

## Amphibien besiedeln neu angelegte Weiher, aber nicht dauerhaft: Eine Fallstudie

Peter Jean-Richard<sup>1</sup> & Benedikt R. Schmidt<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Grixweg45, 5000 Aarau, Schweiz

<sup>2</sup>info fauna karch, Bâtiment G, Bellevaux 51, CH-2000 Neuchâtel, Schweiz;

<sup>3</sup>Institut für Evolutionsbiologie und Umweltwissenschaften, Universität Zürich,  
Winterthurerstr. 190, CH-8057 Zürich, Schweiz, benedikt.schmidt@infofauna.ch

### Amphibians colonise newly created ponds, but only transiently: A case study

The construction of new ponds is an important conservation action for the conservation and promotion of amphibians. In the Oberer Schachen area (Canton of Aargau, Switzerland), 25 new ponds were created as an ecological compensation measure. We describe the colonisation of the new ponds by amphibians. While all species colonised the new ponds quickly and some of them built up large populations, the success for most species was only a “flash in the pan”, as most populations at the new ponds went locally extinct after a short time and persisting populations became smaller. We discuss possible causes for the observed spatio-temporal dynamics.

**Key words:** Amphibian, pond construction, colonization, extinction, site management, spatio-temporal dynamics, Switzerland.

### Zusammenfassung

Der Bau neuer Weiher ist eine wichtige Maßnahme zum Schutz und zur Förderung von Amphibien. Im Gebiet Oberer Schachen (Kanton Aargau, Schweiz) wurde 25 neue Gewässer als ökologische Ersatzmaßnahme angelegt. Wir beschreiben die Besiedlung der neuen Gewässer durch die Amphibien. Während alle Arten die neuen Gewässer schnell besiedelten und teilweise große Populationen aufbauten, so war der Erfolg für die meisten Arten nur ein „Strohfeuer“, denn die meisten Bestände an den neuen Weiher erloschen nach kurzer Zeit wieder und fortbestehende Populationen wurden kleiner. Wir diskutieren mögliche Ursachen für die beobachtete räumlich-zeitliche Dynamik.

**Schlüsselbegriffe:** Amphibien, Bau neuer Weiher, Besiedlung, Erlöschen von Populationen, Pflege, Unterhalt, räumlich-zeitliche Dynamik, Schweiz.

### Einleitung

Der global zu beobachtende Rückgang der Amphibien hat viele Ursachen, aber der Verlust der Lebensräume, sowohl hinsichtlich Quantität wie auch Qualität, ist die älteste und wohl weiterhin wichtigste Ursache (Meisterhans & Heusser 1970, Grosenbacher 1974, Hotz & Broggi 1982, Cushman 2006, Curado et al. 2011). Der Schutz, die Wiederherstellung und die Neuschaffung von Lebensräumen gehören deshalb zu den wichtigsten Maßnahmen im Amphibienschutz, wobei mit Lebensräumen in der

Regel Teiche, Tümpel und Weiher, also nur die Wasserlebensräume, gemeint sind (Schmidt 2022). Diese Schutzmaßnahmen zu Gunsten der Amphibien haben positive Auswirkungen (Smith et al. 2020). So berichtet beispielsweise Fog (1997), dass in Dänemark zwischen 1986 und 1997 3446 Weiher angelegt oder wiederhergestellt wurden. Dies führte zu einer starken Vergrößerung der Amphibien-Populationen. Stumpel & van der Voet (1998) berichten, dass in den 15 Jahren vor ihrer Publikation in den Niederlanden 1691 neue Weiher angelegt wurde. Eine Stichprobe von 133 Weihern wurde untersucht. Es zeigte sich, dass bis zu neun Arten die Weiher besiedelt hatten; insgesamt wurden 80 % der Weiher von Amphibien besiedelt und in 68 % der Weiher pflanzten sich die Amphibien fort. Ähnliche Weiherbauprojekte gibt es aus anderen Ländern und meistens stellt sich der gewünschte Erfolg – die Besiedlung durch Amphibien – ein (Smith et al. 2020).

Aber selbst wenn Amphibien neue Gewässer besiedeln, so ist die Besiedlung nicht immer von Dauer. Arntzen & Teunis (1993) beschreiben, dass ein neu angelegter Weiher in einer Kiesgrube in Frankreich schnell von Kammmolchen (*Triturus cristatus*) besiedelt wurde. Aber nach starkem Wachstum der Population in den ersten Jahren, wurde die Population wieder kleiner und war nach wenigen Jahren fast ganz erloschen. Moor et al. (2022) untersuchten die Besiedlung neu erstellter Weiher im Schweizer Kanton Aargau und stellten dabei fest, dass die Amphibienpopulationen nach der Besiedlung neuer Weiher häufiger wieder erloschen sind als nach der Besiedlung schon lange bestehender Weiher. Dieses Muster zeigte sich bei zehn von zwölf untersuchten Arten; nur beim Laubfrosch (*Hyla arborea*) war es umgekehrt (höhere Persistenz in neuen als in alten Gewässern) und beim Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) gab es keinen Unterschied.

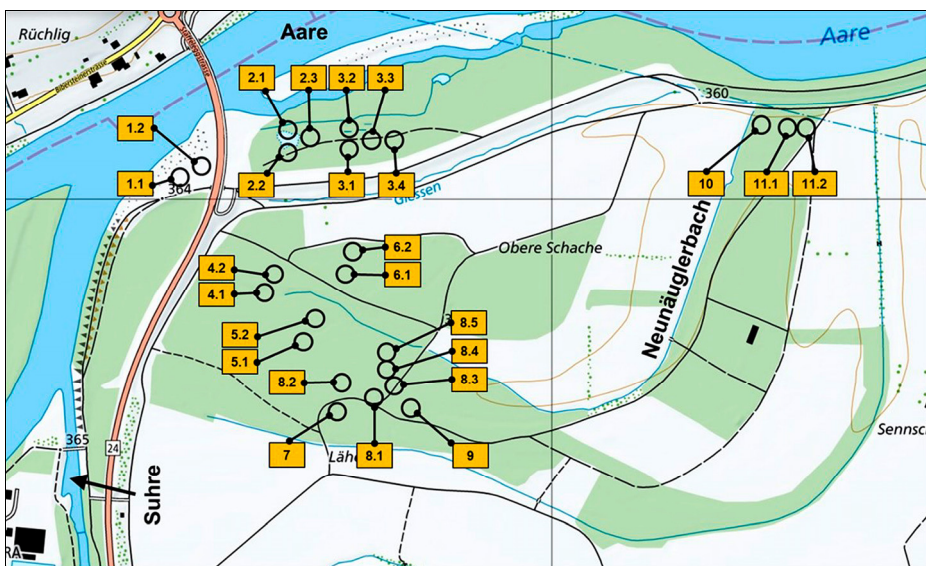


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebiets mit den 25 Weihern im Oberen Schachen bei Aarau, Kanton Aargau, Schweiz.

