

Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 34

Tierwelt in der Zivilisationslandschaft

Teil II:

Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien
und Amphibien im Drachenfelser Ländchen

von

Josef Blab,
Petra Brüggemann,
Harald Sauer

Bonn – Bad Godesberg 1991

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung und Zielsetzung	6
2.	Untersuchungsgebiet	6
	Teil Reptilien	
3.	Erfassung der Reptilien	8
3.1	Flächendeckende Kartierung	8
3.2.	Probeflächenuntersuchungen	9
4.	Dominanzstruktur und Rasterfrequenzen der Reptilienfauna	11
5.	Besprechung der Einzelarten – Reptilien	13
6.	Gesamtbetrachtung von Raumeinbindung und Biotopnutzung der Reptilien	30
	Teil Amphibien	
7.	Erfassung der Amphibien und der Struktur ihrer Lebensräume	32
8.	Dominanz und Stetigkeit der Amphibienfauna	35
9.	Faktoren, die das Migrationsgeschehen/Ausbreitungspotential steuern bzw. beeinflussen	37
10.	Besprechung der Einzelarten – Amphibien	40
11.	Gesamtbetrachtung von Biotopnutzung, Raumeinbindung und Ausbreitungspotential bei Amphibien	66
11.1	Allgemeines	66
11.2	Sicherung der Ausbreitung	67
11.3	Stellenwert ausgewählter wichtiger Landschaftsbestandteile für die Ausbreitung	69
11.4	Bildung ökologischer Gruppen bei Amphibien	78
12.	Zusammenfassung	80
13.	Literatur	84
14.	Arten-Register	94

1. Einleitung und Zielsetzung

Vorliegende Abhandlung bildet den zweiten Teil einer Studie, deren Ziel es ist, die Raumeinbindung und Biotopnutzung der terrestrischen Wirbeltierfauna in einem anthropogen erheblich überformten Ausschnitt der „Durchschnittslandschaft“ mit starker Naturschutz- und Planungsorientierung zu analysieren. Entsprechend gelten die in Teil I (BLAB et al. 1989) diskutierten Einzelziele und Probleme ohne Einschränkung ebenfalls für diesen Band, auch wenn hier auf ihre erneute Darstellung verzichtet wird.

Hauptziel des Gesamtprojekts „Tierwelt in der Zivilisationslandschaft“ ist es, einen Beitrag zu leisten für eine mehrere ökologisch durchaus recht unterschiedliche Tiertaxa umfassende, flächendeckende, tierökologisch aber auch landschaftsökologisch ausgerichtete Fauneninventur eines größeren zusammenhängenden Ausschnitts der Zivilisationslandschaft. Gerade an großflächigen, systematischen und landschaftsbezogenen Erhebungen, in denen auch versucht wird Gesamtzusammenhänge zu verdeutlichen, herrscht derzeit noch ein empfindlicher Mangel. Speziell wird bei diesem Vorhaben auch dem konkreten Landschaftspotential sowie den aktuellen Raumnutzungen und -belastungen Rechnung getragen und bewußt bei der Feldarbeit in der Tendenz auf Zwänge eingegangen, denen eine solche Inventarisierung und Analyse in der Planungspraxis immer unterworfen ist.

Besonders gilt dies für:

- die Größe der intensiv untersuchten Fläche (hier 31 km²);
- die vergleichende Betrachtung eines ganzen, zusammenhängenden Landschaftsausschnittes mit Mischnutzungen und Gemengelagen unterschiedlicher Biotoptypen;
- Abstriche am Untersuchungsumfang und der –dichte der Fauna gegenüber Standardmethoden, soweit solche überhaupt existieren.

Eine gewisse Ausnahme von diesen Einschränkungen stellt einzig der Abschnitt 5.6 über die Zauneidechse dar, einer Art, deren Autökologie von P. Brüggemann 1987 im Rahmen ihrer Diplomarbeit eingehend untersucht wurde und deren Ergebnisse (BRÜGGEMANN 1988) hier teilweise aufgenommen wurden.

Die Verfasser schulden Dank

Frau Dipl. Biol. H. Vogel, Bonn, welche den Großteil der Laichplatzkartierungen bei Amphibien durchführte. Dr. W. Bischoff und Dr. W. Böhme, beide Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander König, Bonn, für die Unterstützung bei der Literaturbeschaffung, Prof. Dr. G. Kneitz, Univ. Bonn, für die Betreuung der Diplomarbeit von P. Brüggemann, Frau Dr. D. Söndgerath, Univ. Bonn, für Hilfestellungen bei statistischen Auswertungen, Frau B. Schütt und Frau R. Sutorius für die Übernahme der Schreibarbeiten, Herrn Brüggemann, Bonn, Frau U. Euler, Frau E. Schodl und Herrn H. Uhlisch (alle Bonn) für die Ausführung der Zeichenarbeiten. Herren P. Kornacker, Dipl. Biol. U. Riecken, Dipl. Biol. H. Schäfer-Bredenbrock und Dr. W. Völkl (alle Bonn) für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Frau U. Ries (Bonn) für das Lesen der Korrekturen.

2. Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet dient ein zusammenhängender Ausschnitt der Zivilisationslandschaft von 31 Quadratkilometern im Nordosten des Drachenfelder Ländchens mit den Schwerpunkten Acker- und Grünlandflächen, Wirtschaftswälder unterschiedlicher

Beeinflussung, Sonderkulturen (v.a. Obstbau), Siedlungen und naturnähere „Biotope“. Die Abgrenzung erfolgte nach Zufallskriterien in Form eines Rechtecks. Lediglich im Nordosten weicht die Fläche von einem Rechteck ab, da dort zusätzlich die relativ großflächigen Halbtrockenrasengebiete des Rodderbergs, eines Naturschutzgebietes, mit einbezogen werden sollten (vgl. Abb. 1).

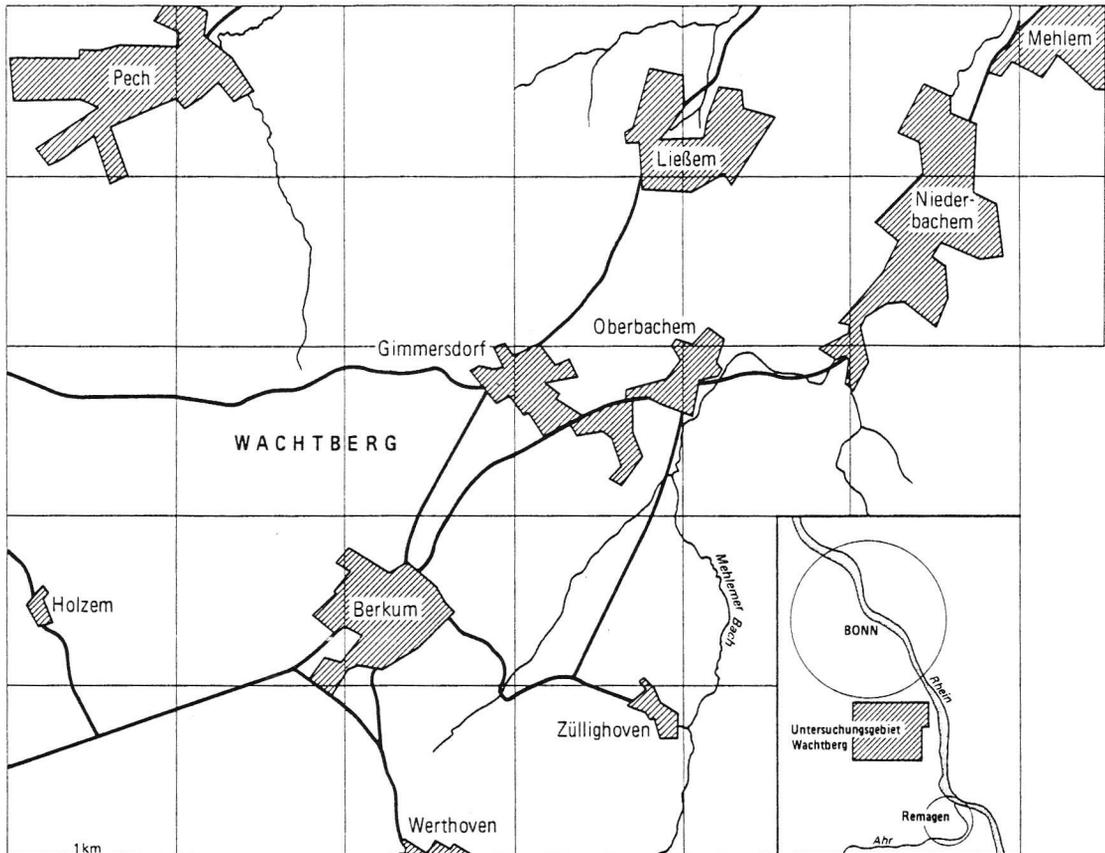


Abb. 1.:
Das Untersuchungsgebiet und seine geographische Lage.

Die Flächen liegen im Bereich zwischen Kottenforst-Terrasse, Rheintal, Ahrgebirge und Voreifel. Naturräumlich ist das Gebiet dem Unteren Mittelrheintal im Verzahnungsbereich zur Kölner Bucht zuzuordnen. Kommunalpolitisch zählt es fast ausschließlich zur Gemeinde Wachtberg. Wachtberg liegt im Süden von Nordrhein-Westfalen im Rhein-Sieg-Kreis, der sich ringförmig um die kreisfreie Stadt Bonn erstreckt.

Hinsichtlich weitergehender Informationen zu Geomorphologie, Klima, Vegetation und Landnutzungstypen sowie der landschaftsökologischen Inventarisierung des Gebietes im Detail wird auf Teil I dieses Projekts verwiesen. Bezüglich der Flächenanteile der einzelnen Landschaftsbestandteile vergleiche Abbildung 11.

Teil Reptilien

3. Erfassung der Reptilien

3.1 Flächendeckende Kartierung

Die Verbreitung der Reptilien im Drachenfelder Ländchen und ihre Biotopnutzung wurde im wesentlichen durch planmäßige Kartierungsarbeiten ermittelt. Dazu wurde das Gebiet 1985 vom zeitigen Frühjahr an (ab Ende März) mit Hilfe einer Karte im Maßstab 1 : 10.000 zweimal systematisch und außerdem mehrfach im Rahmen von Stichprobenanalysen abgegangen. Für die erste Begehung bot es sich an, das Gebiet flächendeckend quadratrasterweise nach Reptilien abzusuchen und sich bevorzugt an den vorgegebenen Landschaftsstrukturen (Bachrändern, Teichen, Wald- und Feldwegen, Waldsäumen, Straßenrändern, Lichtungen, Abgrabungen usw.) zu orientieren. Der Zeitaufwand betrug pro Raster (= 1 Quadratkilometer) durchschnittlich 6 – 8 Stunden. Die in jedem Quadranten nachgewiesenen Arten und ihre Habitate in deren festgestellter Ausdehnung wurden punktscharf kartiert und dazu jeweils die tageszeitlichen Bedingungen (Datum, Wetter, Uhrzeit) sowie Anzahl, Alter und Geschlecht der erfaßten Individuen – soweit bestimmbar – protokolliert. Außerdem wurden diejenigen Flächenausschnitte notiert, welche durch ihre Struktur, Vegetationsdecke, Bodenfeuchte, sonnenexponierte Lage usw. eventuell als Reptilienhabitate in Betracht kommen könnten, in denen aber aktuell keine Tiere nachgewiesen wurden. Diese Gebiete sind bei der zweiten Begehung bzw. bei weiteren Stichprobenuntersuchungen unter günstigeren Wetterbedingungen, teilweise mehrmals (bis zu sechsmal), gezielt abgesucht worden. Die überdüngten bzw. geteerten Feldwege am Rande von intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen und dicht geschlossene Wälder blieben dabei allerdings ausgeschlossen, weil zahlreiche Stichproben zeigten, daß hier keine Reptilienvorkommen zu erwarten sind.

Die wesentlichen grundsätzlichen Schwierigkeiten und Probleme im Rahmen von Reptilien-Erfassungsvorhaben stellt BLAB (1982) ausführlich dar. Insbesondere gilt es auch die Abhängigkeit der Reptilienaktivitäten von Tages- und Jahreszeit sowie den aktuellen Klima- und Witterungsbedingungen in Rechnung zu stellen. Günstige Verhältnisse für eine deutlich erhöhte Antreffwahrscheinlichkeit bieten insbesondere sonnige warme Phasen nach längeren Regenperioden.

Schlangen sind an heißen Sommertagen ab ca. 6 – 8 Uhr morgens (MEZ) sonnend anzutreffen (GRUSCHWITZ, mdl. Mittl.). Bei der Suche nach Ringelnattern sollte man sich nicht nur auf die unmittelbare Gewässernähe als möglichen Sonnplatz beschränken, da sich speziell subadulte Nattern oft auch relativ weit davon entfernt aufhalten (vgl. u.a. VÖLKL & MEIER 1989). Totfunde auf Straßen oder im gemähten Gras bilden ebenfalls Hinweise für die Verbreitung der Art.

Das Auffinden von Eidechsen – vor allem der Zaun- und Waldeidechse – gestaltet sich aufgrund der zumeist individuenreicheren Populationen, der vergleichsweise geringeren Störungsanfälligkeit und der längeren Tagesaktivität verhältnismäßig einfach. Zauneidechsen werden oft schon gegen 7 Uhr morgens (MEZ) sonnend angetroffen. Ihre Aktivitätsphase dauert in der Regel bis ca. 17 Uhr (MEZ). Während der Eiablage sind die Weibchen noch in den späten Abendstunden aktiv. Waldeidechsen verhalten sich in ihrem Tagesrhythmus ähnlich, ziehen sich jedoch i.d.R. erst etwas später in ihre Nachtverstecke zurück. Die Jungtiere beider Arten weisen längere Tagesaktivitäten auf als die Erwachsenen, d.h. sie sind morgens vor und abends nach den Adulten aktiv. Auch über Mittag sonnen sich juvenile Eidechsen – mit Ausnahme der Blindschleiche – häufig, was auf ein stark erhöhtes Sonnbedürfnis dieser Altersgruppe schließen läßt.

Zur Erfassung der Blindschleichenbestände ist man – bei aller systematischen Vorgehensweise – entscheidend auch auf Zufallsfunde angewiesen. Die meisten Nachweise gelangen im sonnenbeschienenem, jedoch noch taunassem Gras bzw. in der Abenddämmerung. Auf im Schatten liegendem, warmem, trockenem Gras oder Laub konnten Blindschleichen ebenfalls mehrfach nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu beobachtete STUMPEL (1985) den Großteil der Tiere in den Mittags- bzw. frühen Nachmittagsstunden. Eine endgültige Klärung der Frage, inwieweit die Blindschleiche auch dämmerungs- oder nachtaktiv ist, steht bei dieser wohl teilweise subterrestrisch lebenden Art noch aus (vgl. PETZOLD 1971, DELY 1981).

3.2 Probeflächenuntersuchungen

Für eine eingehende Habitatanalyse und zur Klärung verhaltensökologischer Fragestellungen wurden im Jahr 1987 bei drei der fünf im Gebiet festgestellten Zauneidechsen-„Populationen“ Probeflächen eingerichtet. Es handelt sich dabei um die Habitate „Rodderberg“, „Steinbruch Dächelsberg“ und „Feldraine oberhalb Niederbachem“. Kriterien für die Auswahl dieser Flächen waren ihre räumliche Nähe zueinander, die unterschiedliche Habitatausstattung und – mit Ausnahme des Feldraines – insbesondere der Individuenreichtum der dort siedelnden Populationen.

Innerhalb dieser Habitate wurden repräsentative Probeflächen abgesteckt. Die Probeflächen waren gut zugänglich und wiesen alle für die Art relevanten Strukturen auf. Ihre Größe betrug in zwei Fällen (Steinbruch Dächelsberg und Rodderberg) je 2.000 m². Bei den Feldrainen erreichten sie eine Ausdehnung von insgesamt 1.000 m². Innerhalb der Probeflächen wurden jeweils 1 m²-große repräsentative Probequadrante abgesteckt, in denen die Veränderungen der Vegetationshöhe im Verlauf des Untersuchungszeitraumes registriert wurden. Dadurch war es möglich, im Vergleich mit den Daten der Sonnplatzaufnahmen eine Bewertung der Wahl unterschiedlicher Sonnplatz-Höhen durch die Zauneidechse vorzunehmen.

Die Zauneidechsen verbringen die meiste Zeit ihrer beobachtbaren Tagesaktivität mit „Sonnenbaden“ (HOUSE et al. 1980) und sind fast nur während dieser Zeit gut erfaßbar. Aus diesem methodischen Grund und wegen der Bedeutung der Sonnplätze für die Thermoregulation bot es sich an, deren Beschaffenheit und Mikrorelief näher zu untersuchen. Hierbei handelt es sich um Fragestellungen zur Substratwahl, zur Höhe und Exposition und zum Aufbau der Vegetationsstruktur in unmittelbarer Sonnplatz-Nähe. Diese Daten werden im Zusammenhang mit den Ergebnissen über die Habitatstrukturen interpretiert und ermöglichen – vor allem für die Sonnplätze – eine differenzierte Habitatanalyse. Eine solche Kombination von induktiven und deduktiven Methoden läßt bei Übereinstimmung der Daten weitgehend abgesicherte Aussagen zur Habitatstruktur erwarten.

Die Sonnplatzaufnahmen wurden wie folgt durchgeführt: Von April bis September wurden die Probeflächen – soweit es das Wetter zuließ – im 14-tägigen Rhythmus aufgesucht. Um eine vollständige und regelmäßige Kontrolle zu gewährleisten, wurden die Probeflächen im wechselnden Turnus und in Schleifenlinien („Rodderberg“ und „Steinbruch Dächelsberg“) bzw. entlang der Feldwege abgegangen. Jede Begehung pro Probefläche dauerte ca. 45 Minuten. Die Begehungen wurden während der Vormittags- bzw. späteren Vormittagsstunden durchgeführt, da während dieser Zeit die Antreffwahrscheinlichkeit von Zauneidechsen am größten ist (HOUSE et al. 1980 sowie eigene Beobachtungen). Die Merkmale der erfaßten Zauneidechsen-Sonnplätze wurden im Umkreis von 80 cm um die Sonnplätze (dies entspricht einer Fläche von ca. 2 Quadratmetern) anhand der Kriterien eines Fragekatalogs notiert. Neben Angaben zum Alter und Ge-

schlecht der Tiere, zur Probefläche, Uhrzeit und zum Datum interessierten vor allem die Daten zur Sonnplatzstruktur.

Aufgrund der guten Kenntnis der Probeflächen kann davon ausgegangen werden, daß 80 – 90 % der Sonnplätze der adulten Tiere erfaßt wurden. Die Aufnahme der Sonnplätze von subadulten und juvenilen Zauneidechsen wird durch die geringe Größe der Tiere und ihr nichtterritoriales Verhalten erschwert, entsprechend dürfte der Erfassungsgrad dieser Altersstufen wesentlich geringer sein. Betrachtet man die Daten ohne Berücksichtigung der Altersstufen, so sind die Ergebnisse auf der Basis von 114 aufgenommenen Sonnplätzen als gut abgesichert einzustufen.

Hinderlich für die kontinuierliche Untersuchung der Sonnplätze wirkte sich das schlechte Wetter aus, das regelmäßige Begehungen der Probeflächen im 14-tägigen Wechsel nicht zuließ. Demzufolge kam es teilweise zu kleineren Abweichungen vom 14-Tage-Rhythmus. Auf die Aussagefähigkeit der aufgenommenen Daten hat dies jedoch keine bzw. kaum Auswirkung, da sich die Vegetationsstruktur während weniger Tage – wenn überhaupt – nur geringfügig ändert. Die Qualität der Ergebnisse wird jedoch dadurch beeinflußt, daß im Spätsommer die Untersuchungen im Innenbereich des „Steinbruchs Dächelsberg“ aufgrund eines Verbotes der Gemeinde Wachtberg nicht mehr durchgeführt werden konnten. Folglich ist davon auszugehen, daß die Sonnplätze auf Steinen unterrepräsentiert sind und daß die Höhenverteilung der Sonnplätze verschoben ist.

Um verlässliche Angaben über die Auseinandersetzung der Zauneidechsen mit dem von ihnen besiedelten Raum machen zu können, sind nicht nur Analysen der qualitativen und quantitativen Mindestausstattung der Habitate von Bedeutung, sondern auch Untersuchungen zur Größe der Aktionsräume der Einzeltiere.

Im folgenden wird der Begriff „home range“ benutzt, der mit „Heimbereich“ bzw. „Aktionsraum“ übersetzt wird (SCHAEFER & TISCHLER 1983). Da die adulten Zauneidechsen-Männchen befristet ein Territorialverhalten zeigen (KITZLER 1940), wird in diesem Zusammenhang von „Territorien“ im Sinne der Definition von SCHAEFER & TISCHLER (1983) gesprochen.

Auf die methodischen und statistischen Schwierigkeiten, die bei der Fang-Wiederfang-Methode mit markierten Tieren auftreten, weist ROSE (1982) hin. Deshalb wurde versucht, die Größe der home ranges durch Einzelbeobachtungen eindeutig ansprechbarer Tiere zu ermitteln. Die Zauneidechsen wurden während ihrer gesamten Aktivitätsperiode insgesamt an 13 Tagen pro Probefläche während mehrerer Stunden (mind. 3 Stunden) beobachtet. Dabei wurden die von den Tieren zurückgelegten Strecken gemessen und Überschneidungen der Aktionsräume mehrerer Tiere notiert. Die Beobachtungen erfolgten aus einigen Metern Entfernung und/oder von erhöhten Plätzen aus (Felsen etc.), um die Tiere nicht zu stören und in ihrem „normalen“ Verhalten zu beeinflussen. Bei vorsichtigen und langsamen Bewegungen des Beobachters kam es nur in seltenen Fällen zu Fluchtreaktionen der Zauneidechsen. In diesen Fällen wurde die Beobachtung abgebrochen und an anderen Tagen durchgeführt.

Die Einzelbeobachtungen lieferten zumindest für die adulten Zauneidechsen sichere Daten zur home range-Größe. Nachteilig wirkte sich die große Zeitintensität dieser Methode aus und der damit verbundene geringe Stichprobenumfang. Auch die „Verfolgung“ der trächtigen Weibchen zu ihren Eiablageplätzen war – je nach Geländestruktur – nur teilweise erfolgreich. Die juvenilen und subadulten Tiere konnten aufgrund ihrer geringen Größe höchstens 30 Minuten lang beobachtet werden, so daß Aussagen über die Vagilität dieser Altersgruppen weitgehend spekulativ sind.

Statistik

Bei der statistischen Auswertung des Datenmaterials richteten wir uns nach den bei SACHS (1978) eingehend erläuterten Methoden.

