpmann, M., Beckmann, C., Weddeling, K., Geiger, A., Haacks, M. & Böll, S. (2014): Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfällen bei Amphibienerfassungen. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 77: 293–358.
- LfULG: Digitale Bodenkarte 1:50000, <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme>, 10.01.2019, 11:58 Uhr.
- LfULG: Kartierung und Datenerfassung Amphibien, <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur>, 22.10.2018, 11:43 Uhr.
- LfULG: Potentielle natürliche Vegetation 1:50000, <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt>, 10.01.2019, 18:29 Uhr.
- Mannsfeld, K. & Syrbe, R.-U. (2008): Naturräume in Sachsen, Forschungen zur deutschen Landeskunde 257. Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag Leipzig, Leipzig, 288 S.
- Nentwig, W., Bacher, S. & Brandl, R. (2011): Ökologie kompakt. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 371 S.
- Nöllert, A. & Nöllert, C. (1992): Die Amphibien Europas. Franckh-Kosmos, Stuttgart, 382 S.
- Opitz, T. (2019, unpubl.): Erfassung und Analyse der Kleingewässer und Amphibienvorkommen im Hospitalwald und im angrenzenden Bereich des Stadtwaldes von Freiberg (Sachsen). Bachelorarbeit Studiengang Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg (unpubl.).
- Pälchen, W. & Walter, H. (2011): Geologie von Sachsen: Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 537 S.
- Röder, M. & Rumberg, C. (2017, unpubl.): Bergmolchpopulationen (*Ichthyosaura alpestris*) in ausgewählten Gebieten im Freiberger Umland Heutige Vernetzungsstrukturen und Vergleich mit historischen Daten sowie Detailanalyse der Lebensräume im Einzugsgebiet des Fischbaches. Bachelorarbeit Studiengang Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg (unpubl.).
- Saathoff, U. (2016): Bestandsentwicklung ausgewählter Amphibienarten im Freiberger Raum - eine Auswertung des Datenbestandes der Zentralen Artdatenbank Sachsens. Mitteilungen des Naturschutzesinstitutes Freiberg 9/2016: 2–24.
- Sachs, L. (1988): Statistische Methoden: Planung und Auswertung. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, 298 S.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Thiele-Bruhn, S., Welp, G. & Wilke, B.-M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 569 S.
- Schlüpmann, M. (1988): Ziele und Methoden der Grasfrosch-Laichballen-Zählung in Westfalen. - Jahrbuch für Feldherpetologie 2: 67–88.
- Schlüpmann, M. (1992): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. In: Eikhorst, R. (1992): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung, Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg, S. 149–176.
- Schlüpmann, M. & Günther, R. (2009): Grasfrosch. In: Günther, R. (2009): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, S. 412–454.
- Schmidt, B. R., Zumbach, S., Tobler, U. & Lippuner, M. (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. - Zeitschrift für Feldherpetologie 22 (2): 137–150.
- Schmidt, P.A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, A., Walter, B. & Wendel, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation mit Karte 1:200 000. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden, 231 S.
- Sinsch, U. (2017): Wie weit wandern Amphibien? Verhaltensbiologische und genetische Schätzung der Konnektivität zwischen Lokalpopulationen. Zeitschrift für Feldherpetologie 24 (1): 1–18.
- Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (2015): WMS Digitale Orthophotos (RGB), <http://landesvermessung.sachsen.de/inhalt/produkte/online/geo-datendienste.html>.
- Statpoint Technologies Inc. (2014): Statgraphics Centurion XVII.
- Thiesmeier, B. (2015): Amphibien bestimmen. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 47 S.
- TU Bergakademie Freiberg: Wetterstation "Reiche Zeche", http://www.chemie.tu-freiberg.de/wetter-daten/daten_anzeige.php, 02.01.2019, 9:45 Uhr.
- Zöphel, U. & Steffens, R. (2002): Atlas der Amphibien Sachsens, Dresden, 135 S.
- Zöphel, U., Trapp, H. & Warnke-Grüttner, R. (LfULG) (2015): Rote Liste der Wirbeltiere Sachsens (Kurzfassung), online einsehbar unter: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur/8486.htm>.

Anschriften der Autor(inn)en:

Opitz, Tina*; **Achtziger, Roland:** TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, Leipziger Straße 29, 09599 Freiberg, E-Mail: tina.opitz@student.tu-freiberg.de; roland.achtziger@ioez.tu-freiberg.de

Lueg, Holger: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 62: Artenschutz, Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg, E-Mail: holger.lueg@smul.sachsen.de

*Korrespondierende Autorin