Map of the study area showing the location of the 25 ponds at the site "Oberer Schachen" near Aarau, canton Aargau, Switzerland.

Eine Erkenntnis aus diesen Studien ist es, dass es sich lohnt, über längere Zeiträume zu schauen, wie neue Weiher durch Amphibien genutzt werden. Dies ist deshalb wichtig, weil der Bau neuer Weiher vielerorts eine gesetzlich vorgeschriebene Ersatzmaßnahme ist, wenn geschützte oder schützenswerte Lebensräume zerstört oder beeinträchtigt werden.

Hier beschreiben wir, wie neu angelegte Weiher durch Amphibien erst besiedelt und dann wieder verlassen wurden. Das Untersuchungsgebiet ist der Obere Schachen in der Nähe von Aarau, Kanton Aargau, Schweiz (Abb. 1). In diesem Gebiet wurde eine Weichholzaue reaktiviert und gleichzeitig wurden 25 Kleingewässer neu angelegt als ökologische Ausgleichsmaßnahmen für den Bau einer Straße (Schelbert 2010).

## Methoden

Die Amphibienvorkommen in den verschiedenen Weihern wurden in etwa nach den Methoden durchgeführt, die für das Aargauische Amphibienmonitoring definiert wurden (siehe Moor et al. 2022). Die Besuche erfolgten nachts. Die Beobachtungszeit pro Begehung für ein Gewässer oder Gewässerkomplex (mit allen Teilgewässern) ist limitiert und abgestuft nach dessen Größe (Wasserfläche). Bis 100 m<sup>2</sup> beträgt die Beobachtungszeit 20 Minuten, bis 1000 m<sup>2</sup> 40 Minuten, bis 10000 m<sup>2</sup> 60 Minuten und darüber 90 Minuten. Die Beobachtungszeit ist die Zeitdauer, während der am Gewässer nach Tieren gesucht oder Stimmen abgehört werden. Die Bestandserfassung erfolgt in zwei Schritten. 1. Das Gewässer (Gewässerkomplex) wird aus sicherer Entfernung durch den Beobachter abgehört (möglichst keine Störung) und die Anzahl der rufenden Tiere gezählt (Mindestanzahl). 2. Das gesamte Ufer des Gewässers wird abgesperrt, sofern zugänglich. Mit Hilfe einer starken Taschenlampe werden die sicht- und/oder hörbaren Individuen gezählt. Gleichzeitig ist darauf zu achten, ob Larven oder Laich vorhanden sind (Schätzen der Häufigkeit). Bei der Erfassung wird zwischen Adulten, Stimmen, Laich und Larven unterschieden (verkürzte Beschreibung der Methoden nach Bühler 2022).

Untersucht wurden 11 Weihergruppen mit insgesamt 25 Weihern (im Gebiet gab es schon vor der Erstellung der Ersatzmaßnahmen Amphibien und stehende Gewässer). Die Vorkommen wurden gewässerscharf erfasst. Die Wasserfrösche (*Pelophylax* sp.) wurden nur auf Ebene der Gattung bestimmt, da es in der Region auch mehrere invasive Wasserfrosch-Arten und deren Hybride gibt (Dubey et al. 2014).

Die 25 Weiher wurden jeweils im Frühjahr an 1–3 Terminen nach Einbruch der Dunkelheit vom Erstautor untersucht. Die Tage wurden in etwa nach den Regeln des Aargauischen Amphibieninventars bestimmt (Untersuchungszeiträume, klimatische Bedingungen). Die Daten sind: 2009: 18.5. und 27.5., 2010: 28.6., 2011: 27.3.; 16.5. und 3.6., 2012: 7.4. und 26.4., 2013: 14.5., 2014: 18.3. und 29.4., 2017: 10.5; 29.5.; und 10.6. (Aufnahmen nur an den Weihergruppen 6 und 8), 2021: 26.4. und 31.5. Wir zeigen hier die Rohdaten der Felderhebungen und nehmen an, dass die Nachweiswahrscheinlichkeiten konstant sind. Daher ist es möglich, dass insbesondere kleine Populationen übersehen wurden (Schmidt 2008, Tanadini & Schmidt 2011). Die Schwankungen in der Populationsgröße sind möglicherweise auch auf Unterschiede in den Beobachtungsfrequenzen und -terminen zurückzuführen. Es wurden auch Beobachtungen von Fischen, Krebsen, Säugetieren, Vögeln und invasiven Neophyten (Abb. 2) notiert.

## Ergebnisse

Die Wasserfrösche (*Pelophylax* sp.) besiedelten die neuen Gewässer sehr schnell und bauten rasch große Populationen auf (Abb. 3). Nach wenigen Jahren ging die Populationsgröße und die Anzahl besiedelter Gewässer zurück. Im letzten Jahr der Untersuchung (2021) besiedelten sie die meisten der Gewässer, wenn auch in kleinen Beständen.

Der Grasfrosch (*Rana temporaria*) besiedelte die neuen Gewässer schnell (Abb. 4). Mit Ausnahme von zwei Jahren (2011, 2014) waren die Populationen jedoch meist klein. In den Jahren 2011 und 2014 waren die Populationen außergewöhnlich groß. Im letzten Jahr der Untersuchung (2021) waren nur noch wenige Weiher besiedelt.

Die Erdkröte (*Bufo bufo*) besiedelte die neuen Weiher zögerlich und die meisten Populationen waren klein (Abb. 5). Ausnahme war das Jahr 2014, in welchem viele Weiher von mittelgroßen Populationen besiedelt waren.

Gelbbauchunken (*Bombina variegata*) besiedelten zahlreiche Gewässer im Gebiet schnell, aber die Populationen waren meist klein (Abb. 6). Ab dem Jahr 2014 waren Unken nur noch in wenigen Gewässern anzutreffen.

Der Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) besiedelte viele der Weiher in kleinen Populationen (Abb. 7). Auch bei dieser Art war zu beobachten, dass sich die Anzahl besiedelter Gewässer nach 2014 merklich verringerte.

Fadenmolche (*Lissotriton helveticus*) besiedelten die Mehrheit der Gewässer in kleinen und mittleren Populationsgrößen (Abb. 8). Am Ende der Feldarbeiten war die Anzahl besiedelter Gewässer nur wenig reduziert, aber die Individuenzahlen meist gering.

Interessanterweise wurden in den Jahren 2010 und 2011 auch Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) in den mit 2 und 3 bezeichneten Gewässerkomplexen beobachtet (Abb. 1).

Fische und Krebse wurden in den Gewässerkomplexen 1 und 2 (Abb. 1) beobachtet (Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Alet (*Squalius cephalus*), Dorngrundel (*Cobitis taenia*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Kamberkreb (*Faxonius limosus*)).