4. Dominanzstruktur und Rasterfrequenzen der Reptilienfauna

Die im Rahmen der „Flächenkartierung“ 1985 festgestellten Individuenzahlen der sechs im Gebiet nachgewiesenen Reptilienarten zeigt Tabelle 1. Abbildung 2 veranschaulicht diese Daten graphisch. Die mit Abstand häufigste Reptilienart im Drachenfelser Länd-

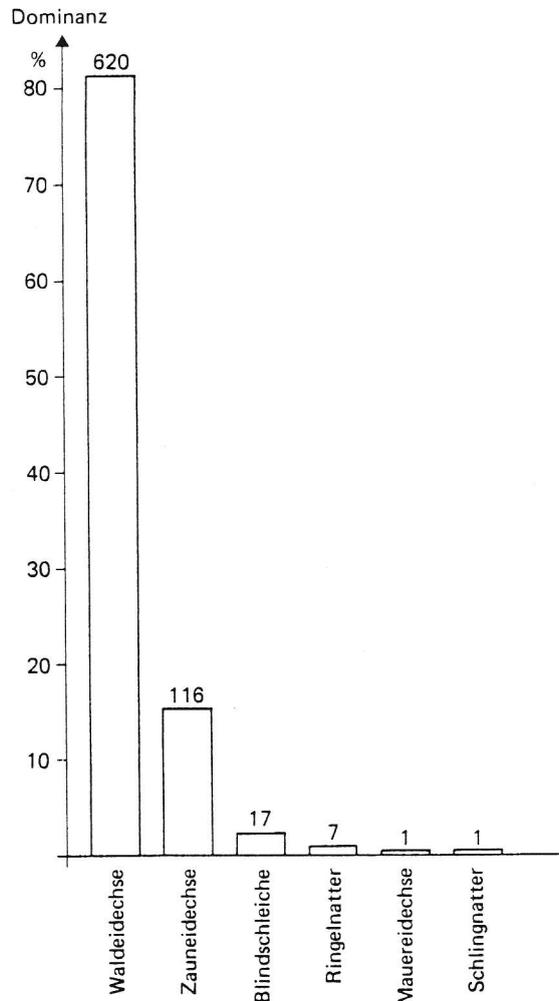


Abb.2:
Absolute und relative Häufigkeit von Reptilien im Drachenfelser Ländchen nach der Kartiermethode.

chen ist nach diesen Befunden die Waldeidechse (81,4 % aller Nachweise), gefolgt von Zauneidechse, Blindschleiche und Ringelnatter. Die Daten für die Mauereidechse und Schlingnatter treten dagegen auffallend zurück und bedürfen spezieller Erläuterungen, welche in den Abschnitten 5.2 und 5.4 gegeben werden.

Bezieht man die Kartierergebnisse jedoch auf die Fläche und wertet die Daten im Sinne einer Präsenz-Analyse nach den Rasterfrequenzen und der Anzahl der von den einzelnen Arten besetzten Quadranten (25 ha) aus, so entsteht ein deutlich anderes Bild (vgl. Abb. 3): Zwar dominiert auch jetzt die Waldeidechse mit 18,5% der besetzten Raster deutlich, doch ist bei diesem Ansatz der Abstand zu Blindschleiche (9,7%), Zauneidechse (8,1%) und Ringelnatter (5,6%) ungleich geringer.

	Art	Anzahl	%
1	Waldeidechse	620	81,4
2	Zauneidechse	116	15,2
3	Blindschleiche	17	2,2
4	Ringelnatter	7	0,9
5	Mauereidechse	1	0,1
6	Schlingnatter *)	1	0,1
	Summe	762	99,9

*) Population nach Angabe von Gewährsleuten

Tab. 1:
Häufigkeit und Dominanzverteilung der im Rahmen der „Flächenbegehung“ nachgewiesenen Reptilienarten.

Diese Präsenzanalyse ist aus landschaftsökologischer Sicht deutlich aussagefähiger. Die Gründe hierfür sind, daß bei Berücksichtigung lediglich der besetzten Rasterfelder solche Arten vergleichsweise stärker zur Geltung gelangen, welche zwar in mehreren Quadranten vorkommen, aus verschiedenen, z.B. trophischen, Gründen (Ringelnatter) aber nur in einem sehr dünnen Bestand. Ebensolches gilt für Arten, welche – trotz weiter Verbreitung – deutlich schlechter nachweisbar sind (insbesondere Blindschleiche und Schlangen). Umgekehrt werden mit dieser Form der Dominanzberechnung die Werte für Arten, welche eher insular siedeln, bei allerdings hohen punktuellen Abundanzen (Zauneidechse), etwas relativiert. Ebensolches gilt für verhältnismäßig weit verbreitete und häufige Arten (Waldeidechse).

Abbildung 3 verdeutlicht, daß die beiden ökologisch plastischsten Arten (Waldeidechse und Blindschleiche) auch die weiteste Verbreitung im Untersuchungsgebiet aufweisen. Tabelle 1 zeigt sodann, daß die Waldeidechse örtlich hohe Populationsdichten erreichen kann, während von der Blindschleiche zumeist nur einzelne bis wenige Tiere festgestellt wurden, was jedoch u.U. auch auf die (wohl) vorwiegend subterrestrische Lebensweise dieser Art und ihre damit schlechte Erfäßbarkeit zurückzuführen ist. In ähnliche Richtung weisen die Daten der ökologisch ebenfalls relativ plastischen Ringelnatter: Diese Art ist in einem dünnen Bestand vergleichsweise weit verbreitet (sieben Nachweise in sieben verschiedenen Quadranten*). Anders als es bei der Blindschleiche möglich erscheint, ist bei dieser Art aber nur von sehr geringen Abundanzen auszugehen, insbesondere wegen der ungünstigen trophischen Situation für diese in der Nahrungskette bereits relativ weit oben angesiedelte Art. Die Zauneidechse wiederum kann zwar örtlich beachtliche Abun-

*) 1990 gelang ein zusätzlicher Nachweis in einem weiteren Quadranten.

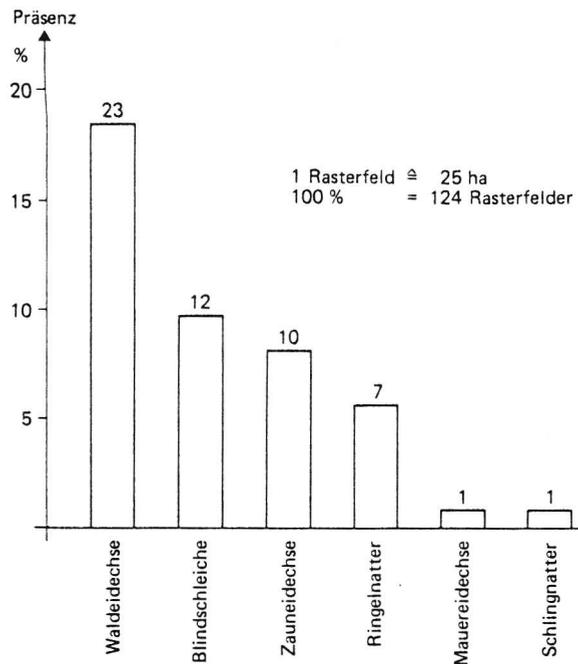


Abb.3:
Rasterfrequenzen und Anzahl der von Reptilien besetzten Rasterfelder im Drachenfelsen Ländchen nach der Flächenkartierung.

dansen erreichen, findet im Untersuchungsgebiet aber wegen ihrer vergleichsweise engen ökologischen Spezialisierung nur mehr in kleineren Teilen die von ihr benötigte Habitatstruktur (vgl. dazu Abschn. 5.6).

Was hier für die Zauneidechse festgestellt wurde, gilt ähnlich sicherlich auch für die ökologisch verwandte Schlingnatter. Von dieser schwer nachweisbaren Art sind gegebenenfalls noch weitere Vorkommen im Gebiet möglich, aus ökologischen Gründen aber wohl ausschließlich in dessen Ostteil, in den dortigen Zauneidechsenhabitaten. Bezüglich der Mauereidechse wird auf die Ausführungen in Abschnitt 5.2 verwiesen.

5. Besprechung der Einzelarten – Reptilien

5.1 Blindschleiche *Anquis fragilis*

Die Blindschleiche besiedelt ein breites Spektrum verschiedener Lebensräume. Die Art ist im Gebiet verbreitet, aber nicht häufig anzutreffen. Die geringe Antreffhäufigkeit könnte jedoch auch mit ihrer versteckten und möglicherweise vorwiegend subterrestrischen Lebensweise zusammenhängen (vgl. Methode, Abschn. 3.1). Insgesamt wurden 17 Individuen in elf räumlich mehr oder weniger getrennten Landschaftsausschnitten nachgewiesen. Gemeinsam ist diesen Vorkommen eine zumeist mittlere bis hohe Bodenfeuchte, überwiegend geschlossene Gras- bzw. Krautvegetation (im Durchschnitt 75 %, vgl. Tab. 2) sowie i.d.R. nur geringe Sonneneinstrahlung. Die grasig-krautige Vegetationsdecke ist im allgemeinen hochwüchsig (bis 50 cm und mehr) und dicht, wodurch sie entsprechend vielfältige Versteckmöglichkeiten bietet.

Der Siedlungsschwerpunkt der Art im Drachenfesler Ländchen (7 von 11 Vorkommensbereichen) liegt hier eindeutig in den Waldgebieten (Lichtungen, innere und äußere Säume) oder in Waldrandlagen (Fischteiche bei Pech). Die Blindschleiche findet sich aber auch an Feld- und Straßenrainen sowie an Bahnböschungen.

In der Literatur (PETZOLD 1971, DELY 1981, STUMPEL 1985) werden außerdem Ruderalflächen, „verwilderte“ Parks und extensiv genutzte Gärten, Streuobstwiesen usw. angegeben. Ein wichtiger Grund für diese hohe ökologische Plastizität ist sicherlich, daß die Blindschleiche als ovovivipare Art auf kein bestimmtes Substrat zur Eiablage angewiesen ist.

Aufgrund ihrer sehr plastischen Habitatansprüche tritt die Blindschleiche häufig sympatrisch mit der Waldeidechse auf. Allerdings besitzt die Art gegenüber dem Faktor „Bodenfeuchte“ eine wesentlich breitere Amplitude und kommt auch in sehr trockenen Habitaten regelmäßig vor (FELLENBERG 1981a, STUMPEL 1985). Dadurch (oder evtl. auch bedingt durch die möglicherweise vorwiegend subterrestrische Lebensweise) können auch die Blindschleichen-Vorkommen in Habitaten mit verhältnismäßig geringer Bodenfeuchte (z.B. Rodderberg, Steinbruch Dächelsberg) erklärt werden, in denen die Art sympatrisch mit der Zauneidechse auftritt.

Population	vegetations- freie Fläche	Kraut- und Grasschicht	Gehölzvegetation		Feucht- bereiche
			Strauch	Baum	
Lichtung "Haselingsberg"	5	83	1	1	10
Lichtung "Hohenberg"	15	79	1	—	5
Waldweg "Pecher Bach"	3	82	4	6	5
Straßenränder "Berkum", "Villip-Wachtberg-Berkum"	2	88	3	2	5
Feldweg "Holzem"	—	75	15	5	5
Lichtung "Gimmersdorfer Straße"	15	73	4	6	2
Fischteiche "Pech"	—	90	2	6	2
Waldweg "Niederbachem"	15	40	17	18	10
Waldweg Richtung Golfplatz	20	60	6	4	10
Mittelwert	10	74	6	6	6
Spannbreite	0–20	40–90	1–35		2–10

Tab.2:

Flächenanteile verschiedener Biotopstrukturen und Landschaftselemente in Blindschleichen-Habitaten (in Prozent geschätzt und gerundet). Die prozentualen Flächenanteile beziehen sich dabei nicht auf die unmittelbare Umgebung der Fundpunkte, sondern auf die jeweiligen Habitate.

An allen anderen Orten ihres Vorkommens im Untersuchungsgebiet befinden sich jedoch Feuchtbereiche, welche zwar zumeist nur geringe Anteile an der Gesamthabitatfläche einnehmen (durchschnittlich 6 %, vgl. Tab. 2). Da diese Feuchtstellen aber überwiegend linienhaft (Gräben) ausgebildet sind, ist ihre ökologische Bedeutung für die Blind-

schleiche vermutlich sehr hoch, z.B. als Lebensraum für ihre Hauptnahrungstiere Nacktschnecken und Regenwürmer (vgl. PETZOLD 1971, DELY 1981).

In ihren Habitaten konzentriert sich die Art vor allem an zwei Bereichen: (1) An gut besonnten Tages- und Nachtverstecken, z.B. Heu- und Laubhaufen, Holzstapel, verrottende Baumstubben, Rindenstücke, hohlaufliegende Bretter oder Steine, Komposthaufen usw., die nicht selten von mehreren Tieren gleichzeitig genutzt werden. Vielfach konzentrieren sich an solchen Stellen innerhalb der Habitate auch potentielle Beutetiere (z.B. Nacktschnecken unter Brettern, Würmer in Komposthaufen). (2) Sonnenplätze spielen für die Thermoregulation, insbesondere bei graviden Weibchen, eine sehr wichtige Rolle (STUMPEL 1985).

Bei fünfzehn im Rahmen von „Sonnplatz-Analysen“*) näher untersuchten Vorkommen wurden jeweils fünf Tiere auf liegendem bzw. niedrigem Gras und auf Erde (Wegrand) angetroffen, drei Tiere sonnten sich auf Laubstreu bzw. auf einem Laubhaufen, zwei lagen teilweise auf, teilweise unter trockenen Brombeerranken, in deren Dornen sich Blätter verfangen hatten (Tab. 3). Die Blindschleichen bevorzugten als Sonnenplätze folglich schnell erwärmbares Material. Dabei liegen sie entweder vollständig sichtbar, zumeist freilich noch von einzelnen Gräsern überragt oder aber teilweise versteckt. Nur ein Exemplar wurde völlig ungeschützt mitten auf einem Waldweg angetroffen. Diese Stelle war die einzige besonnte Fläche innerhalb dieser Waldparzelle und übte nach tagelangen Regenfällen ganz offensichtlich eine besondere Attraktivität aus.

Sonnplatzbeschaffenheit	Nutzung in %
Laub	20,0
Gras	33,3
Brombeerranken mit Laub	13,3
Erde	33,3

Tab. 3:
Beschaffenheit und prozentuale Nutzung der Blindschleichen-Sonnplätze (n=15).

Hinsichtlich des Vegetationsbedeckungsgrades im engsten Sonnplatzumfeld ($r = 80$ cm) wird eindeutig die geschlossene Vegetation bevorzugt. Die Vegetation hinter den Sonnenplätzen war hier bei vierzehn von fünfzehn Aufnahmen hoch (20 – 50 cm) und dicht (Versteck, Überhitzungsschutz usw.). Der Sonnplatz selbst und die Fläche vor dem Sonnplatz sind dagegen durch niedrige, zumeist nur wenige Zentimeter hohe, dichte bzw. locker strukturierte Vegetation charakterisiert, wodurch eine intensive Besonnung gewährleistet ist.

Diese Daten über die Beschaffenheit und die Höhe der Sonnenplätze decken sich weitgehend mit den Befunden von FELLEBERG (1981 a): Auch dort fanden sich die Liegeplätze nur in bodennaher, i.d.R. schütterer Vegetation von 5 – 30 cm Höhe und waren stets der direkten Sonnenbestrahlung zugänglich.

*) Das Sonnbedürfnis ist bei dieser dämmerungsaktiven Art im Vergleich zu den anderen Eidechsenpezies allerdings nicht sehr ausgeprägt.

5.2 Mauereidechse *Podarcis muralis*

Im Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung konnten insgesamt drei individuenarme Mauereidechsen-Vorkommen festgestellt werden: Im „Steinbruch Dächelsberg“ wurde 1985 ein adultes Männchen kartiert, ein weiteres adultes Tier fand sich am „Lyngsberg“ bei Lannesdorf und drei juvenile Tiere wurden an einer Mauer bei Burg Gudenau gefunden (vgl. Abb. 4). Bei diesen Nachweisen läßt sich allerdings nicht abschließend klären, ob es sich hierbei um ständige Ansiedlungen oder aber lediglich um temporäre Vorstöße von Einzeltieren handelt, welche über das weitgehend geschlossen besiedelte Areal des Ahrtals (nur wenige Luftkilometer entfernt) hinaus nach Norden vordringen oder gar um „Gefangenschaftsflüchtlinge“.

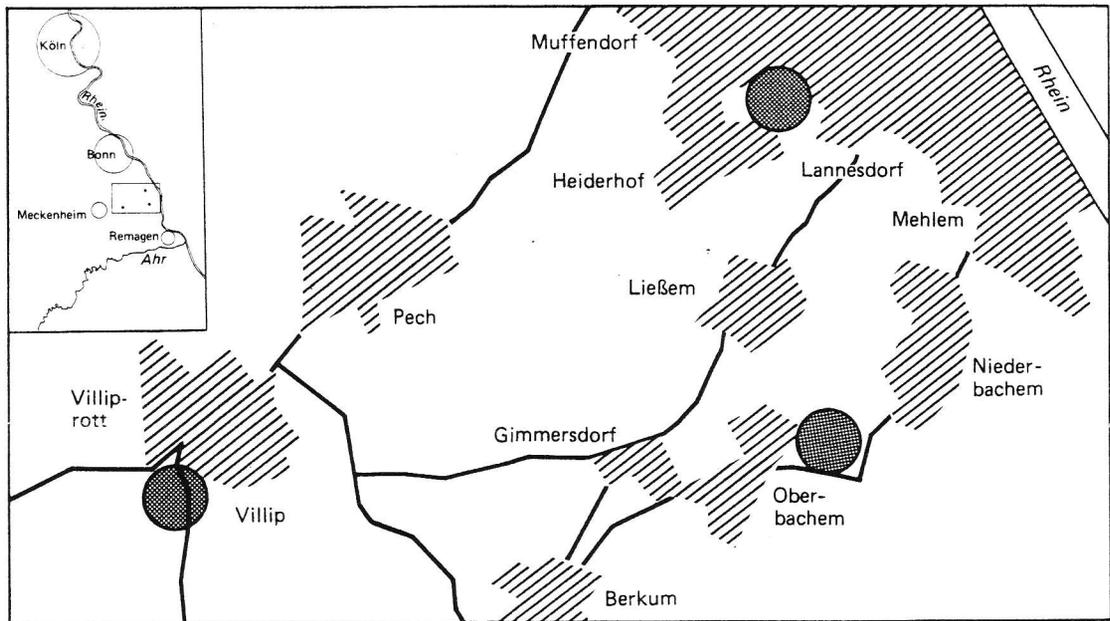


Abb.4:

Nachweise der Mauereidechse im Drachenfelder Ländchen. Die Nordgrenze „geschlossener Besiedlung“ befindet sich bei dieser Art linksrheinisch im Ahrtal (vgl. Bildausschnitt links oben).

Alle Nachweisorte entsprechen dem bekannten Habitatschema für die Populationen im benachbarten Rhein- bzw. Ahrtal (vgl. DEXEL 1985, 1986): felsige bzw. dicht von Gestein durchsetzte Bereiche in sonnenexponierter Lage. Ebenso weisen die Habitate eine Mosaikstruktur aus steinigen und vegetationsfreien Flächen und geringen Anteilen der Boden- und Krautschicht (höchstens 40 %) auf. Aufgrund der Wärmeabstrahlung der vegetationsfreien Flächen (Gestein) sind Mauereidechsenhabitate durch ein sehr trockenes und warmes Mikroklima charakterisiert. Im Gestein sind ebenso zahlreiche Spalten unterschiedlicher Größe und Tiefe vorhanden, die als Tages- und Nachtverstecke, Überhitzungsschutz, frostfreies Winterquartier und als Schutz für die Jungtiere z.B. vor den Nachstellungen der adulten Mauereidechsen fungieren. Weiterhin ist dort sandiges, vegetationsloses, unbeschattetes Substrat als Eiablageplatz vorhanden.

5.3 Ringelnatter *Natrix natrix*

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt sieben Ringelnatter-Vorkommen*) kartiert. Davon entfallen fünf Nachweise auf den Südosten und zwei auf den Nordwesten. Diese Bereiche beherbergen vermutlich jeweils eine Teilpopulation. Wahrscheinlich handelt es sich jedoch insgesamt um eine einzige, mehr oder weniger zusammenhängende Population, da weitere Ringelnatter-Vorkommen im Untersuchungsgebiet nicht auszuschließen sind (vgl. Methode, Abschn. 3.1) und insbesondere subadulte Tiere sehr weit umherwandern (FELDMANN 1968, VÖLKL & MEIER 1989), was einen kontinuierlichen Austausch zwischen einzelnen Teilpopulationen gewährleisten könnte. Der Flächenanspruch einzelner Ringelnatterteilpopulationen liegt den Untersuchungen von MADSEN (1984) in Südschweden zufolge bei durchschnittlich 20 ha, die sich auf jahreszeitlich unterschiedlich genutzte Teillebensräume einschließlich aller ungeeigneten Flächen (z.B. intensive Äcker) verteilen.

Die Nachweise im Gebiet konzentrieren sich auf die weitere Umgebung von Quellbereichen und Stillgewässern (Fischteiche, grundwassergespeiste Tümpel), woraus sich schließen läßt, daß hier günstige Lebensbedingungen (Nahrung, Verstecke, Eiablagemöglichkeiten) für die Ringelnattern vorliegen. Allerdings wurden die meisten Individuen nicht in unmittelbarer Gewässernähe angetroffen, sondern durchschnittlich ca. 50 m davon entfernt. Aufgrund dieser Häufung der Befunde liegt der Schluß nahe, daß ein Großteil der Ringelnattern vorübergehend oder für längere Zeitspannen zu überwiegend terrestrischer Lebensweise übergegangen ist. Diese Beobachtungen decken sich mit den Ergebnissen von MADSEN (1984), wonach die Ringelnatter den größten Teil ihrer Zeit terrestrisch bzw. in rein terrestrischen Habitaten verbringt. Im Untersuchungsgebiet ist dabei anzunehmen, daß sich die Tiere an Land schwerpunktmäßig von Fröschen und Waldeidechsen (ständige Ringelnatternachweise in kopfstarken Eidechsenpopulationen) und ggf. auch von Mäusen und Großinsekten ernähren.