An nahezu allen Gewässern wurden im Jahr 2021 Vorkommen invasiver Neophyten beobachtet (Abb. 2). Ebenso kommen Wildschwein (*Sus scrofa*) und Biber (*Castor fiber*) im Gebiet vor.



Abb. 2: Das Gewöhnliche Labkraut (*Asclepias syriaca*) ist ein invasiver Neophyt im Untersuchungsgebiet. Es gehört zu den Arten, die nachweislich Schäden in der Umwelt verursachen (BAFU 2022).

The common milkweed (*Asclepias syriaca*) is an invasive neophyte in the area. It is one of the species that cause demonstrable damage to the environment (BAFU 2022).

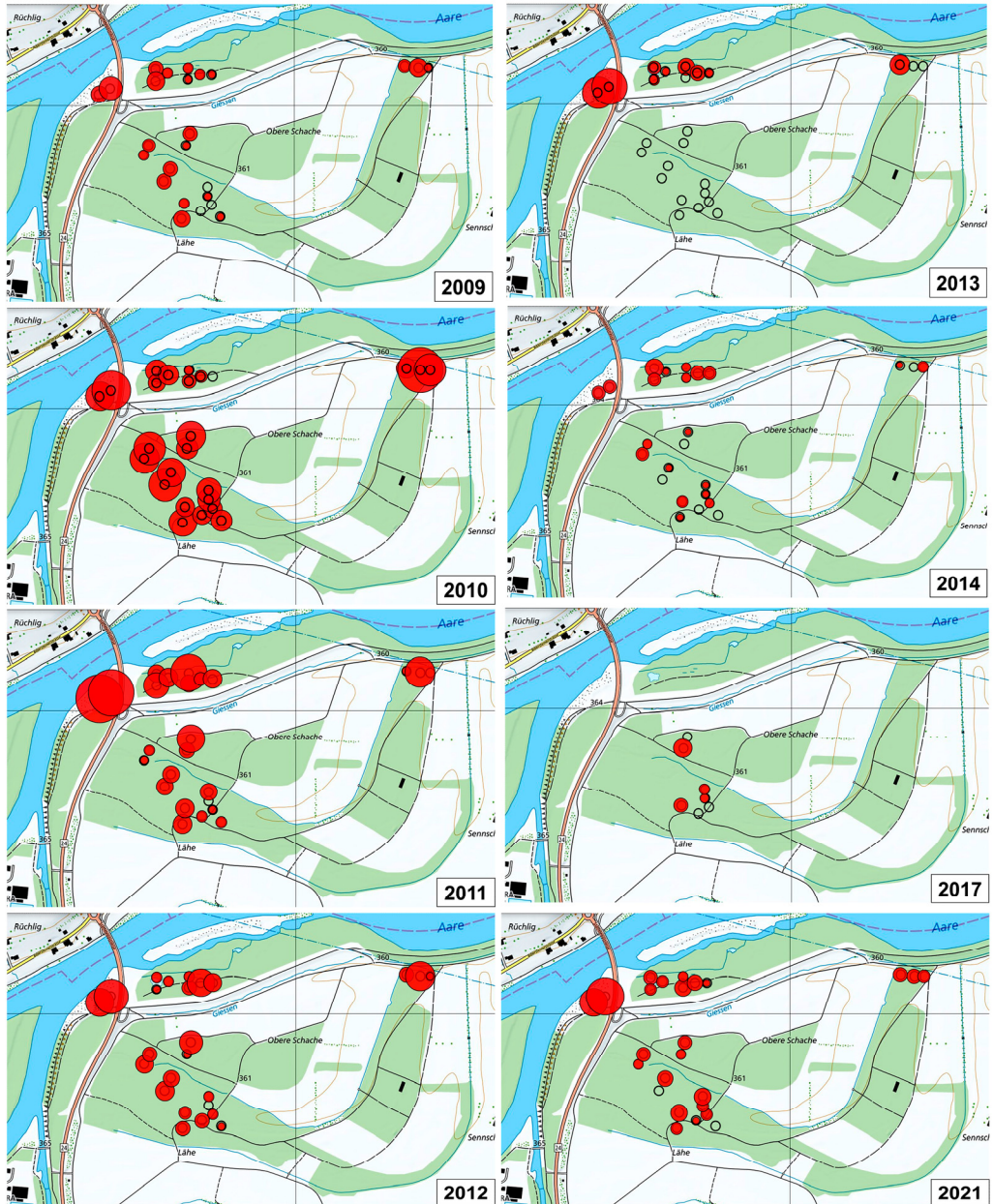


Abb. 3: Verbreitung der Wasserfrösche (*Pelophylax* sp.) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiherr an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiherr; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of water frogs (*Pelophylax* sp.) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.

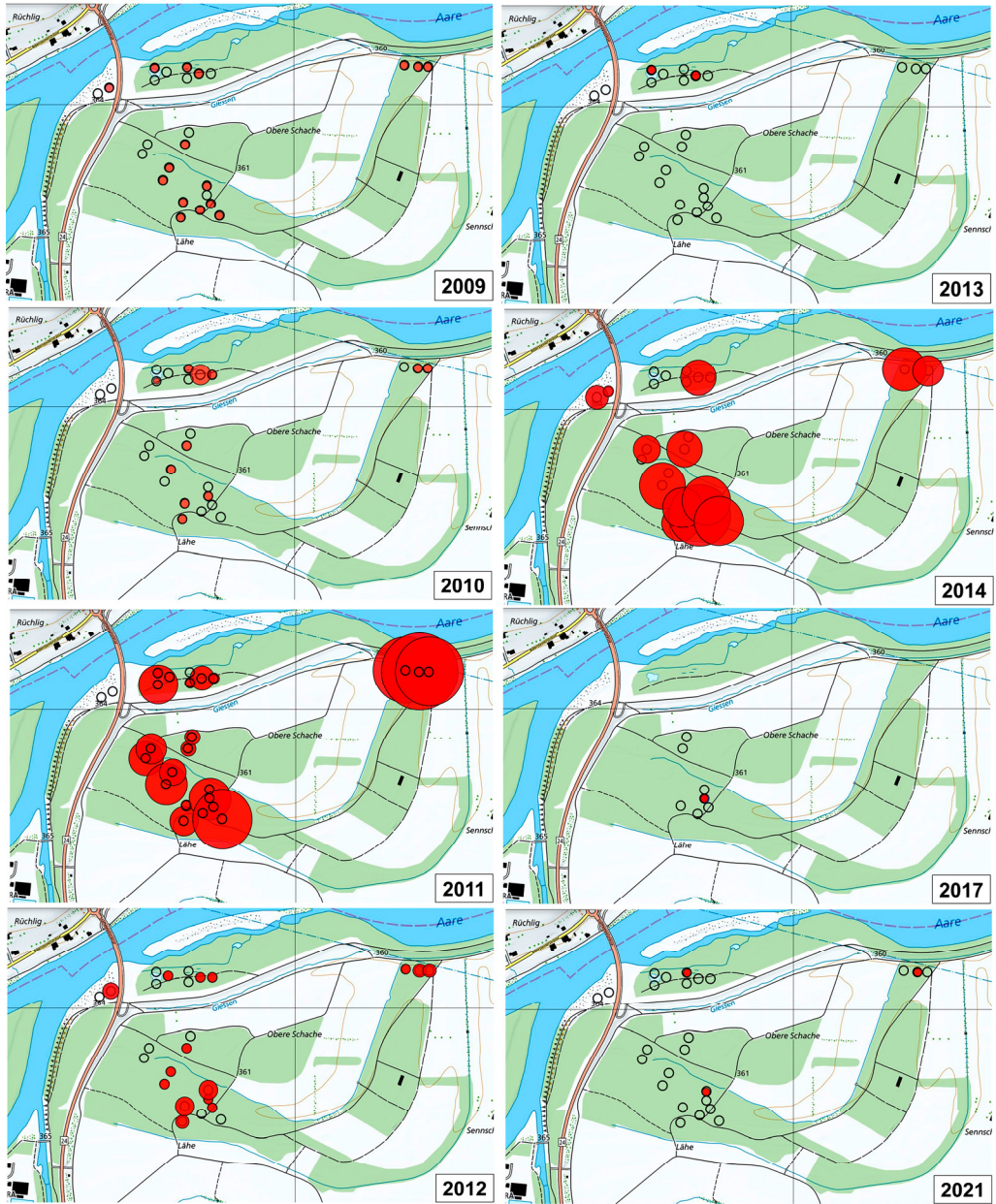


Abb. 4: Verbreitung des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiher an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiher; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of common frogs (*Rana temporaria*) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.

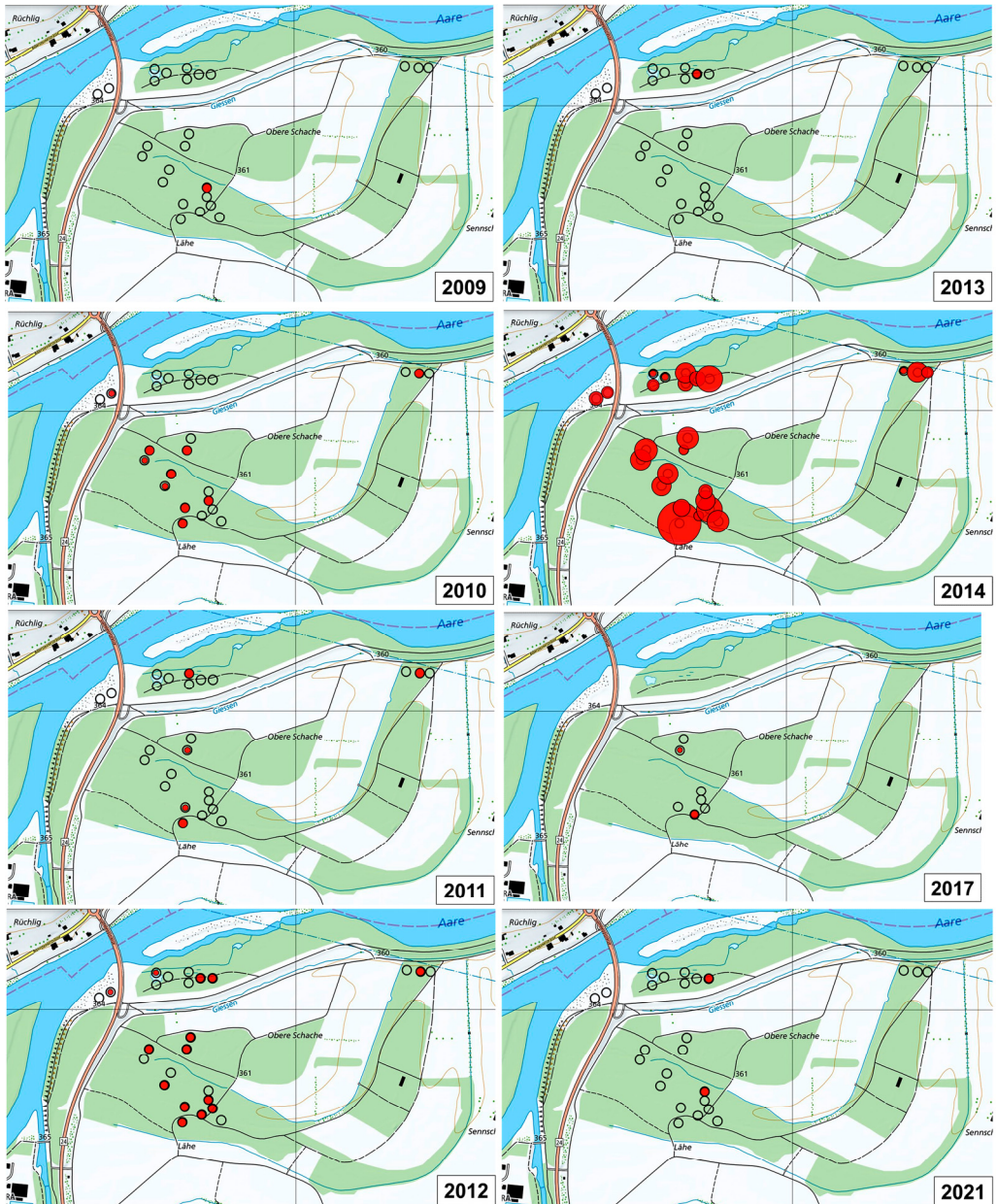


Abb. 5: Verbreitung der Erdkröte (*Bufo bufo*) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiher an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiher; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of common toads (*Bufo bufo*) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.