Eine landschaftsökologische Analyse der Siedlungsschwerpunkte zeigt, daß der Ringelnatter-Lebensraum eine Vielzahl unterschiedlicher Landschaftsstrukturen und damit zahlreiche Biotoptypen umfaßt, die hydrologisch, morphologisch und hinsichtlich der Vegetation stark differieren (vgl. Tab. 4 und VÖLKL & MEIER 1989). Der Jahreslebensraum muß bei dieser Art aber offensichtlich Feuchtbereiche (evtl. auch nur in geringen prozentualen Flächenanteilen), sonnenexponierte Flächen zur Thermoregulation und eine hohe, dichte Vegetationsdecke als Versteck sowie Überhitzungsschutz aufweisen. Verstecke (hohl aufliegende Steine oder Bretter usw.), Winterquartiere (Erdbaue von Säugern, Erdhöhlen unter Baumwurzeln, Felsspalten, Keller) und geeignete Eiablageplätze (Laub-, Kompost-, Sägemehlhaufen usw.) müssen ebenfalls vorhanden sein (vgl. KABISCH 1974). Optimale Ringelnatter-Habitats, wie sie hier allerdings nur partiell vorliegen, sind durch die räumliche Nähe von Nahrungsquellen (Gewässer), ufernahen Sonnplätzen, Winterquartieren und Eiablageplätzen gekennzeichnet.

Bei fünf belegten Sonnplätzen handelt es sich um wärmeabstrahlende Strukturen (2x Laub, 1x Sand, 1x Ast, 1x Brombeerranken mit darin verfangenem Laub), die unmittelbar an hohe, dichte Vegetation bzw. an einen Felsspalt angrenzten (Verstecke). Die Sonnplätze waren süd-, west- und ostexponiert. Die Schlangen sind auf ihren Sonnplätzen nur teilweise sichtbar bzw. durch überhängendes Gras getarnt. Dies gilt sowohl für die vier sich in Bodennähe sonnenden Ringelnattern als auch für die Ringelnatter, die in 20 cm Höhe auf einem liegenden Ast angetroffen wurde. Der Deckungsgrad im Umkreis von 80 cm um die Sonnplätze betrug in 3 Fällen 90 %, 1x 100 % und 1x 50 %.

*) Ein weiteres 1990, das hier nicht mitausgewertet wird.

Habitat	veg. freie/ arme Fläche (%)	Kraut- und Grasveg. (%)	Strauch- veg. (%)	Baum- veg. (%)	Feucht- bereich (%)
„Dächels- berg“	35	40	7	3	15
„Pech-Orts- rand“	–	91	2	2	5
Golfgelände	–	52	3	40	5
„Haselings- berg“	5	83	1	1	10

Tab. 4:

Flächenanteile verschiedener Vegetationsformationen bzw. Strukturelemente in Ringelnatterhabitaten (in Prozent geschätzt und gerundet). Alle Ringelnattern wurden erst im Juli bzw. später im Jahr kartiert. Damit beziehen sich die prozentualen Flächenanteile ausschließlich auf die Ausstattung der Sommerquartiere.

Diese Daten sind nicht repräsentativ, lassen aber tendenzielle Aussagen über die Wahl der Sonnplätze zu. Demnach werden Sonnplätze in Bodennähe und mit hohen Dekkungsgraden bevorzugt.

5.4 Schlingnatter *Coronella austriaca*

Während dieser Untersuchung konnte kein Schlingnattervorkommen belegt werden. Die Art ist allerdings schwierig nachzuweisen (vgl. Abschn. 3.1). Nach Angaben eines Gewährsmannes (SCHIFFER mdl.) existiert in einem aufgelassenen Steinbruch des Draehenfelder Ländchens seit Jahren eine kleine Schlingnatter-Population. Dieser Steinbruch liegt in Rodderbergnähe, wo zumindest aus früheren Zeiten ein Schlingnattervorkommen belegt ist (DENNERT ca. 1955, zit. nach GLANDT 1972).

Das Habitat entspricht dem für Schlingnattern bekannten Schema: eine sonnenexponiert halboffene Fläche mit einem kleinräumigen Mosaik aus trockenem und wärmespeicherndem, auch kluftenreichem Substrat (Steine, Holz) als Sonnplatz und Unterschlupf sowie –zumindest fleckenhaft – ausgeprägten Krautbeständen mit Buschwerk. Die wesentliche Nahrungsgrundlage stellt wohl eine hier ebenfalls siedelnde kopfstärke Zauneidechsenpopulation dar (vgl. auch ZIMMERMANN 1988).

5.5 Waldeidechse *Lacerta vivipara*

Die Waldeidechse ist aufgrund ihrer wenig spezialisierten Habitatansprüche (vgl. DELY & BÖHME 1984) im Untersuchungsgebiet recht weit verbreitet. Ihr Habitat wird geprägt durch hohe Boden- und Krautvegetation (80 – 100 %) und eine mittlere bis hohe Bodenfeuchte bzw. – alternativ – wenigstens kleinere mit Wasser gefüllte Senken, Gräben, stau-nasse Bereiche oder Quellen usw. (vgl. Tab. 5). Innerhalb der besiedelten Raumausschnitte wird die Verteilung der Tiere maßgeblich bestimmt von der Vegetationsstruktur (vgl. Abb. 5 und 6) und durch das Verteilungsmuster der Feuchtstellen. Letzteres ist wohl ursächlich darauf zurückzuführen, daß die Waldeidechse im Gegensatz etwa zu den

xerothermophilen Arten Zaun-, Smaragd- und Mauereidechse relativ niedrige Vorzugstemperaturen aufweist.

Habitat	vegetations- freie Fläche %	Kraut- und Grasschicht %	Gehölzvegetation		Feucht- bereiche %
			Strauch %	Baum %	
Lichtung "Haselingsberg"	5	83	1	1	10
Lichtung "Hohenberg"	15	79	1	—	5
Waldweg "Pecher Bach"	3	82	4	6	5
Straßenränder "Gimmersdorfer Straße", "Villip-Wachtberg-Berkum", "Holzem"	2	88	3	2	5
Straßenränder "Berkum"	—	90	4	1	5
Feldweg "Holzem"	—	75	15	5	5
Feldweg/Straßenrand "Oberbachem"	5	83	6	4	2
Lichtung "Gimmersdorfer Straße"	30	58	4	6	2
Mittelwert	10	80	4	6	2
Spannbreite	0–30	58–90	1–20		2–10

Tab. 5:

Flächenanteile (in Prozent gerundet) verschiedener Vegetationsformationen in acht Waldeidechsen-Habitaten des Drachenfelder Ländchens. Die prozentualen Flächenanteile beziehen sich nicht auf die unmittelbare Umgebung der Fundpunkte, sondern sind repräsentative Angaben für die jeweiligen Habitate.

Die Biotope der Waldeidechse müssen nicht obligatorisch sonnenexponiert liegen. Diese vergleichsweise geringe Thermophilie erlaubt der Art selbst die Besiedlung nordexponierter Habitate und findet u.a. auch darin ihren Ausdruck, daß die Waldeidechse neben der Kreuzotter von allen Reptilienarten am weitesten nach Norden vordringt.

Die im Gebiet nachgewiesenen acht Populationen besiedeln Waldlichtungen (2), die Säume von Wald- (1) sowie Feldwegen (1) und Straßenränder (4) einschließlich eines angrenzenden Waldrands. Der zumeist großflächigen Besiedlung von Waldlichtungen steht das linienhafte Verbreitungsmuster entlang von Weg- und Straßenrändern gegenüber. Diese Habitate besitzen eine Länge von oft mehreren Kilometern und eine Breite von durchschnittlich 3 – 4 m. Bei optimaler Habitatstruktur bilden sie ganz offensichtlich mehr als nur „Trittstein-Biotop“ zwischen räumlich getrennten Waldeidechsen-Habitaten (vgl. auch DEUT & SPELLERBERG 1987). In Abbildung 5 ist ein solches Straßenrandhabitat im Querschnitt dargestellt. Die einzelnen Habitate weisen neben der Südexposition (SW/SO) auch partiell Ost- bzw. Westexposition auf. Diese Flächen sind dann oft lediglich halbtags und insbesondere vormittags nur mit niedriger Intensität besonnt.

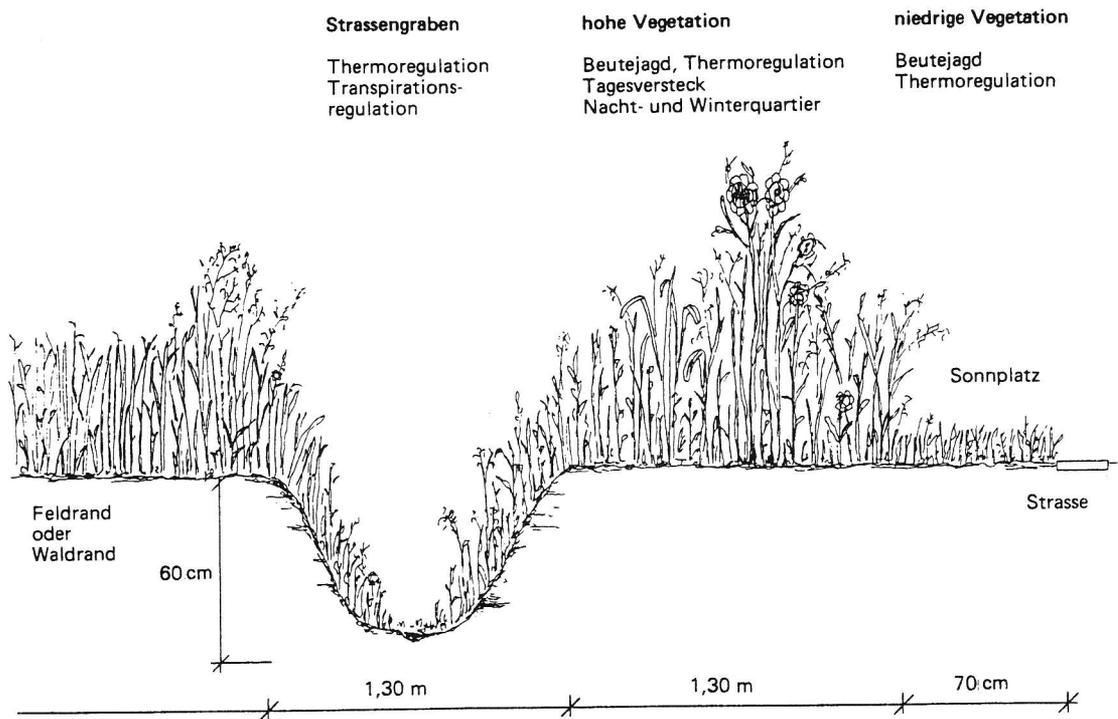


Abb. 5:
 Struktur eines Waldeidechsenhabitates mit Hinweisen auf die Bedeutung der einzelnen Teilstrukturen.

Die an Felder angrenzenden Waldränder werden im Drachenfelder Ländchen von den Waldeidechsen nicht besiedelt, da der Übergang vom Feld zum Waldrand i.d.R. zu abrupt ist. Die geringe Attraktivität dieser Geländeteile wird zudem noch durch die starke Beschattung und die dichten Brennesselsäume als Folge der Überdüngung verstärkt. Bei der Wahl der Sonnplätze sind die Waldeidechsen sehr flexibel. Aufgrund der hohen Vegetations-Deckungsgrade in Waldeidechsenhabitaten befinden sich die Sonnplätze häufig in erhöhten Positionen in der Vegetation, auf exponierten Baumstubben oder Holzstapeln bzw. auf den vegetationsfreien Flächen (z.B. Wegränder). Eine Bevorzugung bestimmter Substrate konnte nicht festgestellt werden.

Nach einer quantitativen Auswertung von 160 Sonnplatzaufnahmen dominieren die Bereiche mit 100 % Deckung durch krautige und grasige Vegetation mit rd. 50 % aller Vorkommen vor den Vorkommen mit 90 bzw. 80 % Deckung (= rd. 35 %). Im Vegetationsdeckungs-bereich von 50 – 70 % finden sich lediglich 15 % der Individuen und bei noch geringeren Deckungsgraden überhaupt keine Tiere mehr (vgl. Abb. 6).

Auch dieses Ergebnis weist auf das im Vergleich zur Zauneidechse geringere Sonnbedürfnis der Waldeidechse hin. Hinzu kommt die größere Flexibilität dieser Art bei der Sonnplatzwahl. Als nicht eierlegende Spezies ist die Waldeidechse zudem nicht auf trockenes Bodensubstrat angewiesen und kann daher auch Habitate mit mittlerer bis höherer Bodenfeuchte besiedeln. (Diese Biotopräferenz könnte freilich auch von der geringeren Thermophilie der Art herrühren).

Anders als bei der Zauneidechse kommt es bei der Waldeidechse nicht selten zu gemeinschaftlichem Sonnen der Tiere und hier vor allem der Jungtiere. Die Größenordnungen und die Verteilung der Gruppen am Beispiel von 160 Aufnahmen zeigt Abbildung 7.

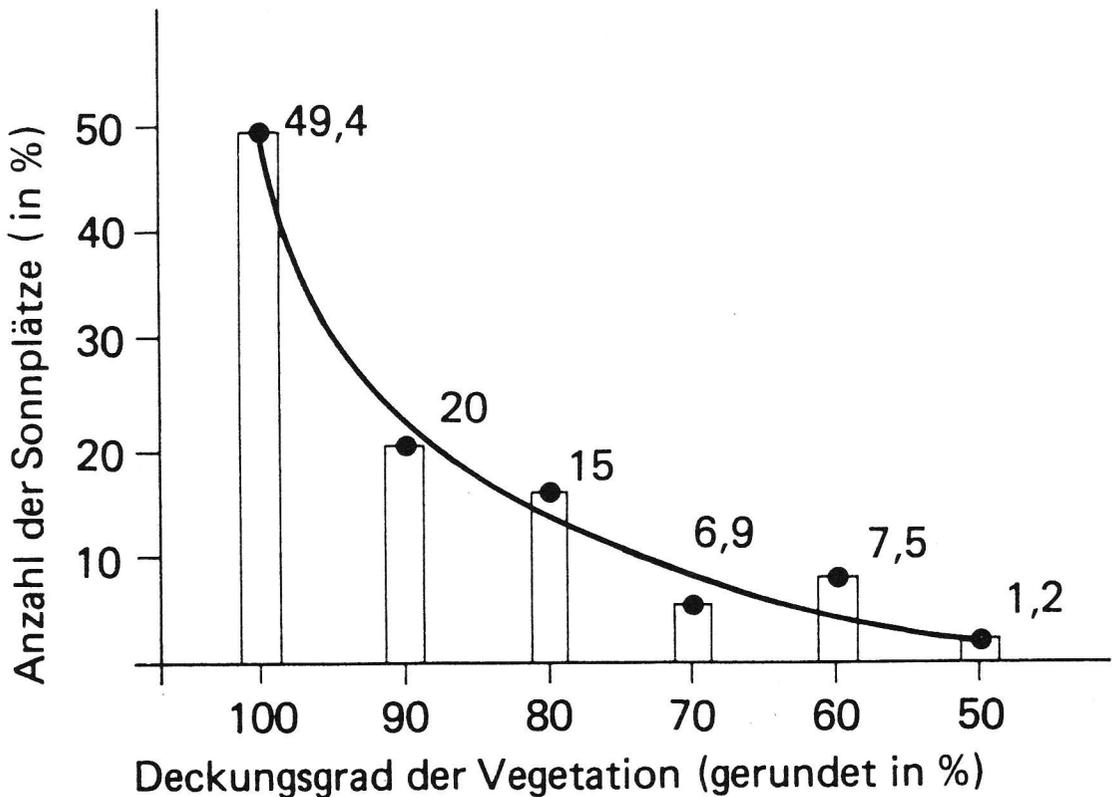


Abb. 6:
Abhängigkeit der Sonnplatzwahl der Waldeidechse vom Deckungsgrad der Vegetation (innerhalb Radius = 80 cm) am Beispiel von 160 Analysen im Drachenfelder Ländchen (idealisierte Kurve, nicht mit Gleichung errechnet).

Individuenzahlen je Gruppe	13	10	9	8	7	5	4	3	2	1
Anzahl der Gruppen	1	1	2	1	2	3	5	15	6	124

Abb. 7:
Gruppenbildung der Waldeidechse am Sonnplatz.

Bei diesen 160 Sonnplatzaufnahmen befanden sich die Tiere in 92 Fällen in unmittelbarer Bodennähe. Die große Anzahl der nicht erhöhten Sonnplätze ist auf die Habitatstruktur der Straßenränder zurückzuführen, da hier – außer in der Vegetation – keine erhöhten Sonnplätze in Form von Baumstubben etc. verfügbar sind (vgl. Abb. 5).

Die Höhenverteilung der Tiere in den restlichen 68 Fällen variiert von 1 – 40 cm. Diese erhöhten, teilweise recht instabilen Sonnplätze dokumentieren das sehr geschickte Kletterverhalten der Waldeidechsen, wobei sich die geringe Größe und ein geringes Gewicht vorteilhaft auswirken.

Neben geselligem Verhalten am Sonnplatz wurde ebenso geselliges Übernachten beobachtet. Als Nachtquartiere dienen Erdlöcher, Steinspalten sowie ganz besonders Spalten

zwischen Holz und Rinde in Baumstubben bzw. liegendem Holz. Da die Waldeidechsen keine bzw. nur geringe innerartliche Aggressionen zeigen, werden auch die Nachtquartiere häufig von mehreren Tieren gleichzeitig genutzt. Der Raumanspruch von Waldeidechsenpopulationen ist im allgemeinen nicht sehr hoch. Das kleinste im Rahmen dieser Untersuchung erfaßte Waldeidechsen-Habitat („Straßenrand Berkum“) umfaßt ca. 720 m² (180 x 4 m). Sicherlich ist dieses aber nur ein Trittstein innerhalb eines Habitatverbundsystems bei dieser durch hohe Wanderungsneigung einzelner Individuen ausgewiesenen Art. Die kopfstärkste Population befindet sich auf einer großen, staunassen Lichtung im Haslingsberg. Dort wurden insgesamt 248 Exemplare durch Sichtzählung erfaßt.

5.6 Zauneidechse *Lacerta agilis*

Sieben räumlich weitgehend voneinander getrennte Zauneidechsenpopulationen konnten in dem Untersuchungsgebiet von 31 km² festgestellt werden. Auffällig ist, daß alle Zauneidechsen-Populationen auf einer Nord-Süd-Schiene im östlichen Bereich des Drachenfelder Ländchens siedeln. Eine weitere Population befindet sich außerhalb des Untersuchungsgebietes (ca. 1 km nordwestlich der Population „Feldraine bei Lannesdorf“ beim Lyngsberg), eine weitere in der „Rheinschiene“ längs des Bahndammbereiches zwischen Mehlem und Rolandseck. Dies läßt den Schluß zu, daß im Ostteil des „Drachenfelder Ländchens“ besonders günstige Habitatstrukturen für Zauneidechsen vorliegen. Tatsächlich dominieren nordöstlich kleinstrukturierte, teilweise extensiv bewirtschaftete Landwirtschaftsflächen. Südlich und südöstlich befinden sich ein Halb-Trockenrasen und südexponierte Abgrabungen. Trotz der Häufung von Zauneidechsen nachweisen in diesem Bereich handelt es sich aber im Untersuchungsgebiet um weitgehend räumlich voneinander getrennte Bestände. Für die individuenreichen Populationen „Rodderberg“ und „Steinbruch Dächelsberg“ erscheint dieses Faktum weniger problematisch, für die restlichen individuenarmen Populationen kann sich diese Tatsache dagegen evtl. auf längere Sicht bestandsgefährdend auswirken.

Im restlichen Untersuchungsgebiet konnten trotz intensiver Begehung keine Zauneidechsenvorkommen nachgewiesen werden. Dies ist vor allem auf die fehlenden Eiablageplätze und das geringe Nahrungsangebot auf den intensiv bewirtschafteten Ackerflächen mit starkem Pestizid-, speziell Herbizideinsatz zurückzuführen. Außerdem schei-

Population	Vegetationsfreie Fläche	Gras- und Krautschicht	Gehölzvegetation	
			Strauch	Baum
1. Rodderberg a	20	65	15	—
2. Rodderberg b	20	65	15	—
3. Rodderberg c	35	40	10	15
4. Dächelsberg (innen)	40	45	10	5
5. Dächelsberg (außen)	15	85	—	—
6. Feldwege	10	70	20	—
7. Waldwege	10	45	30	15
Durchschnittswerte	21	59	14	5
Spannbreite	10 – 40	40 – 85	(0) 10 – 45	

Tab. 6:

Flächenanteile (in Prozent, gerundet) verschiedener Vegetationsformationen in 7 Zauneidechsen-Biotopen des Drachenfelder Ländchens.

den Bereiche mit niedriger bis hoher Bodenfeuchte als geeignete Habitate aus, ebenso Flächen, die zwar strukturell für Zauneidechsen geeignete Bedingungen bieten, aber aufgrund der fehlenden Südexposition nicht in Frage kommen.

Tabelle 6 zeigt die prozentuale Verteilung verschiedener Vegetationsformationen in den einzelnen Zauneidechsen-Biotopen. Als ursprünglicher Waldsteppenbewohner siedelt die Art im wesentlichen nur in halboffenen Extensivlandschaften. Nicht monotonisierte rasenartige Vegetation ist eine Grundvoraussetzung für ihre Existenz. Zauneidechsenhabitate zeichnen sich immer durch einen hohen prozentualen Anteil von Gras- und Krautvegetation mit durchschnittlich 60 % (in den optimal besiedelten Teilen der Habitate des Drachenfelder Ländchens von 70 % und mehr) sowie vegetationsfreien Stellen von durchschnittlich 20 % aus. Die Strauchschicht, welche nach GLANDT (1976) als Fluchtziel, Überhitzungsschutz und eventuell als Schlafplatz dient, ist wahrscheinlich eher fakultativ vorhanden, da die erwähnten Funktionen beispielsweise auch vom Lückensystem im Schotter von Bahndämmen bzw. von unverfugten Bruchsteinmauern oder von selbstgegrabenen Wohnröhren übernommen werden können (z.B. NIEKISCH & PASTORS 1983).



Abb. 8:
Skizze eines optimalen Zauneidechsen-Habitats: besonnte Freiflächen wechseln ab mit höheren, schützenden Vegetationskomplexen.

Von Bedeutung für Zauneidechsenhabitate ist weiterhin eine kleinräumige Mosaikstruktur, welche durch den ständigen Wechsel von unterschiedlich hoher und dichter Vegetation mit vegetationsfreien Flächen charakterisiert ist (vgl. Abb. 8 und GLANDT 1979). Die-

se räumliche Anordnung der Habitatelemente bietet den Zauneidechsen mikroklimatische Vorteile (große Temperatur- und Feuchtigkeitsgradienten) sowie kurze Wege zwischen allen für sie relevanten Strukturen (Sonnplätze, Tages- und Nachtverstecke, Jagdreviere, evtl. Überwinterungsquartiere und – in günstigen Fällen – Eiablageplätze). Abbildung 8 verdeutlicht am Beispiel des Sonnplatzes die engräumige Strukturvielfalt von Zauneidechsenhabitaten im Untersuchungsgebiet und gibt einen Überblick über die Funktionen der einzelnen Habitatelemente.

Bereits eine solche erste grobe Habitat-Analyse erlaubt wertvolle Fingerzeige für eine Optimierung von Biotopsicherungs- und -pflegemaßnahmen bei dieser Art. Wichtig wäre darüber hinaus aber noch die Kenntnis der optimalen Struktur der Habitate im Detail (und hier insbesondere die der optimalen ökologischen Beschaffenheit der Sonnplätze als den Mittelpunkten der Aktionsgebiete der Einzeltiere) sowie der zulässigen bzw. günstigsten Abstände der Sonnplätze zueinander.

Hinweise auf die Struktur eines gut ausgebildeten Zauneidechsen-Sonnplatzes gibt Abbildung 9. Die Sonnplätze stellen im Untersuchungsgebiet ausschließlich leicht erwärmbare Substrate (liegendes trockenes Holz, Gestein, vegetationsfreie Stellen mit Sand und Kies bzw. Anhäufungen von trockenem Gras oder Laub) dar.

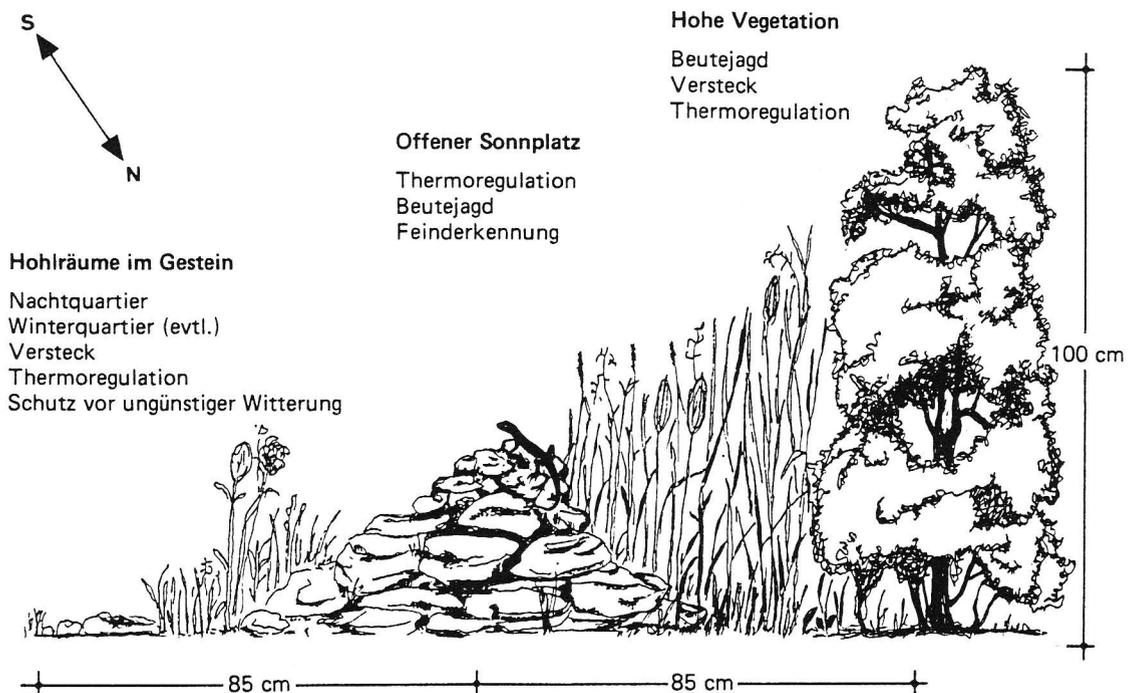


Abb. 9:
Sonnplatz-Habitat der Zauneidechse mit Hinweisen auf die Bedeutung der einzelnen Teilstrukturen.

Die Exposition zeigt nach Süden bis Westen (SO-W), eine kleinräumige Körper- und Himmelsrichtungsverlagerung auf dem Sonnplatz (im Tagesverlauf) sollte möglich sein. Das Tier sitzt im Regelfall unmittelbar vor einer hohen Vegetations- bzw. Reliefkulisse. Vor dem Sonnplatz befindet sich niedrige Vegetation (Grasschicht) bzw. Freiflächen, die ungehinderte Sonneneinstrahlung ermöglichen. Vereinzelt können auch einige höhere

Gräser vor den Sonnplätzen wachsen, die einen gewissen Sichtschutz zur offenen Seite des Sonnplatzes hin bilden.

Weitere wichtige Kriterien für die Eignung von Sonnplätzen sind die schnelle Erwärmbarkeit und die Wärmespeicherefähigkeit des Substrats (vgl. auch HAILEY 1982). Entsprechend wird nachfolgend die Substratwahl der Zauneidechsen näher untersucht und in Beziehung zu den ökologischen Ansprüchen der Art gebracht. Dazu wurden fünf Probestellen weitergehend analysiert. Auf den Probestellen können insgesamt vier Substrattypen festgestellt werden: Holzmaterialien (Zäune, Bretter, Reisig), Steine, trockene Vegetation (Gras, Laub) und Sand-Kies-Gemische.

Abbildung 10 stellt das Angebot an potentiellen Sonnplätzen auf den Probestellen sowie die Nutzung dieses Angebotes durch die Zauneidechsen und außerdem die prozentuale Nutzungsverteilung dar. Die Angaben zur Häufigkeit der potentiellen Sonnplätze sind – vor allem bei den Substrattypen „trockene Vegetation“ und „Sand-Kies-Gemische“ – Schätzwerte, welche unter Berücksichtigung des tatsächlichen Vorkommens dieser Substrattypen auf den Probestellen, der Abundanz, der home range-Größe der Zauneidechsen und ihrer Individualabstände ermittelt wurden. Trotz der Abwägung dieser Kriterien und der damit verbundenen Reduktion der Fehlerquote sind die Angaben zur Häufigkeit der potentiellen Sonnplätze bei diesen Substrattypen unsicher. Entsprechend lassen die vergleichenden Daten von Angebot und Nutzung der Sonnplätze für diese Substrattypen hier nur Trendaussagen zu. Demgegenüber ist das Sonnplatz-Angebot auf Steinen und Holzmaterialien direkt bestimmbar, so daß die Aussagen zur Nutzungsverteilung auf diesen Substraten als erheblich besser abgesichert anzusehen sind.

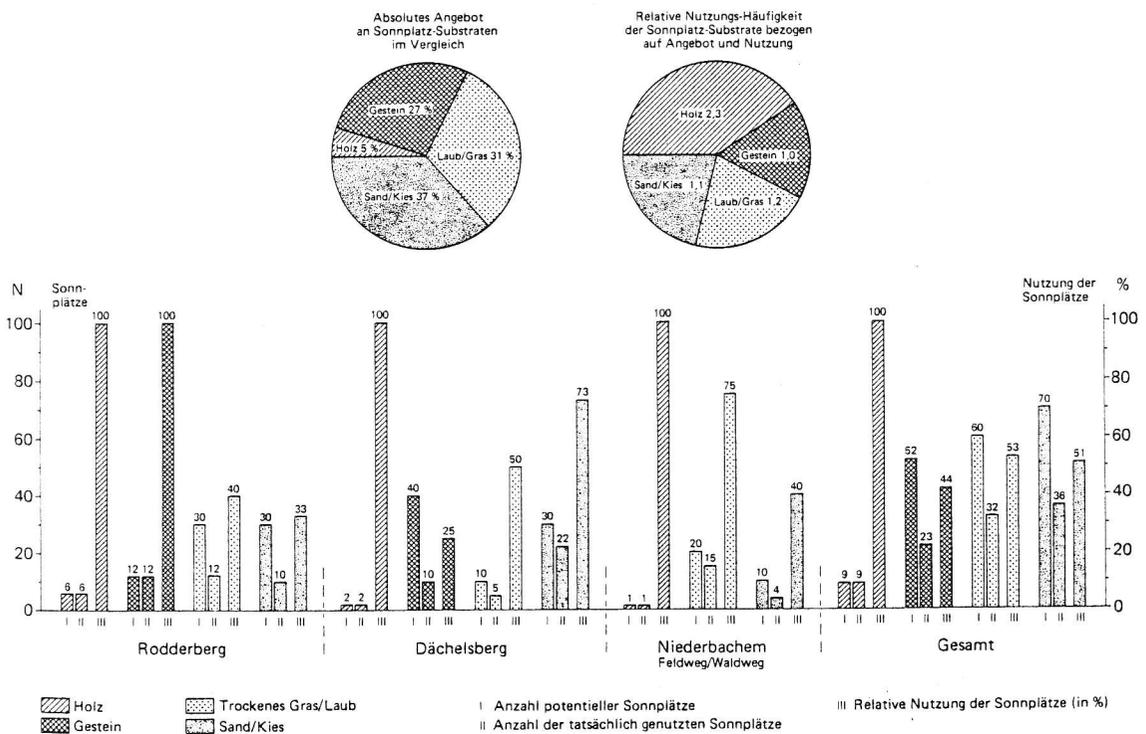


Abb. 10: Angebot und Nutzung (absolut und prozentual) von Sonnplätzen unterschiedlicher Substratbeschaffenheit durch die Zauneidechse.

Aus Abbildung 10 wird deutlich, daß optimale Holzstrukturen zu 100 % von den Zauneidechsen als Sonnplätze genutzt werden. Eine hohe Präferenz für Sonnplätze aus Holz konnten auch HOUSE et al. (1980) feststellen, die 654 von insgesamt 992 beobachteten Zauneidechsen auf Holzstämmen registrierten. Demgegenüber ist die Nutzung von Holzstrukturen durch künstlich angesiedelte Zauneidechsen bei der Untersuchung von GLANDT (1987) sehr gering. Freilich wurden dort keine Vergleiche zum Angebot von Holzstrukturen im Habitat gezogen, womit durchaus die Möglichkeit bestehen kann, daß – gemessen am Angebot – die Nutzung von Holz-Sonnplätzen auch sehr viel größer ist.

Die Gründe für die Bevorzugung von Holzstrukturen durch die Zauneidechse liegen einerseits in der guten Wärmeabsorption dieses Materials (HAILEY 1982) und andererseits in der guten Wärmeisolierung gegen den kalten Untergrund. Untersuchungen von HAILEY (1982) zeigen, daß Holzmaterialien im Vergleich zu Stroh bei gleicher Wärmeeinstrahlung höhere Oberflächentemperaturen aufweisen. Die gute Wärmeabsorption von Holz und die damit verbundene schnellere Abtrocknung der Holzoberflächen erhöht die Attraktivität dieses Materials als „Wärmeinseln“ innerhalb der Vegetation. Dieser Funktion kommt vor allem nach Regenfällen oder in den früheren Morgenstunden eine wesentliche Bedeutung zu. Der Vorteil für die Zauneidechsen könnte daher beispielsweise in der Verkürzung der erforderlichen Zeitsumme für das „Sonnbaden“ bei gleichzeitiger Verlängerung der „Jagdzeit“ liegen.

Die Sonnplätze in der trockenen Vegetation werden ebenfalls sehr häufig genutzt (78 %). Dies ist aber wohl vor allem auch auf die gleichmäßige Verteilung dieses Substrats auf allen Probeflächen zurückzuführen. In der Untersuchung von HOUSE et al. (1980) wurde dieses Substrat ebenfalls am zweithäufigsten (22,5 %) von den Zauneidechsen ausgewählt. Die Wärmeisolierung gegen den kalten Untergrund, die guten Versteckmöglichkeiten und das reichhaltige Nahrungsangebot in der Vegetation erklären die nachhaltige Nutzung dieses Substrats.

Sonnende Eidechsen auf Steinen wurden insgesamt nur 17 mal angetroffen (37 %). Es ist jedoch davon auszugehen, daß die prozentuale Nutzung höher ist, da die Sonnplatzaufnahmen im geröllreichen Innenbereich des „Steinbruchs Dächelsberg“ nur zeitweise durchgeführt werden konnten und somit die Sonnplätze auf Steinen unterrepräsentiert sind. Vorteilhaft bei diesem Substrat ist die zumeist erhöhte Position gegenüber der Vegetation, welche einen ungehinderten Strahlungseinfall ermöglicht. Gestein hat jedoch ganz offensichtlich keine so hohe Attraktivität wie Holzmaterialien, denn die Nutzung von Steinen durch die Zauneidechse ist mit 5,3 % in der Untersuchung von HOUSE et al. (1980) bzw. mit weniger als 10 % bezogen auf alle Altersstufen (GLANDT 1987) ebenfalls gering.

Sand-Kies-Gemische bzw. Sand wurden zu 28 % bzw. 5,3 % (HOUSE et al. 1980) als Sonnplätze genutzt. Demgegenüber sind bei GLANDT (1987) sandige Flächen mit spärlicher oder dichter Vegetation die häufigsten Sonnplätze. Dieser Widerspruch könnte in der unterschiedlichen Definition der Substrate begründet sein: viele Sonnplätze, die bei GLANDT (1987) unter die Definition „Sand mit spärlicher bzw. dichter Vegetation“ fallen, sind bei diesen Untersuchungen und denen von HOUSE et al. (1980) unter der Kategorie „trockene Vegetation“ aufgenommen.

Insgesamt läßt sich folgender Trend in der Substratpräferenz der Zauneidechse feststellen: Holzmaterialien und mit Einschränkung auch Steine, die in die Vegetation eingestreut sind, bilden eine wertvolle Bereicherung der Zauneidechsenhabitate. Dies liegt einerseits an der besseren Aufheizbarkeit der Holzmaterialien und des Gesteins gegenüber der Vegetation. Andererseits sind die Zauneidechsen bei geschlossener Vegetationsdecke gezwungen, in die dritte Dimension auszuweichen, um ihrem Sonnbedürfnis nachzukom-

men. Unabhängig vom konkreten Substrat sind jedoch vor allem die Eigenschaften der Sonnplätze (wie z.B. schnelles Erwärmen und schnelles Abtrocknen/Isolation gegenüber dem Bodenuntergrund) gerade bei unbeständigem Wetter – sowie hier nahe am Nordrand des Verbreitungsgebietes – von Bedeutung.

Sandigen Substraten kommt neben ihrer Bedeutung als Sonnplatz insbesondere Bedeutung als Eiablageplätze zu. Eiablageplätze (hier in Grusrutschungen, sandigen Wegrändern und dem Auswurf von Kaninchenbauten) sind durch eine gute Drainage und Wärmespeicherfähigkeit gekennzeichnet, zumeist südexponiert und/oder während des ganzen Tages besonnt.

Im Habitat „Rodderberg“ wurde ein südexponierter Eiablageplatz im Grus festgestellt. Dort konnten zwar nur zwei Gelege mit insgesamt 13 Eiern nachgewiesen werden. Es ist aber davon auszugehen, daß sich noch mehrere Gelege in der näheren Umgebung befanden. Ein Kontrollgang im Herbst zeigte, daß alle 13 Zauneidechsen geschlüpft waren. Ein weiterer kollektiver Eiablageplatz befand sich im Außenbereich des „Steinbruchs Dächelsberg“. Es handelt sich um einen Weg aus einem Sand-Kies-Gemisch in Südexposition. Hier wurden erstmals am 6.7.1987 und an den folgenden Tagen insgesamt sieben Weibchen grabend beobachtet. Die Eiablage erfolgte in den Abend- und Nachtstunden. Am 17.8.1987 schlüpften die ersten Jungtiere. Eine Kontrollgrabung am 3.9.1987 ergab, daß 64 Zauneidechsen geschlüpft waren, drei Eidechsen waren in den Eiern abgestorben. Insgesamt wurden mehr als 67 Eier abgelegt. Die genaue Anzahl ließ sich jedoch nicht mehr ermitteln, da von Spaziergängern mehrere Eier entfernt worden waren. Die hohe Schlupfquote und die relativ kurze Inkubationszeit (vgl. JENSEN 1982) bei rheinischen Populationen im Vergleich zu Populationen am Arealnordrand (SPELLERBERG & HOUSE 1980) zeigt deutlich die Bedeutung klimatischer Faktoren für die Verbreitung der Zauneidechse (vgl. auch JACKSON 1978).

Der individuelle Raumbedarf der Zauneidechsen wurde mittels regelmäßiger Kontrollen von April – September 1987 am Beispiel von sieben Männchen und fünf Weibchen ermittelt, die jeweils eindeutig ansprechbar waren. Da Zauneidechsen nach diesen Beobachtungen außerhalb der Paarungszeit kaum intraspezifische Aggressionen zeigen, sich vielmehr ihre Aufenthalts- und Aktionsräume (wenigstens) in optimal ausgebildeten Habitatteilen erheblich überlagern, wird im folgenden der Begriff home range für die Bezeichnung der individuellen Lebensräume verwendet.

Generell variiert der Raumanpruch der Tiere und ganz besonders der Männchen in Abhängigkeit von der Jahreszeit erheblich. Unmittelbar nach dem Winterschlaf (1987 z.B. mit Beginn der letzten Aprilwoche), den die Männchen i.d.R. deutlich vor den Weibchen beenden, sind die Tiere wenig aktiv und verbringen die meiste Zeit – wohl wegen des suboptimalen Wetters – mit „Sonnen“ (vgl. auch NCC-Report 1983). Dafür werden zumeist zentrale, relativ gut einsehbare sonnenexponierte Plätze aufgesucht. Die geringe Aktivität der Männchen läßt sich auch dadurch erklären, daß in den ersten Tagen außerhalb des Winterquartiers keine Nahrung aufgenommen wird (SIMMS 1970) und somit das Durchstreifen eines Gebietes zur Nahrungssuche entfällt.

Mit dem Erscheinen der adulten Weibchen aus dem Winterquartier ca. 2 Wochen später steigt die Laufaktivität der adulten Männchen deutlich an. Sie hängt wahrscheinlich ursächlich mit der Suche nach paarungsbereiten Weibchen zusammen (NULAND & STRIJBOOSCH 1981). Mit beginnender Laufaktivität der adulten Männchen kommt es zur Ausbildung von Paarungsterritorien (vgl. unten) und home ranges.

Die durchschnittlichen Größen der Heimbereiche der bei jeder Stichprobe eingehend beobachtbaren Männchen 1-3 in Tabelle 7 betragen 52 m², 60 m² und 96 m². Diese Werte

geben jedoch nur die festgestellten Minimalgrößen wieder. Da eine Nutzung der außerhalb der home ranges liegenden Flächen gelegentlich ebenfalls festgestellt werden konnte, ergibt sich bei einer theoretischen Erweiterung des Durchmessers der home ranges um 2 m rechnerisch etwas mehr als der doppelte Raumbedarf (Tab. 7). Diese theoretische Erweiterung der home ranges resultiert aus vereinzelt „Abstechern“ der Zauneidechsen von wenigen Metern außerhalb der „Kernfläche“. Auf der Basis der Minimalgröße der „Kernfläche“ und der Erweiterung der home ranges um die sporadisch genutzten Flächen läßt sich hier ein theoretischer Mittelwert von 120 m² für den Aktionsraum adulter Männchen angeben (vgl. Tab. 7).

		Flächenanspruch unmittelbar nach der Überwinterung	home range-Größe		
			Minimum (m ²)	Maximum (m ²)	Mittelwert (m ²)
Probefläche „Rodderberg“	1	20	52	136	120
	2	28	60	152	
	3	34	96	224	
Probefläche „Dächelsberg“	1	25	78	150	103
	2	18	54	110	
	3	20	96	180	
	4	21	51	105	

Tab. 7: Flächenanspruch adulter Männchen (n = 7) auf zwei ausgewählten Probeflächen. Beobachtungszeitraum: April bis September 1987.

Die home ranges wurden von den Zauneidechsen zur Nahrungs- und Partnersuche regelmäßig durchlaufen. Dabei benutzen sie häufig Strecken, welche sich durch einen geringen Raumwiderstand auszeichnen. Diese Wege waren liegende Zaunlatten, niedergetrete Vegetation, spärlich bewachsene Flächen oder auch oberirdische Mäuselaufgänge. Innerhalb dieser home ranges hielten sich vielfach zumindest zeitweise weitere adulte Männchen auf. Dabei könnte es sich beispielsweise um vagabundierende, noch nicht geschlechtsreife Männchen im 3. Lebensjahr handeln (STRIJBOSCH 1988), welche aufgrund ihrer geringen Körpermaße den größeren Männchen unterlegen sind (KITZLER 1941) und deshalb nicht die besten Sonnplätze erobern konnten. Diese Männchen wurden i.d.R. von den home range-Besitzern innerhalb ihrer Heimbereiche geduldet. Anders verhielt es sich, wenn fremde Männchen versuchten, in die Paarungsterritorien einzudringen. In diesen Fällen zeigten die alten Männchen ein aggressives Verhalten gegenüber den Eindringlingen und vertrieben sie (vgl. BISCHOFF 1984). Dieses Verhalten zielte jedoch nicht auf die Verteidigung einer bestimmten Fläche innerhalb des home ranges ab, sondern diente eher der Verteidigung des Weibchens. Demzufolge kennzeichnet der Begriff „Paarungsterritorium“ nicht eine stationäre Fläche, sondern nur die Fläche, auf der sich das paarungsbereite Weibchen jeweils befindet.

Die nach der o.g. Methode ermittelten durchschnittlichen Mindest-home range-Größen adulter Weibchen differieren von 60 m² bis 76 m²; die maximale angenommene Ausdehnung streute von 125 m² bis 184 m² (Tab. 8). Dies ergibt eine rechnerische Durchschnittsgröße von ca. 110 m².

		home range-Größe		
		Minimum (m ²)	Maximum (m ²)	Mittelwert (m ²)
Probefläche	1	76	184	118
„Rodderberg“	2	60	152	
Probefläche	1	72	140	102
„Dächelsberg“	2	72	140	
	3	63	125	

Tab. 8:

Flächenanspruch adulter Zauneidechsen-Weibchen (n = 5) auf zwei ausgewählten Probeflächen (ohne Berücksichtigung der Distanzen zu den Eiablageplätzen). Beobachtungszeitraum: April – September 1987.

Die Heimbereiche der Weibchen überschneiden sich dabei weitgehend oder auch nur partiell mit denen der Männchen sowie weiterer Weibchen. Dieses Verhalten ist ein Hinweis, daß sich die Zauneidechsen-Männchen möglicherweise mit mehreren Weibchen paaren (SCHULZ 1972), und daß die Weibchen wahrscheinlich mehrere Männchen akzeptieren (NCC-Report 1983). NICHOLSON & SPELLERBERG (1989) weisen ebenfalls auf hohe Überlappungsraten der home ranges von Zauneidechsen hin.

Die Eiablageplätze der Weibchen befanden sich sowohl innerhalb der home ranges als auch außerhalb (vgl. NICHOLSON 1980, zit. nach NCC-Report 1983, SPELLERBERG & HOUSE 1980). Welche Alternative von den Weibchen wahrgenommen wird, hängt von dem Angebot und der Verteilung geeigneter Eiablageplätze ab.