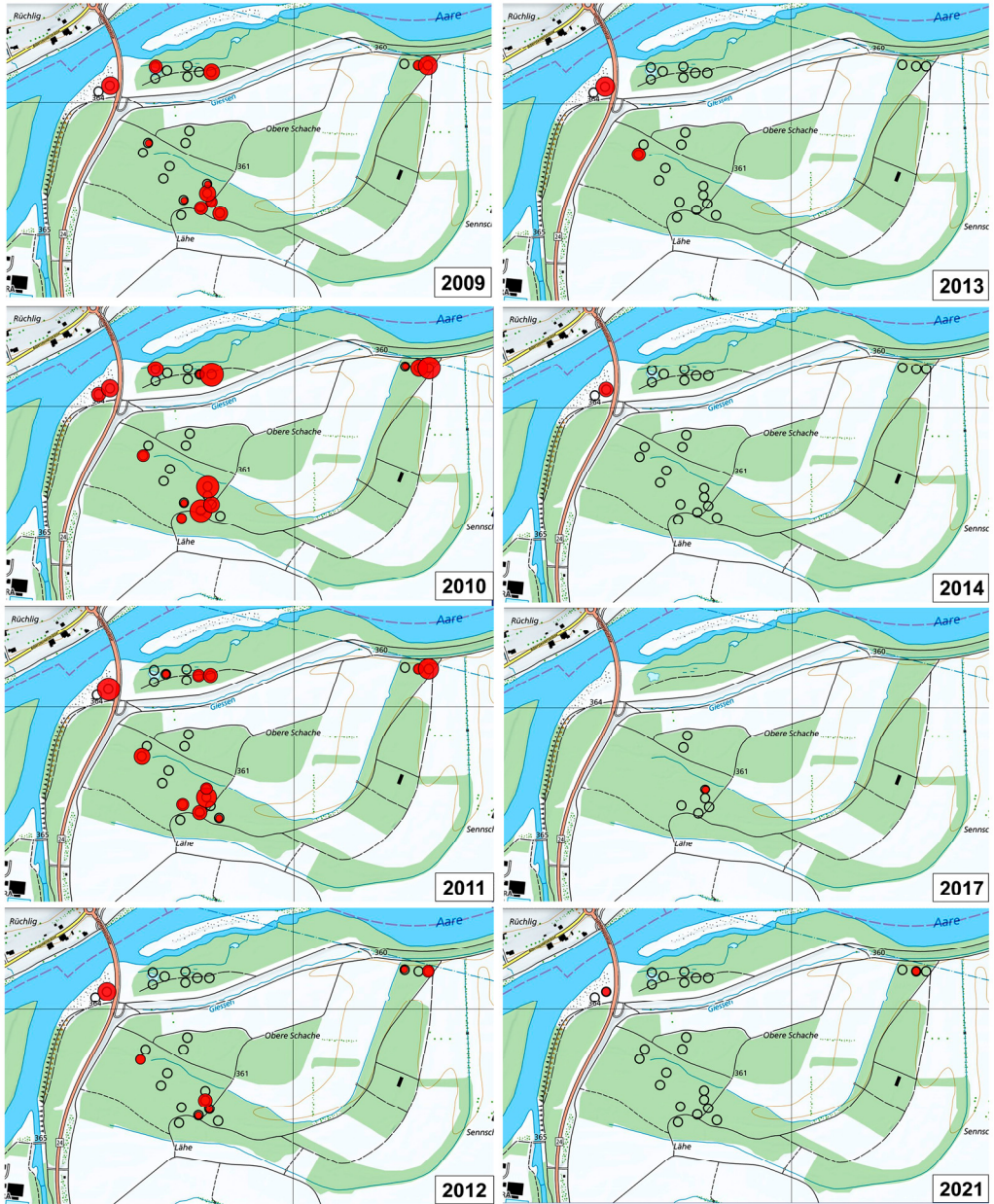


Abb. 6: Verbreitung der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiher an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiher; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of the yellow-bellied toads (*Bombina variegata*) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.



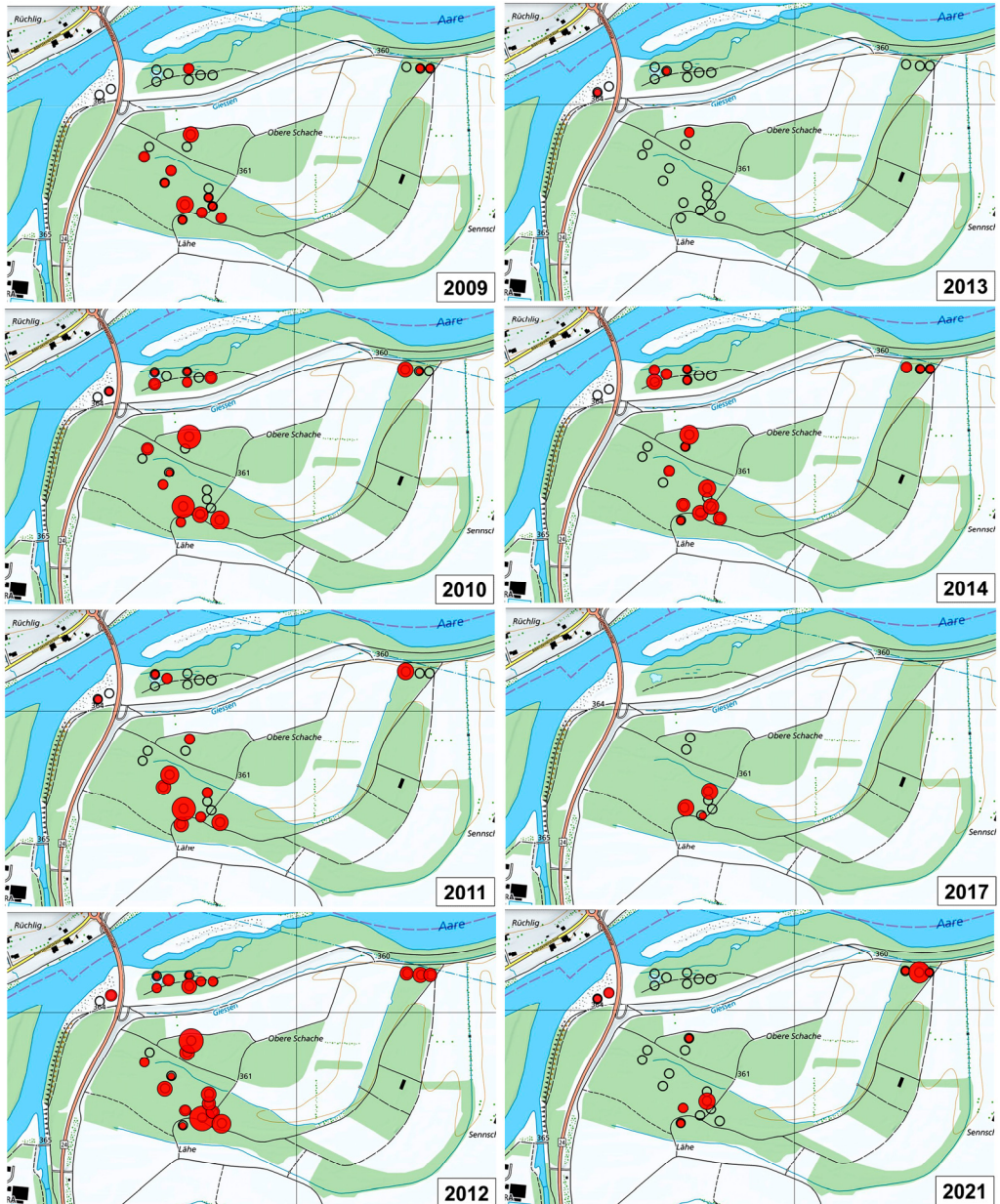


Abb. 7: Verbreitung des Bergmolchs (*Ichthyosaura alpestris*) im Untersuchungsgebiets in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiher an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiher; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of the Alpine newt (*Ichthyosaura alpestris*) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.