Über die Distanzen zwischen home range und Eiablageplätzen liegen in der Literatur kaum Angaben vor. NULAND & STRIJBOSCH (1981) beobachteten, daß die Weibchen im Juni und Juli einen hohen Prozentsatz von zurückgelegten Strecken über 40 m aufweisen. Dies führen die Autoren ursächlich auf die Wanderungen zu und von den Eiablageplätzen zurück. Ein Weibchen legte am „Dächelsberg“ zum Eiablageplatz mindestens 30 m zurück. Da jedoch am Eiablageplatz noch vier weitere, zuvor nicht beobachtete Weibchen angetroffen wurden, ist davon auszugehen, daß die trächtigen Weibchen erheblich größere Entfernungen zu ihren Eiablageplätzen zurücklegen.

Die hier ermittelten home range-Größen fügen sich gut in das Bild bisheriger Werte ein, wobei aber unbedingt mitzubedenken ist, daß neben dem strukturellen Habitataufbau und innerartlichen Konkurrenzfaktoren (die wiederum z.B. auch maßgeblich von den Abundanz bestimmt werden) unbedingt ebenfalls die großklimatischen Aspekte (Relative Biotopbindung!) in Rechnung zu stellen sind.

Die in der Literatur angegebenen home range-Größen variieren je nach Lage der Untersuchungsfläche im Verbreitungsgebiet und nach angewandter Methode. Die geringste home range-Größe für adulte Tiere gibt KOROS (1986) mit 34,9 +/- 10,9 m² an. In suboptimalen Habitaten kann die home range-Größe bis zu 1365 m² für adulte Männchen betragen (STRIJBOSCH, zit. nach NCC-Report 1983). Weitere Angaben zur home range-Größe finden sich im NCC-Report (1983):

CORBETT: 232 m² für adulte Männchen und 224 m² für adulte Weibchen;
 TERTYSHNIKOV (1978), RASHKEVICH & SEMENIKHINA (1974): 100 – 250 m²;

STRIJBOSCH (1988): 145 m² für adulte Männchen und 163 m² für adulte Weibchen in optimalen Habitaten.

Daten über zurückgelegte Strecken von Zauneidechsen verschiedener Altersstufen finden sich bei JABLOKOW et al. (1980) und PETERS (1970).

Die vergleichende Analyse dieser Daten läßt den Schluß zu, daß die home range-Größe mit zunehmender Arealrandlage der Habitate und/oder mit sich verschlechternder Habitatstruktur bzw. verringertem Requisitenangebot zunimmt und eventuell eine geringere Populationsdichte zur Folge hat.

Die ermittelten home range-Größen der adulten Männchen und Weibchen weisen in etwa die gleichen Werte auf. Verantwortlich hierfür ist die weitgehende Überlagerung der home ranges der adulten Tiere und die gleiche Ressourcennutzung – mit Ausnahme der außerhalb der home ranges liegenden Eiablageplätze.

6. Gesamtbetrachtung von Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien

Die Verbreitungsbilder und Biotopnutzungsmuster der einzelnen Arten belegen, daß die Reptilienfauna des Drachenfelder Ländchens praktisch ausschließlich in sehr extensiv bzw. ungenutzten Landschaftsausschnitten / –bestandteilen auftritt. Aus agrarisch intensiv genutzten Flächen liegen keine ständigen Nachweise vor.

		Vegetations freie Flächen	Gras- und Krautschicht	Baum- und Staudschicht	Feuchtbe- reiche
Blindschleiche	\bar{x}	12	75	7 6	6
	Spannbreite	(0 – 20)	(65 – 90)	[(0) 2 – 18]	(0 – 10)
Waldeidechse	\bar{x}	10	80	4 6	2
	Spannbreite	(0 – 30)	(58 – 90)	[(0) 1 – 20]	(2 – 10)
Zauneidechse	\bar{x}	21	59	14 5	–
	Spannbreite	(10 – 40)	(40 – 85)	[(0) 10 – 45]	
Ringelnatter	\bar{x}	10	66	3 12	9
	Spannbreite	(0 – 35)	(40 – 91)	[(0) 1 – 40]	(5 – 15)

Tab. 9:

Prozentuale Flächenanteile (Durchschnittswerte und Spannbreiten) verschiedener Landschaftsbestandteile in Reptilienhabitaten des Drachenfelder Ländchens.

Blindschleiche und Walcheidechse sind ovovivipar. Die Zauneidechse legt Eier in lockere, vegetationsfreie, wärmeexponierte Bereiche mit einer gewissen Bodenfeuchte. Die Eiablageorte der Ringelnatter bilden i.d.R. warme und feuchte Substrate, vorwiegend Anhäufungen aus totem Pflanzenmaterial.

*) Mauereidechse und Schlingnatter bleiben wegen der geringen Zahl an Nachweisen hier unberücksichtigt. Zu ihrer Ökologie vgl. aber die Steckbriefe Abschn. 5.2 und 5.4.

Die Zusammenstellung der prozentualen Flächenanteile der verschiedenen Landschaftsbestandteile in den einzelnen Reptilienhabitaten*) von Tabelle 9 zeigt deutlich, daß extensive „ungeordnete“ Vegetation in der Gras- und Krautschicht von zentraler Bedeutung für das Vorkommen der Arten ist. Im Regelfall findet sich auch Gehölzvegetation in den Habitaten. Diese dürfte freilich nicht obligatorisch sein (vgl. Werte zu den Spannbreiten), sondern vielmehr eine Folge der beginnenden Sukzession auf diesen zumeist nicht genutzten Flächen. Dies schließt allerdings nicht aus, daß einzelne Reptilienarten sehr wohl einen aktiven Bezug zu solchen Strukturen herstellen können (z.B. Zauneidechse, vgl. Abschn. 5.6).

Vegetationsfreie Stellen sind für die Zaun- und Mauereidechse aufgrund ihrer „Brutbiologie“ obligatorisch, für die anderen Arten nur fakultativ. Ringelnatter- und Waldeidechsenhabitats (gilt eingeschränkt – im „Offenland“ – hier auch für die Blindschleiche) weisen jeweils auch Feuchtbereiche auf. Erforderlich sind bei einigen Arten darüber hinaus i.d.R. noch leicht aufheizbare Kleinstrukturen, insbesondere als Sonnplatz. Als solche fungieren v.a. liegendes Totholz, Haufen abgestorbenen Pflanzenmaterials oder Steine, die wegen ihrer gegenüber pflanzenbewachsenen Stellen erheblich erhöhten Wärmespeicherkapazität eine wesentliche Rolle für die Thermoregulation der Tiere, aber auch als individuelle Aktionszentren sowie als Feind-, Tages- und Nachtversteck spielen. (Näheres dazu in den Steckbriefen, Abschn. 5).

Gegliedert nach den in den Steckbriefen dokumentierten Anspruchsprofilen lassen sich die Reptilienarten des Drachenfelder Ländchens ökologisch folgendermaßen gruppieren:

- Bewohner offener bis halboffener Trocken-(bis Mager-) Standorte (Zauneidechse, Mauereidechse, Schlingnatter);
- Bewohner extensiver, von krautiger Vegetation dominierter, halboffener bis offener Bereiche mit etwas Bodenfeuchte oder Feuchtflächenanteilen (Waldeidechse, Blindschleiche*).

Schwierig im Drachenfelder Ländchen ist die ökologische Einordnung der Ringelnatter, einer Art mit üblicherweise relativ enger Bindung an offene Gewässer, aufgrund hier abweichender Verhaltensweisen (vgl. dazu Abschn. 5.3).

Da die vier im Untersuchungsgebiet etwas weiter verbreiteten Reptilienarten (vgl. Tab. 9) mit Ausnahme der sogar sehr häufig sympatrisch auftretenden Arten Waldeidechse und Blindschleiche i.d.R. unterschiedliche Habitats besiedeln, wird an dieser Stelle davon abgesehen, eine differenzierte gruppenbezogene Darstellung der Raumeinbindung und Biotopnutzung vorzunehmen; vielmehr wird auf die jeweiligen ökologischen Artensteckbriefe (in Kap. 5) verwiesen, die entsprechend ausführlich gehalten sind.

*) Bei dieser Art finden sich im Waldbereich und vereinzelt auch im Offenland einzelne Ausnahmen evtl. wegen der vermuteten partiell subterrestrischen Lebensweise.

Teil Amphibien

7. Erfassung der Lurche und der Struktur ihrer Lebensräume

Das zentrale Element der Erfassung von Amphibienvorkommen bildet eine flächendeckende Laichplatzkartierung in allen Still- und Fließgewässern des Untersuchungsgebietes. Die Laichgewässer weisen dabei im wesentlichen ein Verteilungsmuster auf, das am Verlauf der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Bachsysteme ausgerichtet ist. So sind 83 (= 45,9 %) der insgesamt 181 aufgenommenen Kartierungspunkte direkt in oder in nächster Nähe zu einem Bach. Durch das hier meist unruhige Relief findet sich in der Regel keine landwirtschaftliche Intensivproduktion oder forstliche Nutzung. 27 (= 14,9 %) verteilen sich auf Sand- und Kaolingruben. Die verbleibenden 71 (39,2 %) sind stehende Gewässer unterschiedlicher Größe. Darunter sind Tümpel und Teiche in verschiedenster Ausprägung zu verstehen.

Die alljährliche saisonale Konzentration der laichwilligen Tiere am Brutplatz bietet eine hervorragende Gelegenheit, die Individuen auch ansonsten überwiegend versteckt lebender Arten relativ gut zu erfassen. Diese Laichgewässerkartierung wurde schwerpunktmäßig 1985 durchgeführt. Weitere Begehungen erfolgten 1986 und 1989. Im einzelnen wurde dabei jede Wasserstelle (bei Bächen der gesamte Lauf) je nach Qualität ein bis dreimal kontrolliert. Die Artnachweise erfolgten mittels Sichtbeobachtung, Fang mit einem Kescher, Verhören rufender Tiere sowie Registrierung der Laichballen bei Braunfröschen. Ebenfalls wurden auch alle Nachweise an Land flächenscharf aufgezeichnet (dort wurden vor allem Braunfrösche nachgewiesen).

Da die Amphibien zumindest für den Zeitraum des Ablai chens an Gewässer gebunden sind, hat die Ausgestaltung und Qualität des Teillebensraumes „Gewässer“ einen wesentlichen Stellenwert im Rahmen landschaftsökologischer Bewertungen. Dies trifft nicht nur für den Ist-Zustand zu, sondern auch für die perspektivischen Möglichkeiten einer räumlichen Ausbreitung. Durch den Ausbau und die Begradigung vieler Bachsysteme, durch Beseitigung von Stillgewässern aller Art im Rahmen von Flächenzusammenlegungen, Flurbereinigungsmaßnahmen usw. sind die für die Amphibienarten notwendigen Laichgewässer in ihrer Zahl stark vermindert worden. In ebenso dramatischer Weise gilt dies auch für viele Landlebensräume, was sich unter anderem im Verlust an Kleinstrukturen, wie sie Raine, Hecken, Feldgehölze, Ackerrandstreifen, feuchte Gräben usw. darstellen, dokumentiert (vgl. dazu u.a. BLAB 1986 b). Derartige linien- und flächenhafte Landschaftsteile bilden für viele Tiergruppen letzte Rückzugsgebiete in einer ansonsten ausgeräumten Landschaft. Zusätzlich sind im Rahmen einer Risikoabschätzung auch die zunehmenden flächendeckenden stofflichen Belastungen durch Dünger, Pestizide und Luftschadstoffe zu berücksichtigen, welche z.T. erheblichen Einfluß auf die Überlebenschancen haben können (wie beispielsweise die Gewässerversauerung auf Laich und Kaulquappen).

Bei der Betrachtung und Beurteilung eines genau umrissenen Raumes ist aber nicht nur die Ermittlung von optimal ausgestatteten Jahres- und Teillebensräumen von verschiedenen Amphibienarten allein zu sehen. Zweifellos bieten sich hinsichtlich einer solchen Fragestellung genügend Hinweise. Doch von beinahe noch größerem Interesse ist die Wirkung des Menschen über die genutzte Landschaft auf Fauna und Flora, in diesem Fall auf die Lebensräume der Tiergruppe Amphibien. Bereits die Kartierung der Laichgewässer zeigt überblickshaft, wie sich diese Gruppe mit der anthropogenen Ausgestaltung des Raumes „arrangiert“.

Im Untersuchungsgebiet ist dabei eine sehr ungleiche Verteilung der Amphibienlaichgewässer gegeben. Räume mit Häufungen (vor allem in Laubwäldern) wechseln ab mit völlig gewässer- und „amphibienleeren“ Abschnitten (insbesondere in landwirtschaftlichen Nutzflächen). Darüber hinaus spiegeln sich in solchen Kartenübersichten bereits auch die speziellen Laichplatz- und Habitatspräferenzen der einzelnen Arten grob wider.

Für die nachfolgend diskutierten Berechnungen zur Ausbreitungsökologie der Tiere ist außerdem eine Bilanzierung der Landschaftsbestandteile, wie sie 1984/1985 für das gesamte Untersuchungsgebiet parzellenscharf ermittelt wurden (vgl. dazu BLAB et al. 1989), auf Rasterbasis (25 ha-Raster) erforderlich. Zu diesem Arbeitsschritt ist anzumerken: Zwar erfährt die Datengrundlage durch die Anwendung der Rasterung eine Hinwendung zu verallgemeinernden Aussagen, weniger zu punktuell genauen, doch spiegeln auch diese in ihrer Gesamtheit grundlegende Tendenzen wider. Die Raumnutzungen und anthropogenen Strukturen, die förderlich oder hinderlich sein können, erscheinen ebenfalls in diesem Maßstab (vgl. Abb. 11).

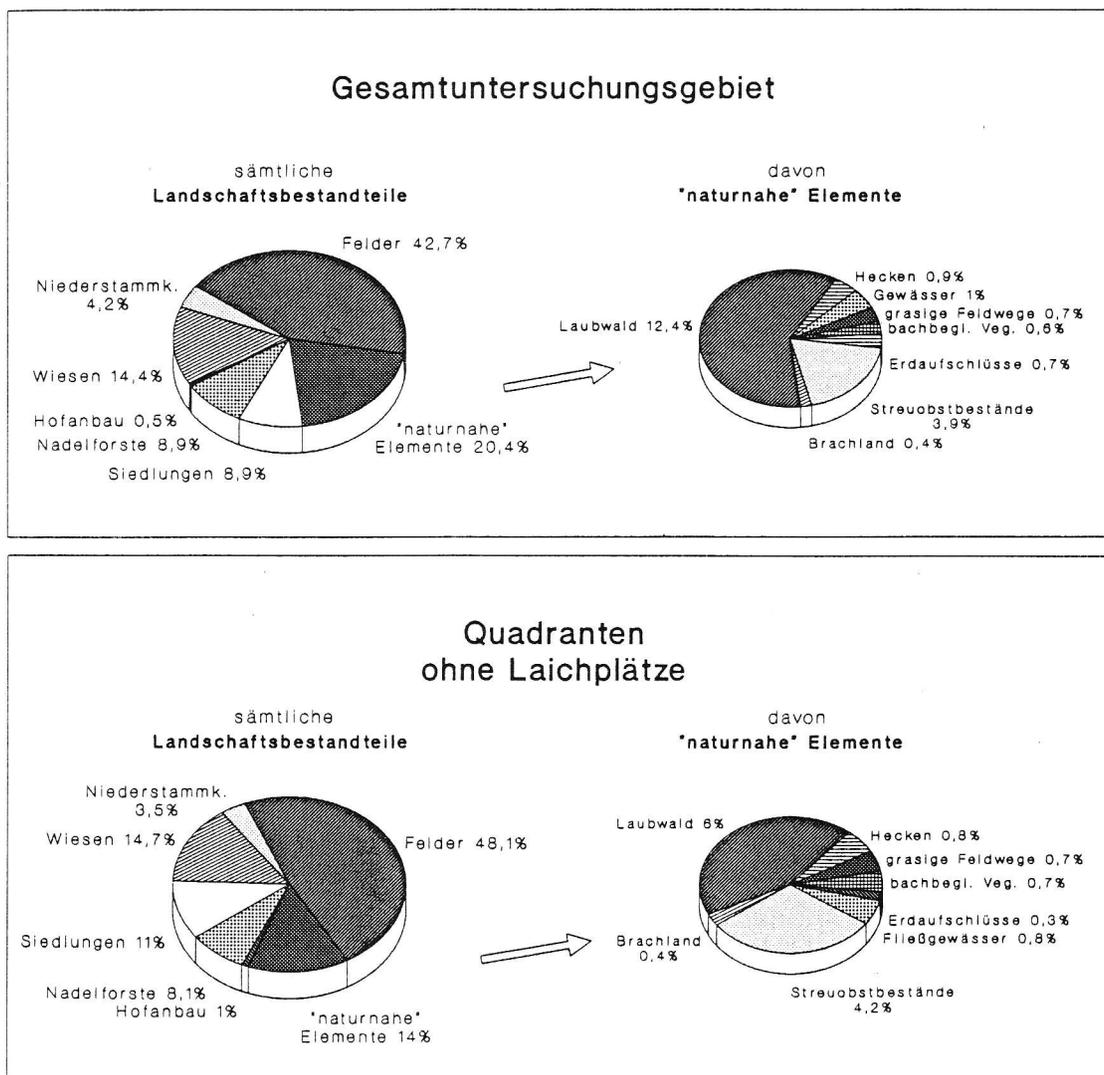


Abb. 11: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile auf der Gesamtfläche des Drachenfelser Ländchens sowie in 25 ha-Quadranten ohne Laichplätze.

Für eine Beurteilung der Raumnutzung und -einbindung der Tiere stehen damit – unter Einbeziehung des „Standes der Wissenschaft“ – folgende Grundlagen zur Verfügung: Bekannt ist die obligatorische Bindung an Gewässer als Laichhabitate bei allen im Gebiet siedelnden Arten. Bekannt sind auch die Ansprüche der Tiere an das Laichhabitat und z.T. ebenso die Ansprüche der Lurche an die Ausstattung und die Größe der Jahreslebensräume, zumindest was die adulten Tiere laichplatzgeprägter Arten betrifft. Erforderlich für eine weitergehende Beurteilung der Chancen einer Überlebenssicherung der Arten und der planerischen Optimierung von Amphibienhabitaten bzw. von Landschaftsausschnitten für Lurche sind damit insbesondere noch hinreichende Kenntnisse zur Ausbreitungsökologie der einzelnen Vertreter (Strategie, Wanderleistungen u.ä.) sowie zur Fähigkeit der Tiere, ausbreitungshemmende Landschaftsstrukturen zu überwinden (einschließlich der dieses Geschehen steuernden bzw. modifizierenden Parameter).

Freilich können solche Informationen nur mittels vieljähriger, sehr aufwendiger Studien durch Fang/Wiederfang individuell markierter Tiere oder mittels telemetrischer Studien gewonnen werden. An diesen Fragestellungen wird auch mit solch induktiven Ansatz seit Jahren im Gebiet geforscht (SCHÄFER-BREDENBROCK in Vorb.). Unbeschadet dessen soll hier jedoch der Versuch unternommen werden, mit dem heutigen Kenntnisstand zur Ökologie und „Wanderbiologie“ auf der Basis der konkreten Verteilung aller Gewässer, der bekannten Laichgewässer und der terrestrischen Landschaftsbestandteile den Stellenwert dieser Landschaftselemente für eine Besiedlung mit Lurchen bzw. für die Förderung oder Einschränkung der Raumdynamik dieser Tiere mittels verschiedener Rechenverfahren abzuschätzen.

Fehlerquellen und methodische Probleme

Die Aufnahme von Amphibienvorkommen durch abendliche Kontrollgänge, mit der Keschermethode, durch Verhören und Abfangen auch außerhalb der Gewässer ist i.d.R. mit einem nicht unerheblichen Fehlerpotential behaftet. Zum einen erfahren die mit einer besonders auffälligen Lebensweise ausgestatteten und ebenso die sehr rufstarken Arten (Kreuzkröte, Laubfrosch, Wechselkröte) eine wesentlich häufigere Registrierung als dies z.B. für den Kammolch gilt.*) Ebenso ist die sicherlich überproportionale Registrierung des Feuersalamanders eindeutig das Resultat ungleich günstiger Erfassungsmöglichkeiten seiner Larven.

Durch die z.T. nicht unerheblich voneinander abweichenden Laichstrategien (Aspekt Zeit) der einzelnen Arten ist die Güte der Kartierung ebenfalls betroffen. Die unterschiedliche jahreszeitliche Einbindung läßt kaum quantifizierbare Aussagen zu. Ohnehin sind Angaben zur Populationsgröße oder Laichgesellschaftsgröße ohne Fang-Wiederfang-Verfahren mit markierten Tieren nur sehr bedingt möglich. Die Auszählung von Laichballen der Braunfrösche ist in diesem Zusammenhang noch die beste Methode (vgl. SCHLÜPMANN 1988). Bei sämtlichen anderen Arten sind derartige Angaben mit gängiger Methodik kaum leistbar. Zudem sollten die jährlichen „normalen“ Bestandsschwankungen nicht unterschätzt werden (vgl. dazu z. B. BLAB & BLAB 1981, BLAB 1982), welche wiederum in einem hohen Maße eine Funktion u.a. der unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und differenzierter interspezifischer Konkurrenzmechanismen der Larval- und Adultstadien sind.

*) Kammolche bevorzugen tiefere Gewässer mit reicher submerser Vegetation, die eine Erfassung durch Keschern ganz wesentlich erschwert. So ist für diese Art häufig noch mit Nachmeldungen zu rechnen.

Was die Fragen zum Ausbreitungspotential der Tiere betrifft, so lassen sich diese – wie vorne dargestellt – durch die bei der Untersuchung praktizierten Aufnahmetechniken nur ungenau angeben. Es können allenfalls Hinweise zu Vagilität und Dynamik der einzelnen Amphibienarten gegeben bzw. auf die Bevorzugung bestimmter Raumstrukturen hingewiesen werden. Andererseits sind Erhebungen wie sie hier vorliegen oftmals die einzigen Informationsquellen über einen umrissenen Raum, der planerisch bearbeitet werden soll, und auf die zurückgegriffen werden kann, so daß der hier eingeschlagene Weg allemal wichtig und interessant erscheint.

Da für den Untersuchungsraum eine (gerasterte) quantifizierte Auswertung der Landschaftselemente vorlag, wurde mit unterschiedlichen statistischen Berechnungsverfahren versucht, mögliche Präferenzen herauszuarbeiten. Es muß in diesem Zusammenhang daher unbedingt berücksichtigt werden, daß je nach Lage des Laichgewässers im Quadranten nicht unerhebliche Verfälschungen möglich sind. So sind bei etlichen Arten mit nur wenigen Nachweisen die „errechneten Strukturbeziehungen“ nur als Ergänzung oder vorsichtiger Hinweis zu den anderen Erfahrungswerten zu betrachten.

8. Dominanz und Stetigkeit der Amphibienfauna

Bei Berücksichtigung sämtlicher Nachweispunkte ergibt sich eine Dominanz des Feuersalamanders vor Grasfrosch und Erdkröte (vgl. Tab. 10 und Abb. 11). Allerdings drücken sich in diesen Werten keine quantitativen Aussagen über die Vorkommen aus, sondern ausschließlich die methodisch bedingten Nachweishäufigkeiten ohne Berücksichtigung der jeweiligen punktuellen Abundanzen. Bei der Ermittlung der Stetigkeit auf der Basis der 25 ha-Flächen zeigt sich die relative Häufigkeit von Grasfrosch und Erdkröte vor Feuersalamander (vgl. Tab. 10, 11 und Abb. 12).

	N	%
Feuersalamander	40	22,10
Grasfrosch	32	17,68
Erdkröte	27	14,92
Bergmolch	18	9,95
Springfrosch	18	9,94
Teichmolch	13	7,18
Fadenmolch	10	5,52
Gelbbauchunke	7	3,87
„Wasserfrosch“	6	3,31
Kammolch	3	1,66
Geburtshelferkröte	3	1,66
Kreuzkröte	3	1,66
Wechselkröte	1	0,55
	<hr/>	<hr/>
	181	100,00

Tab. 10:
Anzahl und relative Häufigkeit der Amphibienlaichplätze.

	Nachweise km ² /4	Anteil besetzter Raster an Gesamt- zahl mit Laich- plätzen ausge- statteter Raster (= 37)	Anteil besetzter Raster an der Ge- zahl (n= 124)
Erdkröte	16	43,24	12,90
Grasfrosch	16	43,24	12,90
Feuersalamander	14	37,84	11,29
Springfrosch	12	32,43	9,68
Bergmolch	12	32,43	9,68
Teichmolch	9	24,32	7,26
Fadenmolch	7	18,92	5,65
Wasserfrosch	5	13,51	4,03
Gelbbauchunke	4	10,81	3,23
Kammolch	3	8,11	2,42
Geburtshelferkröte	2	5,41	1,61
Kreuzkröte	2	5,41	1,61
Wechselkröte	1	2,70	0,80

Tab. 11: insgesamt Nachweise in 37 verschiedenen Quadranten
Rasterfrequenzen (absolut und prozentual) der Amphibienarten im Drachenfelser Ländchen.

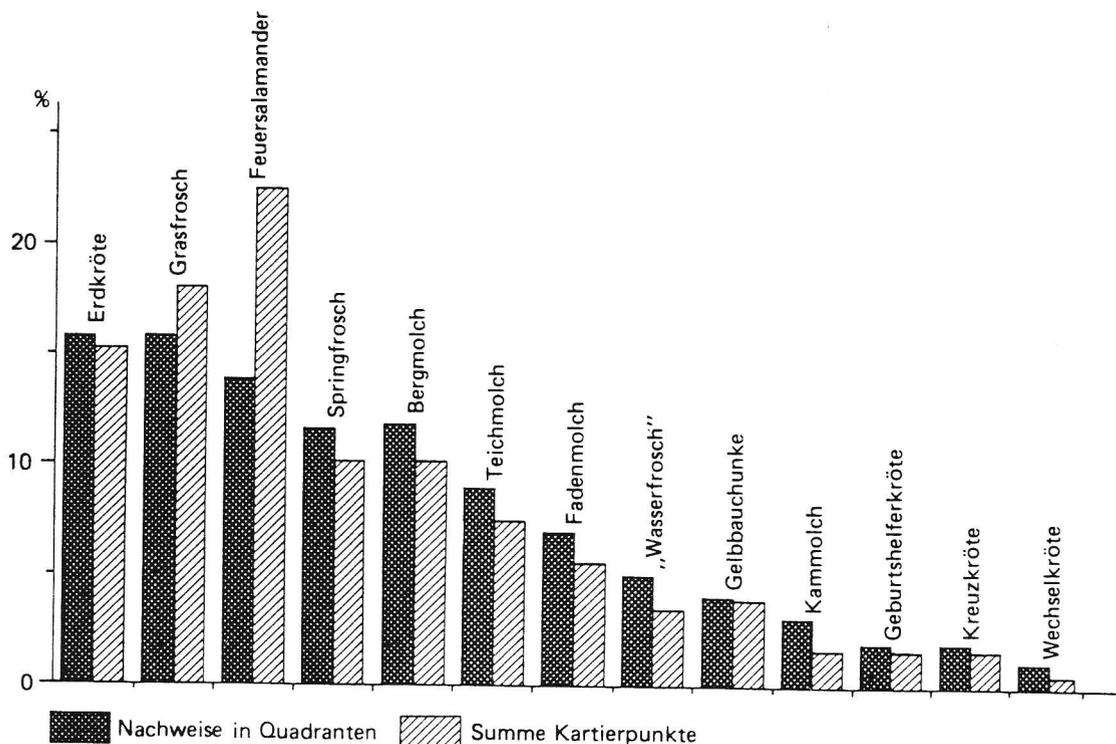


Abb. 12: Dominanzverteilungen der Amphibienarten im Drachenfelser Ländchen nach einer flächendeckenden Laichplatzkartierung.

Im Gebiet selten sind „Wasserfrosch“, Kammolch, Gelbbauchunke, Geburtshelferkröte und Kreuzkröte. Da kein direkter Nachweis einer Fortpflanzungstätigkeit der Wechselkröte vorliegt, ist diese zunächst als Gast zu betrachten.

Zu diesen Zahlenverhältnissen ist freilich noch unbedingt festzuhalten, daß – methodenbedingt (vgl. Abschn. 7) – der Feuersalamander deutlich überrepräsentiert ist, während umgekehrt der Teich-, Berg- und Kammolch und wohl auch der Springfrosch unterrepräsentiert sind.

9. Faktoren, die das Ausbreitungspotential / Migrationsgeschehen steuern bzw. beeinflussen

Generalisierend kann das Migrationsgeschehen wie folgt klassifiziert werden: Man unterscheidet innerhalb des Jahresgeschehens zwischen Frühjahrs-, Sommer-, Herbst-/ Winterwanderung, einer Wanderung (oft) zur „Risikostreuung“ während der Laichphase und einer „echten“ Ausbreitungsmigration in neue Lebensräume. In welcher Weise diese einzelnen Wanderbewegungen voneinander abhängig sind bzw. ineinander übergehen oder ob bestimmte Lebensalterstufen auf verschiedene Verhaltensweisen prägend sein können, ist derzeit nicht bekannt. Ebenfalls nicht unerheblich ist hierbei die Frage, wie Alter und Geschlecht der Amphibien diese Wanderbewegungen beeinflussen.

Die das Ausbreitungspotential bestimmenden Faktoren sind ebenfalls nicht bekannt. Es lassen sich jedoch einzelne Parameter des Faktorenkomplexes der Gunst oder Ungunst aus dem Verhalten erschließen. So ist anzunehmen, daß ganz wesentlich die abiotischen Größen „Mikroklima“ und „Versteckmöglichkeiten (zur Überdauerung witterungs- und klimatisch bedingter Ungunstszeiten)“ für poikilotherme Organismen sowie – unter den biotischen – vor allem das „Nahrungsangebot“ und wohl auch der „Feinddruck“ i.w.S., welche ihrerseits wiederum wenigstens teilweise voneinander abhängig sind, eine wichtige Rolle für den Ausbreitungserfolg spielen.

Abhängigkeiten von bestimmten Pflanzengesellschaften sind dagegen eher als sekundär anzusehen, da sie i.d.R. ebenfalls eine Funktion der Standortfaktoren von u.a. Klima, Bodenart und Nutzungsform darstellen. Wichtig ist aber der Bodenbedeckungsgrad der Vegetation. Primär dürfte die Bodenart und –beschaffenheit mit dem Bodenwasserhaushalt (Bodenfeuchte) über die „Gunstbereiche“ entscheiden. So ist es nicht verwunderlich, daß viele Arten (z.B. Grasfrosch, Springfrosch, Moorfrosch) innerhalb ihres Verbreitungsgebietes sowohl in Laubwäldern als auch in extensiven Grünlandbereichen zu finden sind (z.T. dann allerdings in deutlich unterschiedlichen Abundanzen). Unterstrichen wird dies durch den Rückzug in feuchte Gebiete aller Art bei Ungunst. Demgegenüber werden Bereiche, die im „Normalfall“ mikroklimatisch nachteilig sind, bei entsprechend feuchter Witterung nicht selten ebenfalls erschlossen. Im Extremfall gilt dies selbst für frisch metamorphosierte Jungtiere, die im feuchten Graben wartend, bei Regen „explosionsartig“ eine Straße queren können, eine Struktur also, welche zuvor eine schwer bzw. gelegentlich unüberwindbare (zu trockene) Barriere bildete. In ähnlicher Weise sind die ackerbaulich genutzten Flächen zu bewerten, die zwar – mit einem etwas höheren Diffusionsgrad für Amphibien ausgestattet – bei günstiger Witterung erschlossen werden können (so legen Jungtiere, deren zumindest erste Ausbreitungswanderungen praktisch ausschließlich nur unter günstigen klimatischen Bedingungen, d.h. bei nassem Boden oder dem Luftdruckabfall vor Niederschlägen stattfinden, vielfach durchaus auch größere Strecken z.B. innerhalb von Hackfruchtäckern zurück), bei einer Änderung jedoch durch anhaltende Trockenheit und Mangel an Unterschlupfmöglichkeiten (2. Wirkungsfaktor) ins Pessimum geraten und hohe Mortalitätsraten zur Folge haben. Durch fehlende Verstecke kann auch der Faktor „Feinddruck“ eine besondere Bedeutung erfahren. Die

Diskussion über landschaftliche Gunst und Ungunstbereiche ist nach dem Gesagten also sehr differenziert und auch unter Berücksichtigung des quantitativen Aspekts zu führen. Das Nahrungsangebot in den einzelnen Landschaftsbestandteilen läßt sich ebenfalls nur näherungsweise bewerten. Erfahrungsgemäß ist vor allem in reich gegliederten Biotoptypen mit ausgeprägter horizontaler und vertikaler Strukturierung ein hohes Nahrungspotential vorhanden, das von den Lurchen genutzt werden kann.

Aus diesen modellhaften Denkansätzen, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, jedoch zumindest ausschnittsweise das Verhalten der Mehrzahl der Tiere zutreffend wiedergeben dürften, können Schlußfolgerungen hinsichtlich der Wirkung der Bedingungen in der Zivilisationslandschaft auf die Tiergruppe der Amphibien abgeleitet werden. Dabei sollen die genannten Hauptmerkmale für die einzelnen Arten – soweit bisher möglich – zur Beurteilung von Strukturen in der Landschaft herangezogen werden. Insgesamt ist hier dann aber noch zu beachten, daß die Gewichtung der Faktoren zusätzlich in Abhängigkeit vom Alter (d.h. vor allem der Größe) zu sehen ist, was dem Verhältnis Oberfläche: Volumen der Tiere im Hinblick auf die Exposition zur Austrocknung entspricht. Weiterhin ist anzumerken, daß die Migrationsleistungen pro Zeiteinheit an die jeweilige Migrationsdisposition und –potenz gebunden sind. Daraus ist ein den realen Landschaftsgegebenheiten angepaßtes modifiziertes Jahreslebensraummodell (vgl. BLAB 1978) bzw. Modell zum Ausbreitungspotential zu entwickeln. Da zwischen den einzelnen Teillebensräumen im Jahresverlauf i.d.R. mehrere Migrationen stattfinden, ist anzunehmen, daß auch diese den Gesetzmäßigkeiten bzw. Abhängigkeiten bestimmter Parameter reiner Ausbreitungsbewegungen (wenn es solche überhaupt gibt) gehorchen. In Abhängigkeit von den vorhandenen Biotoptypen ist eine Bewertung hinsichtlich der Ausbreitung notwendig, jedoch nach heutigem Kenntnisstand nicht leistbar bzw. quantifizierbar. Allenfalls läßt sich eine Näherung versuchen. Je nach Gewichtung der einzelnen Faktoren resultiert daraus ein Sektorenmodell der maximalen Ausbreitungsweite in den einzelnen Landschaftsbestandteiltyten. (Abb. 13). Da in der Literatur (vgl. MÜLLER & STEINWARZ 1987, BAUSER et al. 1987) häufig eine zunächst ringförmige Abwanderung der frisch metamorphosierten Tiere angegeben wird, ist anzunehmen, daß die hohen Mortalitätsraten bzw. das geringe Ausbreitungspotential in eigentlich ungünstigen Bereichen übersehen worden ist, und es so zu scheinbaren „Leitlinien“ der Wanderung kommt. Unabhängig davon können Kulisseneffekte und positiv taktische Bewegungen zu dunklen Silhouetten (HEUSSER 1968a) den theoretischen Ausbreitungsablauf modifizieren.

Zudem ist anzunehmen, daß für Jungtiere aufgrund der Dimensionierung und Ausgestaltung der Agrarflächen dort ohnehin wegen der im Verhältnis sehr großen Entfernungen zumeist geringe Ausbreitungschancen bestehen. Andererseits bieten diese Räume bei günstigen Witterungsbedingungen oft die geringsten mechanischen Raumwiderstände. Daß solche Bereiche vom Prinzip her nicht gemieden werden, beweisen die Überquerungen von Straßen, welche in der Bilanz einen besonders ungünstigen Landschaftsbestandteil bilden. Das wiederum deutet auf die ungemein schwierige Bewertung solcher Landschaftselemente unter verschiedenen Grundvoraussetzungen (Parameter) hin.

Für Adulttiere gilt prinzipiell das Gleiche, auch wenn hier zu berücksichtigen ist, daß diese vorübergehende mikroklimatische und Nahrungs-Ungunst in gewissen Grenzen mit einer höheren Wahrscheinlichkeit überdauern können. Dieser Zeitaspekt ist letztlich in eine räumliche Distanz umzusetzen, welche die maximale Durchdringung in einzelne Landschaftsteile (z.B. Ackerflächen) angibt. Ausgehend von den Beobachtungen von HEUSSER (1968a), daß adulte Erdkröten bei (nicht näher beschriebenen) ungünstigen Verhältnissen zum Wald bzw. Waldrand zurückkehren, muß die Landschaftszusammen-

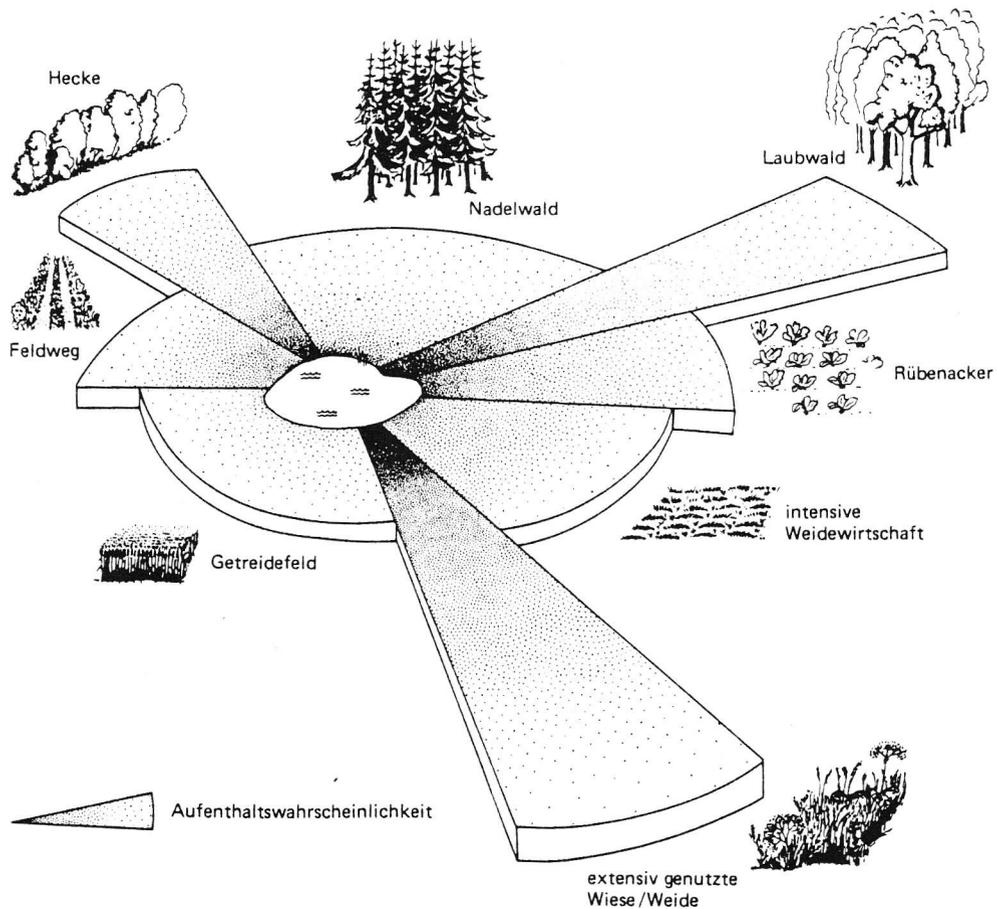


Abb. 13:
 Modifiziertes Modell für Amphibienmigrationen – mit exemplarischen theoretischen Ausbreitungsweiten.

setzung für die Tiergruppe der Amphibien ein in jeweils bestimmten Entfernungen vorhandenes Mosaik an mehr oder weniger feuchten Strukturen und Verstecken aufweisen. Prinzipielle Vorteile durch linienhafte Biotoptypen wie Raine, feuchte Gräben, grasige Wege, Hecken usw. ergeben sich durch deren raumerschließende Struktur. Andererseits bieten sie für einige Arten vielfach nur einen zeitlich eng umrahmten Aktionsraum, während flächige Gunsträume (Obstbrachen, Feldgehölze, extensiv bewirtschaftete Flächen usw.) durchaus als längerfristige Teillebensräume zu beurteilen sind. Im günstigsten Fall sind beide Elemente in einem bestimmten Durchdringungsgrad zu fordern.

Somit lassen sich mindestens drei Raumbezüge voneinander trennen, die in ihrem Anspruchsprofil unterschiedliche Landschaftszusammensetzungen bevorzugen bzw. bevorzugen können. Die Ansprüche an die Aktionsräume der Laichgewässer sind hinreichend bekannt, während die der Sommer-, Herbst- und Winterquartiere bisher in der Regel nur teilweise erfaßt sind. Als drittes Element sind die Migrationswege zwischen den beschriebenen Aktionsräumen zu nennen. Es ist zu vermuten, daß diese in ihrer notwendigen Ausgestaltung weniger durch Ansprüche an besondere Landschaftselemente bestimmt sind und lediglich für diesen Vorgang aufgesucht werden. Das würde einer erweiterten ökologischen Plastizität für Migrationswege entsprechen, die bei Erreichen des jahreszeitlichen Aktionsraumes wieder reduziert werden kann.

Versetzungsversuche machten deutlich, daß bei einigen Arten eine spezifische Sollzeit für das Laichgeschäft mit einem zeitlich abgegrenzten Rahmen zur Laichplatzanwanderung gekoppelt ist (BLAB 1978). Unabhängig von einer z.B. beim Grasfrosch überindividuellen Synchronisation des Brutverhaltens ist auch bei dieser Art mit einer Pionierreserve zu rechnen, die nicht verhaltensgebunden an die Mehrheit der Individuen zu sein scheint. Die prozentualen Anteile an der Gesamtpopulation werden abhängig von der Lebensweise sein (standorttreu bis standortwechselnd).

Eine mögliche wichtige Rolle spielen eventuell bereits auch die Auswirkungen der Isolation von einzelnen Populationen auf die genetische Bandbreite. So stellten REH & SEITZ (1989) beim Grasfrosch für (nach ihren Angaben) isolierte Vorkommen die Tendenz zur Homozygotie fest. Dabei kann das Spektrum zur Bewältigung der Umweltbedingungen derart eingeschränkt werden, daß zusätzlich eine genetische Verinselung auftritt. Allerdings befindet sich dieser Forschungsansatz gegenwärtig erst in einem Anfangsstadium.

10. Besprechung der Einzelarten – Amphibien

10.1 Bergmolch *Triturus alpestris*

Der Bergmolch konnte im Untersuchungsgebiet in zwölf der 37 mit Laichplätzen ausgestatteten Quadranten (= 32,4 %, bezogen auf die Gesamtfläche von 124 Quadranten = 9,68 %) nachgewiesen werden. Er ist demzufolge als eine recht häufige Art anzusprechen. Der Bergmolch ist dabei weiter verbreitet als der Teich- und Fadenmolch, weist aber insgesamt vergleichsweise deutlich niedrigere punktuelle Abundanzen auf. Die Funde reichen von kleinen Waldtümpeln, Gräben in Fichtenforsten, Tümpeln auf einer Wiese bis zu Fischteichen als Orte der Laichabgabe. Entsprechende Laichplätze finden sich auch in der Literatur beschrieben.

Während hinsichtlich der Laichgewässer eine ausgeprägte ökologische Plastizität dokumentiert wird, scheinen im Untersuchungsgebiet für die anderen Teillebensräume im Jahresverlauf bestimmte Erfordernisse in der Zusammensetzung einzelner Landschaftsbestandteile zu bestehen (Abb. 14 und 15). Dazu zählen ausgedehnte Laubholzbestände aber auch Nadelholzforste sowie Feldgehölze, die direkt oder zumindest in der Nähe der Laichgewässer liegen sollten. Daß der Bergmolch eine „stärker kaltstenotherme“ Art (vgl. BLAB & BLAB 1981) ist, wird durch die Bevorzugung von Waldtümpeln unterstrichen. Allerdings ist die ökologische Amplitude derart weit, daß selbst Gewässer innerhalb landwirtschaftlicher Intensivkulturen genutzt werden können. Dies deutet auch auf ein offensichtlich stark ausgeprägtes Migrationspotential hin.

Die durchschnittliche Zusammensetzung der Landschaftsteile in Quadranten mit Bergmolchlaichplätzen ergibt eine deutliche Erhöhung des Niederstamm- und Laubwaldanteils gegenüber den Quadranten ohne Laichplätze. Die Elemente Siedlung und Feldfluren befinden sich dagegen unter dem Durchschnitt (vgl. Abb. 14). In dieselbe Richtung weisen auch Erhebungen von SCHÄFER-BREDENBROCK aus den Jahren 1986/87 im Bonner Raum: Danach fällt der Bergmolch in urbanen Lebensräumen in Dominanz und Stetigkeit zusammen mit dem Fadenmolch deutlich ab.