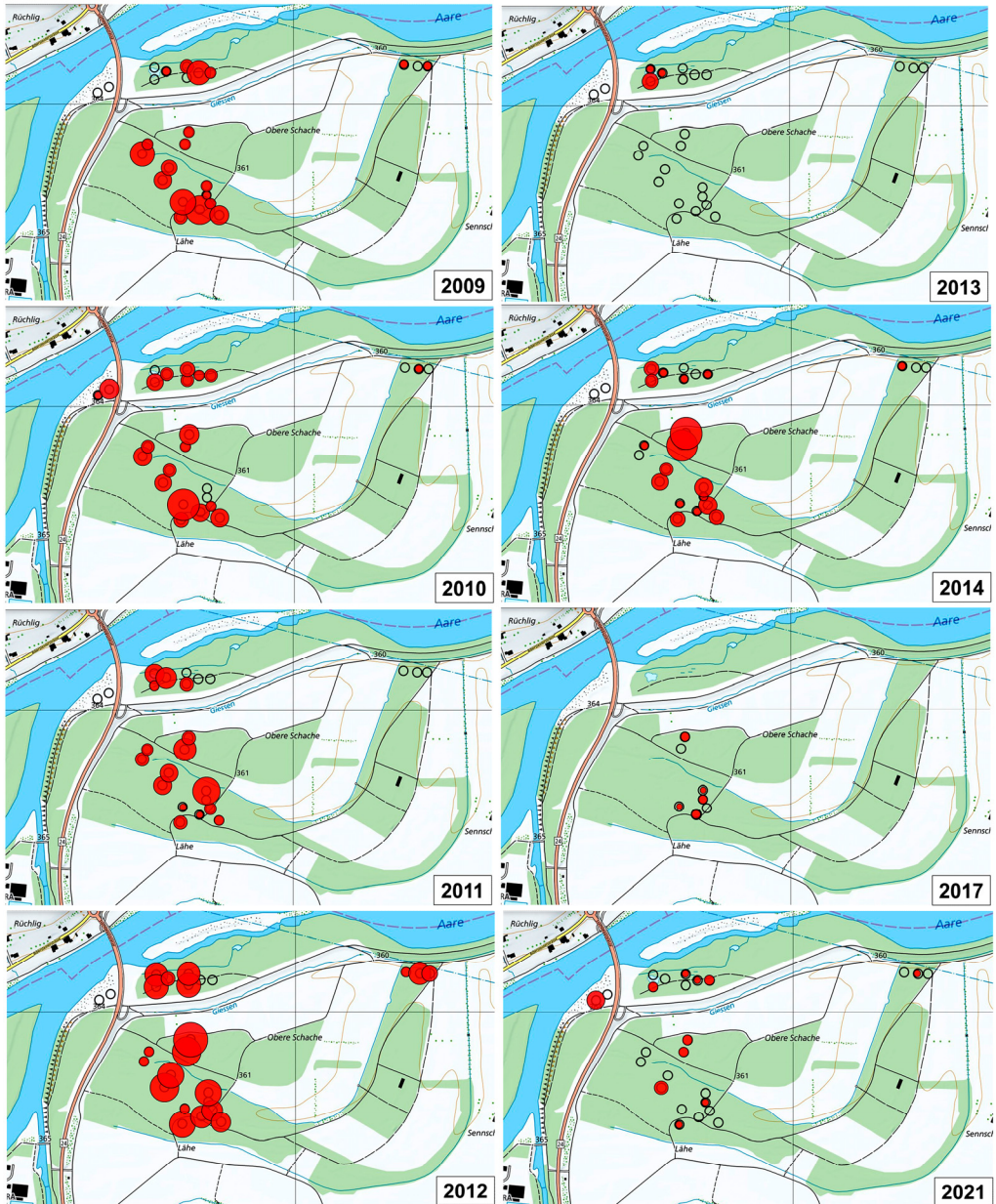


Abb. 8: Verbreitung des Fadenmolchs (*Lissotriton helveticus*) im Untersuchungsgebiets in den Jahren 2009 bis 2021. Offene Kreise zeigen unbesiedelte Weiher an. Rote Kreise zeigen besiedelte Weiher; je größer der Kreis, desto größer die erfasste Anzahl Individuen.

Distribution of the Palmate newt (*Lissotriton helveticus*) within the study area in the years 2009 to 2021. Open circles show ponds without frogs. Red circles show ponds with frogs. Size of the circle is proportional to the count of frogs.

## Diskussion

Der Bau neuer Weiher und auch die Wiederherstellung alter Weiher sind eine wirkungsvolle Maßnahme zur Förderung der Amphibien (Smith et al. 2020). Nach dem Bau neuer Weiher im Gebiet Oberer Schachen haben die Amphibienarten, welche bereits vorher im Gebiet vorhanden waren, die neuen Gewässer rasch besiedelt (Abb. 3 bis 8). Die Besiedlung war allerdings kein kontinuierlicher Prozess und führte auch nicht überall zu einer dauerhaften Besiedlung der Gewässer.

Hier versuchen wir eine Erklärung der in den Abbildungen 2 bis 7 zu beobachtenden Muster. Dies im Wissen, dass auch andere Interpretationen möglich sind. Denkbar wäre beispielsweise, dass die anfänglich hohe Abundanz der Amphibien in den neuen Weihern den Ausbruch von Amphibienkrankheiten begünstigt haben könnte und diese wiederum zu Bestandseinbrüchen. Dafür gibt es aber in der Schweiz bislang keine Hinweise (Tobler et al. 2012). Denkbar sind auch Interaktionen zwischen Arten. So könnte der Rückgang des Grasfrosches beispielsweise durch eine Besiedlung der Gewässer durch Molche erklärt werden (weil Molche Eier und Larven des Grasfrosches fressen). Dies scheint aber eher unwahrscheinlich. Bär (2022) hat die Daten von Moor et al. (2022) zur Besiedlung von Weihern durch Amphibien neu analysiert und fand kaum Hinweise auf Interaktionen zwischen Arten.

Gemeinsam ist den Arten, dass sie relativ rasch viele Weiher besiedeln und die jeweiligen Populationen vorübergehend groß waren. Danach reduzierte sich die Anzahl besiedelter Gewässer und die Populationsgrößen. Ein ähnliches zeitliches Muster zeigten Arntzen & Teunis (1993) für eine Population des Kammmolchs, welche einen neuen Weiher besiedelte. Auf der räumlichen Skala der Metapopulation konnten Moor et al. (2022) zeigen, dass die Persistenz (also die Wahrscheinlichkeit, dass eine Population erlischt) von Amphibien-Populationen in neuen Gewässern über alle Arten hinweg bei etwa 75 % liegt. Dies bedeutet, dass pro Jahr etwa 25 % der Populationen erlöschen, nachdem sie neue Gewässer besiedelt haben. Eine räumlich-zeitliche Dynamik von Kolonisierung und Erlöschen von Populationen ist also eine normale Eigenschaft von Amphibien(meta)populationen (eine solche Dynamik lässt sich auch in schon länger bestehenden Weihern beobachten; Moor et al. 2022).