Diese Ergebnisse decken sich im wesentlichen mit den zu diesem Themenkomplex recht allgemein gehaltenen Literaturangaben. Eine Auswertung der Daten LÖDERBUSCH's (1987) von 126 Amphibienlaichplätzen weist für den Bergmolch als Umland bevorzugt Wald (61,9%), jedoch auch Offenland (38,1%) aus. Insgesamt zeichnet sich für den Lebensraum des Bergmolchs ein Bild ab, das durch Laichgewässer fast unabhängig von Größe und Lage geprägt ist, sowie eines Aktionsraumes an Land mit einer Minimalaus-

stattung an Laub- und Laubmischgehölzen (weniger Nadelgehölze) und zahlreicher Kleinstrukturen wie Hecken und Streuobstbestände. In entsprechender Abhängigkeit dürfte die Ausbreitung der Art erfolgen. Ausgehend von dem Radius des Jahreslebensraumes adulter, laichplatztreuer Tiere*) von etwa 400 Meter um die Laichgewässer (BLAB 1978) sowie einer postulierten Immigration und Emigration vor allem von noch nicht Laichplatz-geprägten Jungtieren vor der Geschlechtsreife und/oder Adulttieren, die individuell weitaus größere Distanzen zurücklegen können, wird der „Durchdringungsgrad“ mit den bevorzugten Landschaftsteilen in der intensiv genutzten Zivilisationslandschaft zum entscheidenden Faktor.

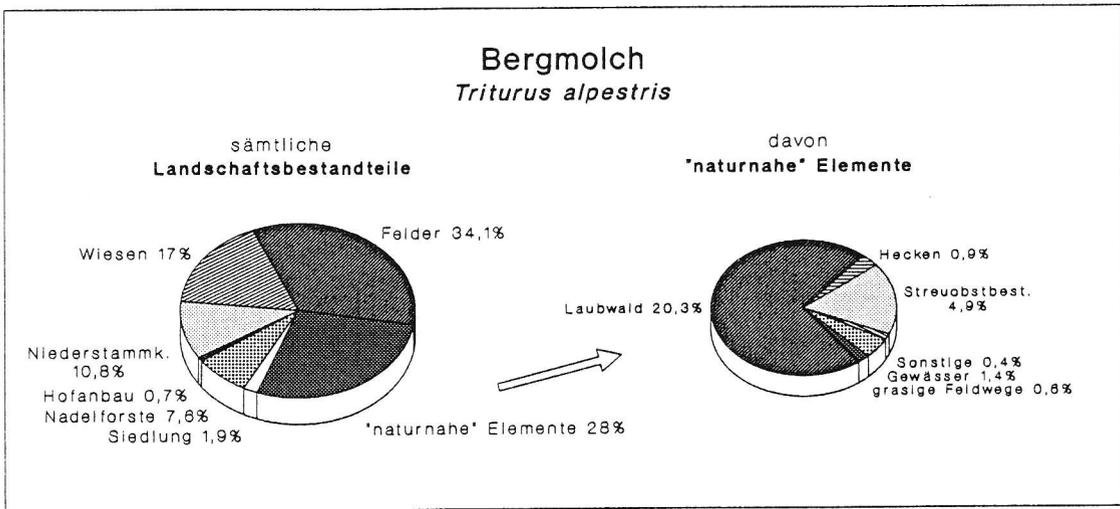


Abb. 14: Durchschnittliche prozentuale Anteile verschiedener Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Bergmolchlaichplätzen.

Die Verbreitungsschwerpunkte im Untersuchungsgebiet liegen in oder in der Nähe von großflächigen Laub- und Laubmischwäldern. Es gibt allerdings auch zwei Bestände, die dieses Grundmuster modifizieren. Die Population an der Villa Holzern findet lediglich in nordöstlicher Richtung einen vergleichbaren Laubmischwald. Freilich ist auch in diesem Fall das Laichgewässer von einem Laubholzgürtel umsäumt. Der andere sehr kleine Bestand am Rodderberg ist umrahmt von Streuobstbeständen und Niederstammkulturen. Ein Laubwald befindet sich in 500 Meter Entfernung in östlicher Richtung. In diesem Fall ist anzunehmen, daß das Mosaik der Landschaftsbestandteile in direkter Nähe zu den Laichgewässern die gleiche Funktion erfüllen kann, wie im häufigeren Fall die des Laubwaldes. Die besondere Bedeutung unterstreicht der prozentuale Anteil der Laichgewässer, die sich im Wald oder in unmittelbarer Nähe befinden.

<u>Wald + 50 m</u>	<u>Wald + 100 m</u>	<u>Wald + 200 m</u>
57,9 %	73,7 %	84,3 %

*) Zumindest Einzeltiere bewegen sich aber sicherlich deutlich weiter von den Gewässern fort.

Zwar liegen die meisten Gewässer ohnehin in Wäldern, da aber KUHN (1983) für einige Arten diese Berechnungen ebenfalls durchführte, sind im Folgenden Vergleiche interessant. Die einen Landaufenthalt limitierenden Faktoren setzen sich aus abiotischen und biotischen Faktoren zusammen. Die bestimmenden abiotischen Faktoren bilden das Mikroklima sowie Verstecke bzw. Unterschlupfmöglichkeiten vor witterungsbedingter Ungunst. Die biotischen Faktoren sind vor allem das Nahrungsangebot, wohl aber auch der Feinddruck. Die Addition dieser Widerstände bzw. Potentiale für jeden Landschaftsteil oder Biotoptyp ermöglicht eine Abschätzung der Mortalitätsraten bzw. Überlebenschancen. Zum anderen lassen sich diese noch nach den jeweiligen Lebensstadien unterschiedlich gewichten. So sind z.B. bestimmte mikroklimatische Bedingungen für frisch metamorphosierte Lurche sehr wahrscheinlich aus physikalischen Gründen weitaus wichtiger als für Adulttiere, da beispielsweise die Austrocknung bei gleicher Oberflächenstruktur eine Funktion des Verhältnisses von Oberfläche zu Volumen ist.

Grundsätzlich ist jedoch das Vorhandensein entsprechender Laichgewässer Voraussetzung für eine erfolgreiche Fernausbreitung, da so die Fortpflanzung überhaupt erst fortgesetzt werden kann. Die Ausbreitung in der intensiv genutzten Landschaft ist, wie wahrscheinlich jegliche Migration, somit eine Funktion der genannten Variablen mit einem Grenzwert für jeden Landschaftsbestandteil, bei dem die Mortalitätsraten derart hohe Werte annehmen, daß eine gesicherte aktive Ausbreitung nicht mehr gewährleistet ist. Diese Grenzwerte beschreiben das Ausbreitungspotential in Metern vom Laichgewässer.

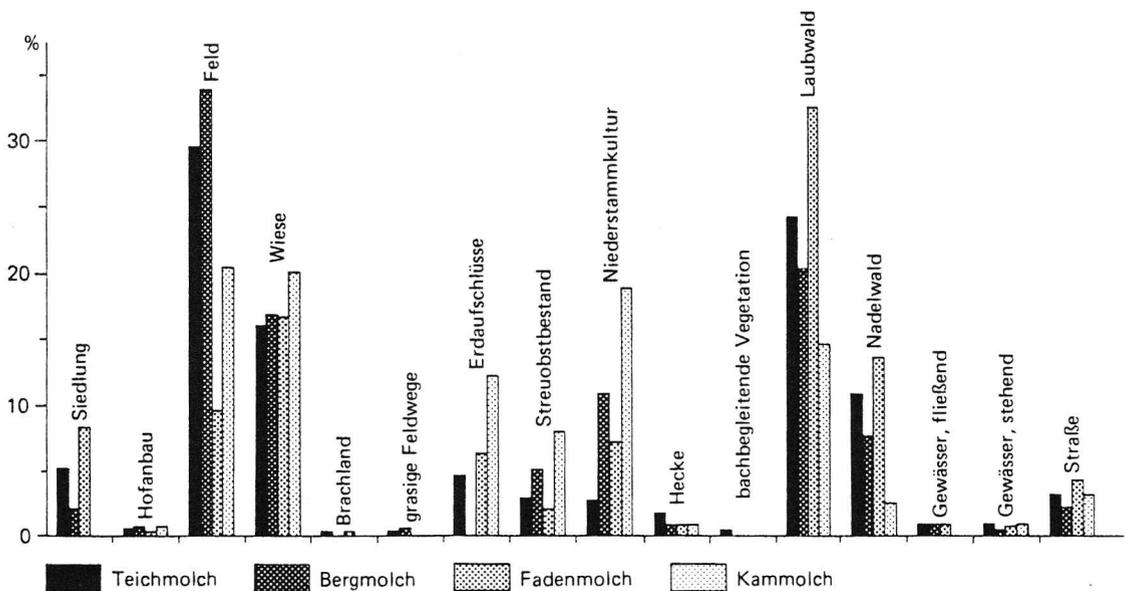


Abb. 15: Vergleich der durchschnittlichen prozentualen Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Molchvorkommen.

10.2 Erdkröte *Bufo bufo*

Die Erdkröte ist als Art mit Habitatpräferenz für Baumbestände beschrieben. Davon weicht sie im Untersuchungsgebiet im wesentlichen nicht ab. Die Laichgewässer befinden sich zumeist in oder zumindest in der Nähe von Laub- und Laubmischwäldern. Bei

den Vorkommen auf dem Rodderberg werden sie durch Niederstammkulturen und größere Streuobstbereiche ersetzt, jedoch auch dort befinden sich entsprechende Laubwälder in 500 Meter Entfernung außerhalb des Untersuchungsgebietes. Ohnehin werden offene Landschaften durchaus nicht gemieden. Berücksichtigt man die Lage der Laichgewässer zum Wald bzw. Waldrand, so dokumentiert sich hier auch besonders das Potential zum Laichgeschäft in das Offenland vorzudringen.

<u>Wald + 50m</u>	<u>Wald + 100m</u>	<u>Wald + 200m</u>
33,3 %	62,6 %	70,8 %

Die höchsten Abundanzen werden an den Grenzen verschiedener Landschaftsbestandteile bzw. Biotope gefunden, wo mosaikartig vielfältige Ökotope ausgebildet sind. Die Laichgewässer sind ihrer Größe und Ausgestaltung nach überwiegend dem Gewässertyp „Teich“ zuzuordnen. Nur an wenigen Stellen werden auch Tümpel zum Ablachen genutzt.

Als Sommerbiotop favorisiert die Art den Wald, speziell lichte Laubwälder und deren Randgebiete. Dieser Gürtel liegt vorzugsweise etwa 500 – 1500 Meter vom Laichplatz entfernt. Hier bilden ein oder mehrere Verstecke den Aktionsraum (home range) des individuellen Sommerquartiers. Der maximale Radius beträgt dort etwa 100 Meter (HEUSER 1968).

Im Untersuchungsgebiet meidet die Erdkröte den Siedlungsraum weitgehend, ausgedrückt durch den durchschnittlichen prozentualen Anteil an besiedelter Fläche in einem 25-Hektar-Quadranten mit Erdkrötenlaichplätzen. Dies ist sehr überraschend, denn andernorts gelangen Nachweise weit in den verstädterten Bereich hinein. (Laichplätze im Siedlungsbereich finden sich aber bereits in den Randbereichen der dem Untersuchungsgebiet unmittelbar benachbarten Stadt Bad Godesberg!) Für die breite ökologische Valenz sprechen auch die Funde in heterogenen Landschaftsteilen wie Wiesen (allerdings nicht intensiv genutzte Weideflächen), Gärten, Ödflächen auf Schutthalden und Steinbrüchen (SCHLÜPMANN 1982). Auch die nachträgliche Auswertung der Daten von LÖDERBUSCH (1987) weist auf eine weniger ausgeprägte Festlegung auf Wald (57,6 %) oder Offenland (42,4 %) hin. Deutlich bevorzugt werden dort jedoch sonnenexponierte bis halbschattige krautige Bereiche. Im stark überformten Innenbereich der Städte scheint die Erdkröte anpassungsfähiger als der Grasfrosch zu sein (KORDGES 1989), was durch eine größere mikroklimatische Toleranz begründbar ist.

Insgesamt gelangen in 16 Quadranten (= 43,2 %, auf die Gesamtfläche bezogen = 12,9 %) des Untersuchungsgebietes Laichplatz-Nachweise der Erdkröten. Die Verteilung der Laichgewässer im Raum läßt Schwerpunkte auf Bereiche in der Nähe zum Kottenforst bzw. zum Himbrich in südöstlicher Richtung erkennen. Diese Zonen sind als die wichtigsten Reproduktionszentren des (Groß-)Raumes anzusehen. Zusätzlich werden noch einige größere Gewässer am Rodderberg, am Dächelsberg sowie bei der Villa Holzem und am Erlenmaar besiedelt.

Die Auswertung der Entfernung der jeweils nächsten Nachweise ergibt folgendes Bild:

n = 10 Mittelwert: 928 m (+/- 575 m)
 Median: 850 m
 Streuung: 150 – 2200 m

Sämtliche Vorkommen sind – nach gängiger Vorstellung – mit einem weiteren Laichplatz theoretisch verknüpfbar. Interpopuläre Wanderungen zwischen Laichgewässern, die mehr als 2200 m auseinanderliegen sowie im Zwischenraum als bestimmende Landschaftsbestandteile Feldfluren und Siedlungsfläche aufweisen, wurden nicht bzw. nur ausnahmsweise angenommen. So können die Laichplätze des Raumes in zwei bis drei Durchdringungszonen gruppiert werden, die wiederum selbst als autochthone Reproduktionszentren fungieren könnten.

Die von BLAB (1978) im Kottenforst ermittelte maximal nachgewiesene Lebensraumgröße mit einem Radius von 2200 m der stationär lebenden Teile der Population ist möglicherweise im Untersuchungsgebiet ebenfalls als Grenzwert anzusehen. Angesichts der Vagilität der Art ist aber anzunehmen, daß nicht nur vereinzelt Individuen sogar die hohen Widerstände der Strukturen dieser intensiv genutzten Landschaftsteile überwinden. Ob diese allerdings zahlenmäßig in solch hinreichendem Maße anfallen, daß eine dauerhafte Reproduktion gesichert ist, sei dahingestellt. Zumindest konnte der Nachweis geführt werden, daß in Populationen der Anfangs- und Folgegesellschaften der Anteil von juvenilen Tieren höher ist als in Endgesellschaften (PINTAR 1984). Dies ist ein Fingerzeig dafür, daß schwerpunktmäßig Jungtiere oder jüngere Tiere die Ausbreitung der Erdkröte sicherstellen.

Die Wanderung frisch metamorphosierter Tiere zeigt zunächst ein konzentrisches Entfernen von den Laichgewässern (MÜLLER & STEINWARZ 1987). Während nach MÜLLER & STEINWARZ (1987) im weiteren Verlauf lediglich mikroklimatische Konditionen (Feuchtigkeit) den Zug der Jungtiere beeinflussen, fand BREGULLA (1984) juvenile Erdkröten auch auf trockenen Halden. Ebenso beobachteten BAUSER et al. (1987) die Nutzung von trockenen Gräben als Wanderlinie. Dort weist die Abwanderrichtung der Jungtiere keine Korrelation auf mit der der Adulten, dem Laichplatz oder dem Hauptaufenthaltort der Kaulquappen. Es gibt in diesem Fall auch keine Verhaltensunterschiede zu den Juvenilen des Grasfrosches und des Bergmolches. Die Beispiele belegen das multifaktorielle Zusammenwirken der das Migrationsverhalten bestimmenden Faktoren Nahrungsangebot, Mikroklima, Versteckmöglichkeiten sowie – in zweiter Linie – des Feinddruckes. In Abhängigkeit der Empfindlichkeiten der einzelnen Wachstumsphasen vom juvenilen zum adulten Tier und der unterschiedlichen Disposition sind die Faktoren differenziert wirksam und zu gewichten. Die Auflistung der einzelnen Faktoren hinsichtlich ihrer Wirksamkeit in den einzelnen Landschaftsbestandteilen spiegelt die breite ökologische Plastizität der Erdkröte wider. Dies trägt unabhängig von der Laichplatztreue (HEUSSER 1968) zum ausgeprägten Ausbreitungspotential dieser Art bei.

Insgesamt ist die Erdkröte gemeinsam mit dem Grasfrosch die auf 25 ha-Quadranten Basis am häufigsten ermittelte Art. Zusammen mit der Berücksichtigung der Landnachweise scheint der Grasfrosch jedoch verbreiteter. Dies freilich ist wiederum methodisch bedingt, da Grasfrösche tagaktiver als Erdkröten sind und die Kartierung vor allem während der hellen Tagesstunden durchgeführt wurde.

Die Bevorzugung des Gewässertyps „Teich“ hat die Zusammensetzung der Laichgesellschaften in den jeweiligen Gewässern zur Folge. Am häufigsten ist die Erdkröte mit dem Grasfrosch vergesellschaftet (58,3%). Am unteren Ende der Vergesellschaftungsskala befinden sich Feuersalamander, Kammolch, Kreuzkröte und Gelbbauchunke. Die letztgenannten Arten weisen ohnehin völlig andere Laichplatzpräferenzen auf.

Die Vergesellschaftung bezüglich aller anderen Arten weist hin auf Ähnlichkeiten zwischen Erdkröte, Bergmolch und Springfrosch ($r = 1\%$ bei Rangkorrelation). Andererseits zeigen negative Werte bei Feuersalamander, Kreuzkröte und Gelbbauchunke erneut eine wesentlich andere ökologische Amplitude auf.

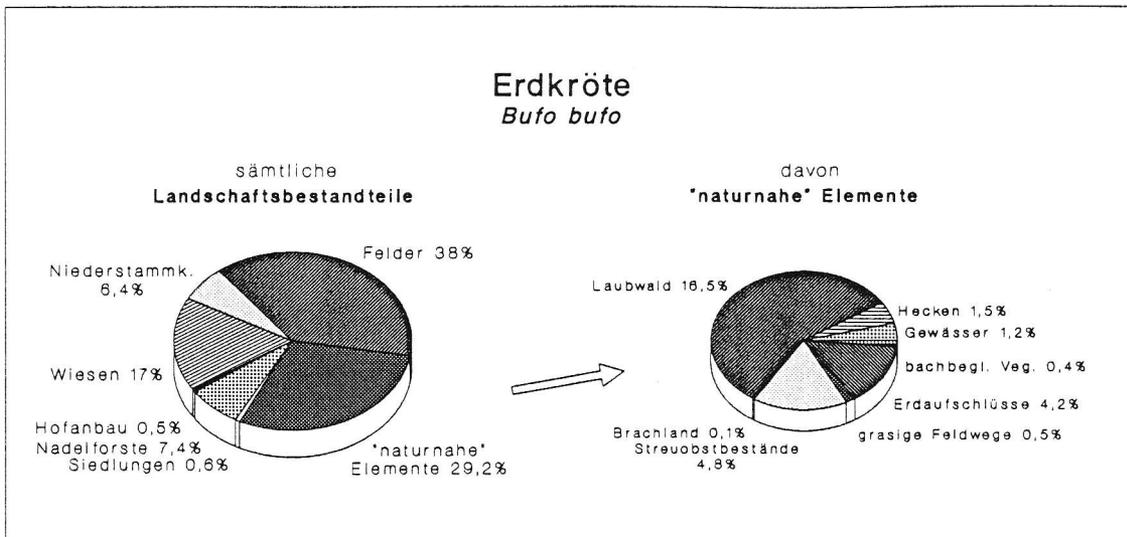


Abb. 16:
Durchschnittliche Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile (in %) in 25 ha-Quadranten des Drachenfelser Ländchens mit Erdkrötenvorkommen.

Die Abbildung 17 stellt die Anteile der einzelnen Landschaftsbestandteile im Vergleich mit einigen anderen Lurcharten gegenüber. Als Ergebnis ist festzuhalten, daß von der Erdkröte ein hoher Anteil an Feldfluren im Bereich der Laichplätze akzeptiert wird, solange in der Nähe ein größerer Bestand an Laubgehölzen oder Wald zu finden ist. In ähnlicher Weise sind die Beobachtungen von HEUSSER (1968a) zu interpretieren, nach denen Kröten, welche den Wald verlassen hatten, im Falle ungünstiger Bedingungen dorthin zurückkehrten. Innerhalb eines 25 ha-Quadranten sind selbst Laubgehölze inmitten landwirtschaftlich genutzter Flächen für die Tiere erkennbar (Kulisseneffekt des Waldrandes). Auch bei STRIJ BOSCH (1979) ist das Umland der Laichgewässer hinsichtlich der Landschaftsbestandteile quantifiziert worden. Es ergaben sich ebenfalls hohe prozentuale Werte für Waldareale sowie eine Akzeptanz von Feldfluren. Allerdings war dieses Untersuchungsgebiet vergleichsweise deutlich weniger anthropogen beeinflusst und belastet. Trotzdem kann für die Erdkröten alles in allem gelten, daß die Gesamtzahl der Faktoren, die das Ausbreitungspotential bestimmen, in den Feldfluren nicht so ungünstig ausfallen (niedrigere Mortalitätsraten) als bei nahezu allen anderen Amphibienarten mit Ausnahme von Spring- und Grasfrosch, welche nach der Metamorphose die besagten Ungunstbereiche i.d.R. noch schneller durchqueren (SCHÄFER-BREDENBROCK, mdl.).