Die Arten zeigten ein eigenes räumlich-zeitliches Muster der Nutzung der Weiher. Die Bestände von Wasserfrosch und Fadenmolch waren am konstantesten. Beide Arten besiedelten viele Gewässer und die Populationsgrößen zeigten wenig ausgeprägte Fluktuationen. Eine stark andere Dynamik zeigten Grasfrosch und Erdkröte. Diese beiden Arten hatten wenige Jahre, in denen nahezu jeder Weiher genutzt wurde (Grasfrosch: 2011, 2014; Erdkröte: 2014) und die Populationen teilweise sehr groß waren. In den anderen Jahren existierten nur kleine Populationen in wenigen Gewässern. Denkbar ist, dass Erdkröte und Grasfrösche einige wenige Jahre mit sehr gutem Fortpflanzungserfolg hatten (siehe z. B. Hintermann 1984 für den Grasfrosch) und dann viele Weiher genutzt wurden, als die Jungtiere die Geschlechtsreife erreicht hatten.

Die Metapopulationstheorie sagt, dass im Gleichgewicht ein Anteil der Gewässer besetzt sein sollte; ein Anteil, der von der Kolonisierungs- und Aussterbewahrscheinlichkeiten abhängt (Hanski 1994). Die räumlich-zeitliche Dynamik der Bestände könnte dadurch akzentuiert worden sein, dass durch die Anlage vieler neuer Gewässer die

Landschaft, aber auch die Dynamik der Amphibien-Populationen verändert wurde und dass die Populationen ein neues Gleichgewicht erreichen mussten. Das Erreichen des Gleichgewichts kann Jahre bis Jahrzehnte brauchen (Stevens 2009), insbesondere, wenn in kurzer Zeit viele neue Gewässer hinzukommen. Das Ungleichgewicht zu Beginn kann außerdem dadurch verstärkt werden, dass nicht jede Präsenz von Individuen an einem Gewässer mit der Präsenz einer lebensfähigen und reproduzierenden Population gleichgesetzt werden kann (Pulliam 2000, Unglaub et al. 2021).

Wenn sich ein Gleichgewicht einstellen soll, stellt sich die Frage, welcher Anteil der Gewässer im Gleichgewichtszustand besetzt ist und wie stark das – z. B. klimatisch



Abb. 9–11: Einsatz eines Baggers bei der Pflege eines Amphibienweiher (oben). Weiher nach der Pflege (unten links). Durch Elektroabfischung wurde versucht, unerwünschte Fische aus den für Amphibien angelegten Gewässern zu entfernen (unten rechts). Fotos: P. Jean-Richard.

Use of an excavator for the maintenance of an amphibian pond (top). Ponds after maintenance work (bottom left). Electrofishing was used to try to remove undesired fish from the waters created for amphibians (bottom right).

bedingt – zwischen den Jahren schwankt; man muss auch davon ausgehen, dass das Gleichgewicht bei Pionierarten anders und dynamischer ist als bei Arten, die späte Sukzessionsstadien bevorzugen. Dieser Wert ergibt sich aus der Kolonisierungs- und Aussterberate der lokalen Populationen (Hanski 1994). Diese Werte sind für die meisten Arten aber nicht bekannt. Sicher ist jedoch, dass es kaum 100 % sein werden, selbst wenn alle Weiher im Prinzip für die Art geeignet sind (Hanski 1994, Pulliam 2000). Da die Weiher einer natürlichen Sukzession unterworfen sind, ändert sich die Habitataignung im Laufe der Jahre und Arten werden manche Gewässer aufgrund ihrer Habitatpräferenzen meiden. Will man die Eignung der neu erstellten Gewässer erhalten oder einen bestimmten Zustand herbeiführen, so ist eine regelmäßige Pflege notwendig. Pflege ist insbesondere für vom Menschen geschaffene Gewässer notwendig, die nicht einer natürlichen Dynamik unterliegen, also z. B. nicht in einer aktiven Flussaue liegen. Etwas natürliche Dynamik entstand durch die im Gebiet vorkommenden Wildschweine. Die Gelbbauchunke als klassische Pionierart war oft nicht in den von Menschen angelegten Weihern anzutreffen, sondern in den Wildschweinsuhlen.

Die Pflege der neu erstellten Gewässer im Gebiet müsste verbessert werden. Etliche der Weiher sind komplett zugewachsen und haben teilweise keine offene Wasseroberfläche mehr. Erfreulich ist aber, dass einige der Gewässer im Jahr 2021 saniert wurden (Abb. 9, 10). Bei einigen Gewässern wurden auch die Fischbestände mit Elektroabfischung reduziert (Abb. 11). Da einige Weiher bei Hochwasser überschwemmt werden, werden sie immer wieder von Fischen besiedelt. Dadurch sind die Weiher nur für die Erdkröte und die Wasserfrösche geeignet (Van Buskirk 2003). Der Umstand, dass viele Grundeigentümer und Institutionen für die Pflege verantwortlich sind, macht eine koordinierte Pflege nicht einfach. Ein Monitoring sollte die Pflege begleiten, so dass Bestandsentwicklungen möglichst früh erkannt werden und gegebenenfalls korrigierend eingegriffen werden kann (Grant et al. 2019).

Die Pflege der Weiher ist zwar notwendig, schafft aber auch Probleme. Da die Pflege oft mit schweren Maschinen durchgeführt wird, entstehen vegetationslose Stellen, die rasch durch invasive Neophyten überwachsen werden (an Land wie auch im Wasser (z. B. *Elodea canadensis* und *E. nuttallii*)). Die invasiven Neophyten sind ein Problem für Mensch und Biodiversität (BAFU 2022), aber es gibt auch Hinweise darauf, dass sich invasive Neophyten negativ auf Amphibienpopulationen auswirken können (Brown et al. 2006, van der Loop et al. 2023). Es wäre daher vorteilhaft, wenn das Pflegeregime so gestaltet würde, dass das Problem mit den invasiven Neophyten minimiert wird.

Die Bestandserhebung im Oberen Schachen nach der Anlage neuer Gewässer erlaubt uns einige Schlussfolgerungen, von denen wir hoffen, dass sie zu einer Verbesserung zukünftiger Projekte führen können.

- Neue Weiher sind eine wirkungsvolle Maßnahme zur Förderung der Amphibien. Amphibien besiedeln neue Gewässer, verlassen diese manchmal aber auch wieder (Moor et al. 2022).
- Der Bau von Weihern braucht – wie jedes Naturschutzprojekt – klare Zielsetzungen. Dadurch können Gewässer gezielt so gebaut werden, dass sie für die Zielarten geeignet sind. Zielsetzungen sind auch notwendig, um die Erreichung der Ziele mit einer Erfolgskontrolle oder einem Monitoring zu überprüfen. Im Idealfall sind

Ziel quantitativ und nicht nur qualitativ, wobei gut hergeleitete quantitative Zielsetzungen (z. B. welcher Anteil der Weiher soll besiedelt werden?) eine große Herausforderung sind.

- Der Wert neuer Gewässer bleibt nur erhalten, wenn diese auch gepflegt werden. Ohne Unterhalt würden die Weiher in wenigen Jahren die Qualitäten verlieren, die für die Entwicklung von Amphibien Voraussetzung sind. Damit würden die ökologischen Ausgleichsmaßnahmen zu einem Misserfolg und auch die dafür getätigten Investitionen wären verloren. Der ökologische Ausgleich zum ehemaligen Bauprojekt wäre nicht mehr gegeben.
- Bei Erfolgskontrollen muss darauf geachtet werden, dass diese lange genug dauern und den „wahren“ Erfolg der Schutzmaßnahmen messen (der „wahre“ Erfolg hängt von den Zielsetzungen und der Populationsbiologie einer Art ab). Die Abbildungen 3 bis 8 zeigen deutlich, dass Erfolgskontrollen, die entweder im 2010 oder 2021 durchgeführt worden wären, ganz unterschiedliche Resultate liefern würden.
- Es braucht ein regelmäßiges und dauerhaftes Monitoring der Amphibienbestände, so dass bei Bedarf auch die Pflege der Weiher angepasst werden kann. Die Feldarbeiten für die Erfolgskontrolle und Monitoring sollte nach einheitlichem Protokoll durchgeführt werden. Die Methoden sollten es erlauben, Unterschiede im Vorkommen und in der Abundanz der Arten, welche durch Variabilität der Antreffwahrscheinlichkeiten bedingt sind, zu geeigneten Auswertungsverfahren zu korrigieren (Schmidt 2008).

## Dank

Wir danken Burkhard Thiesmeier und Monika Hachtel für ihre konstruktiven Kommentare zum Manuskript.

## Literatur

- Arntzen, J. W. & S. F. M. Teunis (1993): A six year study of the population dynamics of the Crested Newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. – Herpetological Journal 99–110.
- BAFU (Hrsg.) (2022): Gebietsfremde Arten in der Schweiz. Übersicht über die gebietsfremden Arten und ihre Auswirkungen. – Umwelt-Wissen Nr. 2220.
- Bär, M. (2022): Estimating effects of species interactions on amphibian colonization probabilities. – Masterarbeit Universität Zürich.
- Brown, C. J., B. Blossey, J. C. Maerz & S. J. Joule (2006): Invasive plant and experimental venue affect tadpole performance. – Biological Invasions 8: 327–338.
- Bühler, C. (2022): Amphibienmonitoring Aargau 2022: Methodenbeschrieb. – Kanton Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Sektion Natur und Landschaft, unveröff.
- Curado, N., T. Hartel & J. W. Arntzen (2011): Amphibian pond loss as a function of landscape change – A case study over three decades in an agricultural area of northern France. – Biological Conservation 144: 1610–1618.
- Cushman, S. A. (2006): Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. – Biological Conservation 128: 231–240.

- Dubey, S., J. Leuenberger & N. Perrin (2014): Multiple origins of invasive and 'native' water frogs (*Pelophylax* spp.) in Switzerland. – *Biological Journal of the Linnean Society* 112: 442–449.
- Fog, K. (1997): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. – *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73: 91–100.
- Grant, E. H. C., E. Muths, B. R. Schmidt & S. O. Petrovan (2019): Amphibian conservation in the Anthropocene. – *Biological Conservation* 236: 543–547.
- Grossenbacher, K. (1974): Die Amphibien der Umgebung Berns. – *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern, Neue Folge* 31: 3–23.
- Hanski, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. – *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.
- Hintermann, U. (1984): Populationsdynamische Untersuchungen am Grasfrosch *Rana temporaria* Linnaeus, 1758 (Salientia: Ranidae). – *Salamandra* 20: 143–166.
- Hotz, H. & M. F. Broggi (1982): Rote Liste der gefährdeten und seltenen Amphibien und Reptilien der Schweiz. – Basel (Schweizerischer Bund für Naturschutz).
- Meisterhans, K. & H. Heusser (1970): Amphibien und ihre Lebensräume: Gefährdung – Forschung – Schutz. – *Natur und Mensch* 12: 1–20.
- Moor, H., A. Bergamini, C. Vorburger, R. Holderegger, C. Bühler, S. Egger & B. R. Schmidt (2022): Bending the curve: Simple but massive conservation action leads to landscape-scale recovery of amphibians. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 119: e2123070119.
- Pulliam, H. R. (2000): On the relationship between niche and distribution. – *Ecology Letters* 3: 349–361.
- Schmidt, B. R. (2008): Neue statistische Verfahren zur Analyse von Monitoring- und Verbreitungsdaten von Amphibien und Reptilien. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15: 1–14.
- Schmidt, B. R. (2022): Amphibien fördern – wie geht das? – *Fauna Focus* 75: 1–12.
- Schelbert, B. (2010): Staffeleggstrasse sei Dank – Auengebiet im Rohrer Schachen. – *Umwelt Aargau* 48: 15–19.
- Smith, R. K., H. Meredith & W. J. Sutherland (2020): Amphibian Conservation. In: W. J. Sutherland, L. V. Dicks, S. O. Petrovan & R. K. Smith (Hrsg.) *What Works in Conservation 2020*: 9–64. – Cambridge (Open Book Publishers).
- Stevens, M. H. H. (2009): *A Primer of Ecology with R*. – Heidelberg (Springer).
- Stumpel, A. H. P. & H. van der Voet (1998): Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. – *Amphibia-Reptilia* 19: 125–142.
- Tanadini, L. G. & B. R. Schmidt (2011): Population size influences amphibian detection probability: implications for biodiversity monitoring programs. – *PLoS ONE* 6: e28244.
- Tobler, U., A. Borgula & B. R. Schmidt (2012): Populations of a susceptible amphibian species can grow despite the presence of a pathogenic chytrid fungus. – *PLoS ONE* 7: e34667.
- Unglaub, B., H. Cayuela, B. R. Schmidt, K. Preissler, J. Glos & S. Steinfartz (2021): Context-dependent dispersal determines relatedness and genetic structure in a patchy amphibian population. – *Molecular Ecology* 30: 5009–5028.
- Van Buskirk, J. (2003): Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. – *Diversity and Distributions* 9: 399–410.
- Van der Loop, J. M. M., L. S. van Veenhuisen, M. van de Loo, J. J. Vogels, H. H. van Kleef & R. S. E. W. Leuven (2023): Invasive Australian swamp stonecrop (*Crassula helmsii*) negatively affects spawning but accelerates larval growth of the endangered natterjack toad (*Epidalea calamita*). – *Hydrobiologia* im Druck.