10.3 Fadenmolch *Triturus helveticus*

Als Bewohner der Laubmischwälder hat der Fadenmolch vor allem in Stieleichen-Hainbuchen-Wäldern sehr hohe Abundanzen (BLAB 1978). Auch im Untersuchungsgebiet liegt der Verbreitungsschwerpunkt in diesen Bereichen. Allerdings werden ebenfalls eine sehr große Kaolingrube (aber innerhalb eines großflächigen Stieleichen-Hainbuchen-Waldes!), ein Basaltsteinbruch (grenzt an ein Waldfragment) sowie ein Wiesentümpel im Offenland (nahe Waldrand) besiedelt. Die Palette der Gewässer reicht vom kleinen Waldtümpel bis zum Fischteich. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt im Bereich des Himbrichs. Ein Nachweis nahe der Ortschaft Pech steht zweifelsohne in Zusammenhang mit den massenhaften Vorkommen im angrenzenden Kottenforst. Zwischen diesem Vor-

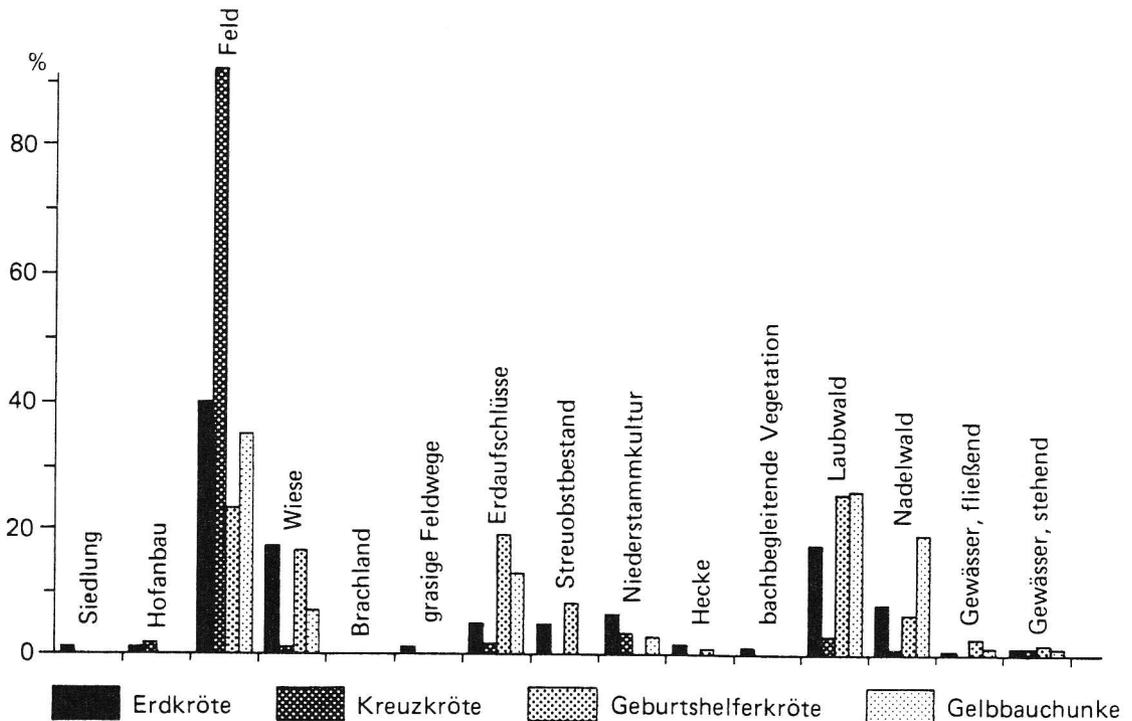


Abb. 17: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelser Ländchens mit Vorkommen von Gelbbauchunke, Erd-, Kreuz- und Geburtshelferkröte.

kommen und dem Himbrich gelangen keine Nachweise bei dieser Erhebung*). Dies ist sicherlich in einem hohen Maße auf die erheblichen Anteile an Feldfluren zurückzuführen, wie die Auswertung der Landschaftsbestandteile im 25 ha-Raster dokumentiert (Abb.18).

Der Fadenmolch toleriert – unter Berücksichtigung der Mittelwerte – den geringsten Flächenanteil an Feldfluren aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten. Entsprechend ergeben sich für den Laubwaldanteil nach den Werten für den Feuersalamander die höchsten Prozentangaben. Zu vermerken ist noch ein geringfügig höherer Anteil an Nadelwald, jedoch nicht in einem vergleichbaren Umfang zum Laubwald.

Die Funde in den Erdaufschlüssen sowie die Werte des Wiesenanteils begründen, daß Offenland im Drachenfelser Ländchen nicht völlig gemieden wird. Freilich stehen diese Vorkommen hier jeweils in engstem (!!) Kontakt zu größeren Wäldern (wobei der Fall von Nachweisen in der sehr großflächigen Kaolingrube innerhalb des Waldes am Himbrich allerdings besonderer Erwähnung bedarf).

Die Entfernung zwischen den jeweils nächsten Vorkommen dokumentiert eine Häufung der Entfernungsangaben im Nahbereich, während die Höchstwerte wahrscheinlich das maximale Ausbreitungspotential darstellen.

*) 1989 wanderte allerdings ein Fadenmolchmännchen die abgeschrankten Gewässer an der Villa Haus Holzern an (SCHÄFER-BREDENBROCK, mdl.).

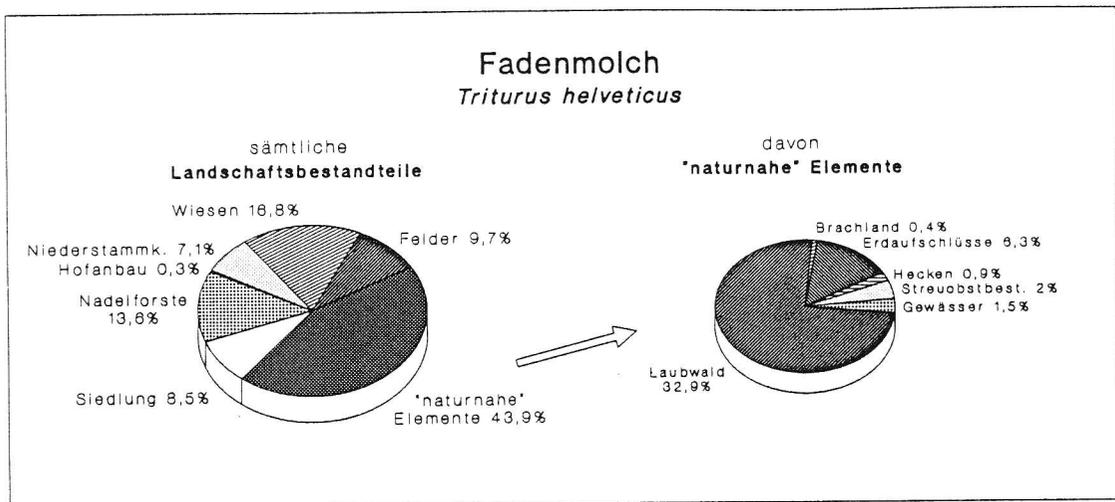


Abb. 18:
Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Rastern des Drachenfelder Ländchens mit Fadenmolch-Vorkommen.

n = 10 Mittelwert: 470 m (+/- 384)
 Median: 230 m
 Streuung: 190 – 1320 m

Die Höchstwerte sind dabei ganz offensichtlich nur in einer mit geringen Widerständen und hoher „Durchlässigkeit“ ausgestatteten Landschaft realisierbar. Es ist daher zu vermuten, daß solche Migrationen im wesentlichen nur bei der Durchquerung von Laubwäldern erreicht werden können. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse ist davon auszugehen, daß die Verbindungen zwischen den Fadenmolch-Vorkommen im Kottenforst und im Himbrich weitgehend unterbrochen sind.

Die Angaben über die maximale Größe des Lebensraumes bei BLAB (1978) mit einem Radius von etwa 400 m um die Laichgewässer entspricht in etwa dem Mittelwert bzw. Median der berechneten Laichplatzentfernungen. Im Regelfall aber liegen die bisher festgestellten Entfernungen unter 100 m (BLAB 1978, GLANDT 1986).

Die Beurteilung der Wirkungen der einzelnen Landschaftsteile auf das Ausbreitungsgeschehen wird durch eine differenzierte Inwertsetzung der Faktoren Nahrungsangebot, Mikroklima, Versteckmöglichkeiten sowie Feinddruck möglich. Durch die Addition bzw. Gewichtung der einzelnen Faktoren (vor allem des Mikroklimas), welche letztlich als Schlüssel für Mortalitätsraten stehen, erhält man eine Näherung der Ausbreitungspotentiale in den jeweils unterschiedlichen Landschaftsstrukturen für den Fadenmolch. Ferner lassen sich Barrieren mit hohen Widerständen in der Landschaft ausmachen, die einen notwendigen interpopularen Austausch verhindern.

Der Fadenmolch kommt in sieben der 37 Quadranten des Untersuchungsgebietes vor, die mit Gewässern besetzt sind (= 18,9 %, auf die Gesamtfläche bezogen = 5,64 %). Vergesellschaftet ist dieser Lurch im Durchschnitt mit 2,6 (+/- 1,2) Arten. Am häufigsten ist er zusammen mit Bergmolch (70 %) und Teichmolch (60 %) anzutreffen. Jeweils dreimal ist der Fadenmolch zusammen mit dem Teichmolch oder dem Bergmolch nachgewiesen worden, viermal wurden alle drei Arten gemeinsam in den Gewässern gefunden. Monospezifische Vorkommen konnten nicht nachgewiesen werden.

10.4 Feuersalamander *Salamandra salamandra*

Der Feuersalamander bzw. seine Larve ist mit 40 punktuellen Nachweisen die Lurchart mit den meisten Gewässer-Registrierungen. Sicherlich ist die Art aber nicht der zahlenmäßig häufigste Vertreter der Amphibien. Dennoch dokumentiert die Nachweishäufigkeit der Larven eine gute Kenntnis der Laichplätze und des Lebensraums. Desweiteren sind in Optimalbereichen nicht selten hohe Punktdichten zu verzeichnen. So erfolgten Nachweise in 14 der 37 Quadranten (= 37,8 %, auf die Gesamtfläche bezogen = 11,29 %).

Derartige Lebensräume sind gewässerreiche Laubwälder mit zahlreichen Unterschlupfmöglichkeiten. Der Feuersalamander weist die engste Bindung aller heimischen Lurcharten an den Wald auf (= silvicol). Allerdings belegen andernorts auch zahlreiche Funde in Stadtnähe, daß dies nicht obligatorisch sein muß (z.B. KORDGES 1989). Im Kottenforst bei Bonn, nahe dem Untersuchungsgebiet, ist eine nahezu flächendeckende Verbreitung gegeben, die dort – wenn man den quantitativen Aspekt unberücksichtigt läßt – unabhängig von der Art des Baumbestandes ist (BLAB 1978).

Die Auswertung der Anteile der einzelnen Landschaftsbestandteile dokumentiert eine eindeutige Bevorzugung des Laubwaldes sowie eine entsprechende Reduktion der Feldfluren, welche als Lebensraum völlig ungeeignet sind (Abb.19).

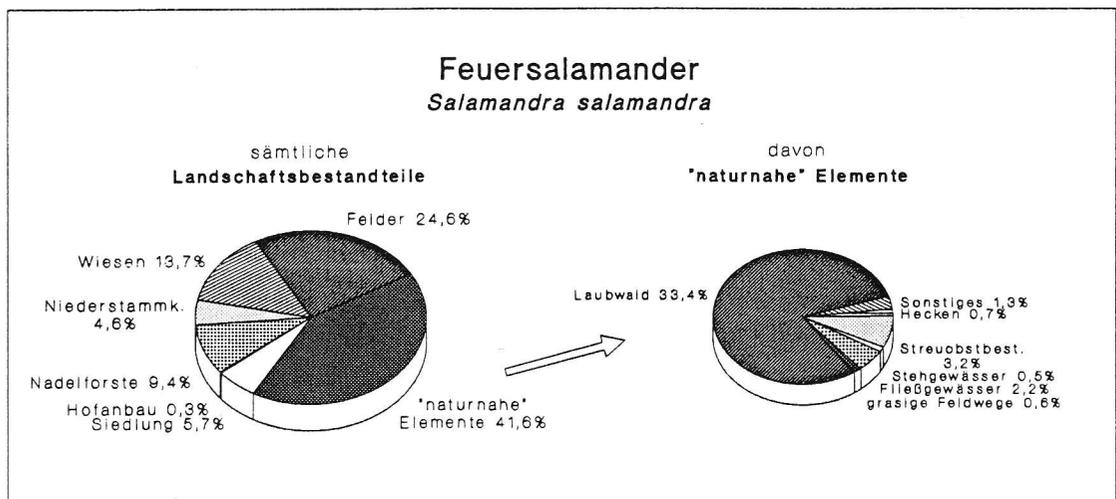


Abb. 19:

Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Vorkommen des Feuersalamanders.

Im Untersuchungsgebiet ist der Anteil an Nadelwald kein Unterscheidungskriterium zwischen den von Feuersalamandern besiedelten und unbesiedelten Räumen. Lediglich die bereits erwähnte Ausstattung an Fließgewässern in den Quadranten mit Fundstellen liegt im Untersuchungsraum erwartungsgemäß am höchsten.

Die Auswertung der Entfernungen zwischen den jeweiligen nächsten Fundstellen läßt eine Häufung der Werte bis 200 m erkennen. Dies deutet auf eine Clusterbildung bei günstigen Laichgewässer- und Habitatbedingungen hin.

n = 34 Mittelwert: 208 m (+/- 259)
Median: 115 m
Streuung: 50 – 1050 m

Trotzdem werden auch Distanzen bis etwa 1000 Meter zurückgelegt (BLAB 1978, MATTLER 1990), so daß die nicht gewässertreuen Feuersalamander günstige Räume schnell erschließen können. Ohnehin besteht diese Möglichkeit auch durch passive Verdriftung der Larven innerhalb von Bachsystemen. Die Driftverluste können je nach Ausgestaltung eines Bachsystems sehr hoch werden (THIESMAIER 1987). Ob dabei möglicherweise auch eine aktive Ausbreitung (innerhalb der Bachsysteme) eine Rolle spielt, ist derzeit noch ungeklärt.

Die hohen Punktdichten sind im wesentlichen auf zwei Bereiche des Gebietes beschränkt: Zum einen sind es die Wälder am Seibach und am Heltenbach, die wahrscheinlich durch den Feuersalamander vom Kottenforst ausgehend erschlossen wurden, zum anderen die Bachsysteme am Himbrich. Ein Vorkommen am Schalpichsbach (inmitten eines Laubwaldes) ist als isoliert zu betrachten, falls nicht noch weitere Nachweise als Bindeglieder zu den anderen Populationen folgen. Die Entfernungen von 2700 bzw. 3000 Meter (Luftlinie) zu den nächsten Fundorten sind eine wohl zu hohe Distanz, da zudem der Zwischenraum in hohem Maße durch ackerbaulich genutzte Flächen gekennzeichnet ist, welche nachweislich von den Feuersalamandern gemieden werden.

Das Ausbreitungspotential ist bei dieser Art in einem ganz entscheidenden Maße auch vom Faktor Versteckmöglichkeiten bestimmt. Nur in Buchen- und Buchenmischwäldern sind die Abundanzen hoch. So erklären sich auch die Verbreitungsschwerpunkte im Untersuchungsgebiet.

Unter Zugrundelegung dieser Erkenntnisse erreichen die Ausbreitungspotentiale der autochthonen, jedoch isolierten Bestände nicht die nächstgelegenen Vorkommen. Wichtig in diesem Zusammenhang könnte auch die hohe Lebenserwartung der Feuersalamander sein, so daß einzelne Bestände eventuell Restvorkommen ehemals wesentlich größerer Ausbreitungsräume darstellen. Zusätzliches Indiz dafür ist die Waldflächenentwicklung, die zunehmend negativ ist. Welcher Grad der Durchdringung notwendiger Landschaftsbestandteile zur Erhaltung einer gesicherten und autochthonen Population

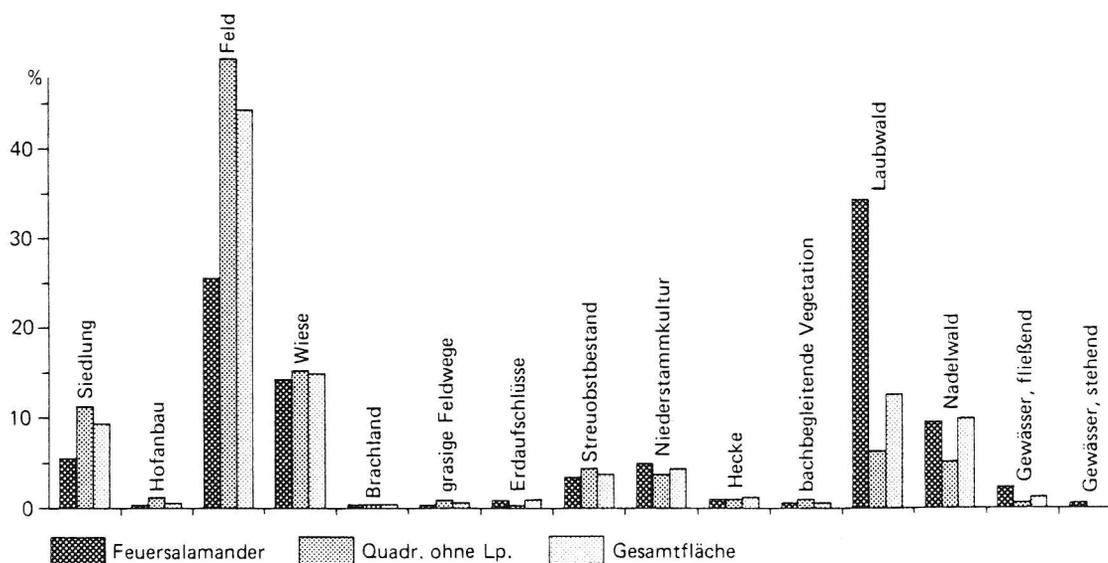


Abb. 20: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelser Ländchens mit und ohne Vorkommen des Feuersalamanders.

notwendig ist, kann aus der vorliegenden Datenbasis jedoch lediglich tendenziell abgeleitet werden.

Entscheidend sind ein genügender Flächenanteil an Laub- und Laubmischwäldern mit Altholzbeständen sowie das Vorhandensein von naturnahen Bachläufen, die Ruhezone für die Larven aufweisen. In ganz ähnlicher Weise sind im Gebiet die durchschnittlichen 25 ha-Quadranten beim Grasfrosch ($r_s = 0,96$), Fadenmolch ($r_s = 0,93$), Teichmolch ($r_s = 0,93$) und Bergmolch ($r_s = 0,91$) ausgestattet. (Berechnet ist jeweils der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient hinsichtlich der durchschnittlichen Landschaftsbestandteile in einem 25 ha-Quadranten). Am unteren Ende der Skala befinden sich Kreuzkröte ($r_s = 0,58$) und Geburtshelferkröte ($r_s = 0,67$).

Trotz der ähnlichen Lebensraumgestaltung werden diese unterschiedlich genutzt. Ein Maß dafür ist der Grad der Vergesellschaftung. So sind 92,3 % aller Feuersalamander-Nachweise monospezifische Vorkommen, was auf die Larvenfunde in den Bachsystemen zurückzuführen ist. Entsprechend ist die durchschnittliche Vergesellschaftung mit 0,2 (+/- 0,76) Arten sehr gering. Lediglich mit dem Grasfrosch besteht zu 7,7 % eine Vergesellschaftung, begründet v.a. dadurch, daß jene Art (meist mit Einzeltieren) auch in Bächen vorkommen kann. Ähnliche Befunde ergaben sich bei BAUER (1987).

10.5 Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans*

Innerhalb ihrer Lebensräume bevorzugt die Geburtshelferkröte offene, meist sogar sonnenexponierte Stellen auf vegetationsarmen Flächen wie Abbaugelände von Steinen und Erden, Hanganrisse, Trockenhängen usw. Diese befinden sich i.d.R. in nächster Nähe zu den häufig flachen Laichgewässern. (Es gibt freilich auch Massenvorkommen von Larven der Geburtshelferkröte in recht tiefen Gewässern, z.B. im ca. 2 m tiefen Pumpenteich der Kaolingrube.) Da im Laichgewässer keine Strukturen z.B. zur Laichanheftung notwendig sind, ist der wesentliche Präferenzfaktor „Offenes Wasser“. Ein weiteres wichtiges Kriterium zur Erfüllung der Ansprüche der Geburtshelferkröte an ihren Lebensraum ist (zumeist) die enge räumliche Nähe von Brut- und Landhabitat mit einem ausreichendem Angebot an Verstecken wie Steinritzen, selbstgegrabenen Löchern usw.

Die funktionellen Räume, Laichgewässer und Verstecke, liegen häufig weniger als 20 Meter voneinander entfernt. Diese Kombination der Voraussetzungen sind heute fast nur noch in Steinbrüchen und sonstigen Abbauflächen realisiert. Entsprechend ist es nicht verwunderlich, daß außer einem größeren Bestand in einer Kaolingrube lediglich ein Nachweis in einem anderen Landschaftsteiltyp (größerer Tümpel auf einem Lehmweg in der Nähe eines größeren Hanganrißes) gelang. Im letztgenannten Fall ist zu vermuten, daß dieser Nachweis mit Vorkommen auf Rodungsinseln im Kottenforst zusammenhängt, bzw. dort seinen Ursprung hat. Da GILLANDT & MARTENS (1983) einzelne Tiere in einer Entfernung bis zu 1200 Meter vom nächsten Laichgewässer registriert haben, ist zumindest nicht auszuschließen, daß auch noch größere Entfernungen überwunden werden können.

Die o.g. Grube bietet mit einer Vielzahl von temporären vegetationsarmen Gewässern sowie sonnenexponierten Hängen mit schieferigen, teilweise auch steinigen Lockermaterialien einen optimalen Lebensraum für die Art.

Innerhalb des großen Grubenareals wurden insgesamt vier voneinander weitgehend abgrenzbare Lebensbezirke der Geburtshelferkröte festgestellt. Die Populationsgröße der Adulten, welche durch direkte Auszählung, sowie Berechnung mittels Lincoln-Index und der Methode „weighted mean“ analysiert wurde, umfaßte 1988 mindestens 92 (max. Schätzung 124) und 1989 mindestens 117 (max. Schätzung 137) Exemplare bei einem

Geschlechterverhältnis von 3:2 zugunsten der Männchen (SCHMIEDEHAUSEN 1990). Von den 1988 markierten Tieren wurden 1989 noch 70 Prozent wiedergefunden (SCHMIEDEHAUSEN 1990). Bezüglich der Fähigkeit der Geburtshelferkröte Räume zu überwinden, existieren in der Literatur nur wenige Hinweise: MAI (1984) beschreibt ein Überqueren von Feldern und Landstraßen, um zu einem etwa 500 Meter entfernten Laichgewässer zu kommen; BELZ (1982) berichtet von einem Landfund in einem Laubwald der circa 500 Meter vom Laichgewässer entfernt ist. An anderer Stelle wurden wiederum 500 Meter durch Industrieflächen, Verkehrsflächen und Gärten zurückgelegt. Im Ruhrgebiet wurden adulte Geburtshelferkröten in Landfallen in 200 bis 500 Meter Entfernung erfaßt (KORDGES 1989). Dabei wird vermutet, daß einzelne Tiere (d.h. eine Pionierreserve) größere Migrationen zur Erschließung neuer Lebensräume durchführen.

Untersuchungen von SCHMIEDEHAUSEN (1990) in o.g. Kaolingrube erbrachten das Ergebnis, daß 70 Prozent der adulten Geburtshelferkröten (im zweij. Beobachtungszeitraum) ausgesprochen stationär leben, z.T. zwei Jahre in derselben Wohnröhre, während die übrigen 30 Prozent die Standorte ein- bis mehrmals (meist innerhalb der Grube) wechselten. Dabei befand sich der neu gewählte Ort sowohl innerhalb einer schon bestehenden Kolonie, oft aber auch an in größerer Entfernung zum nächsten Gewässer liegenden unbesiedelten Hängen. Diese Ergebnisse ließen sich zudem durch Verfrachtungsexperimente bestätigen. Die Versetzungsversuche zeigten weiterhin, daß die Tiere in der Lage sind, einige hundert Meter innerhalb weniger Nächte zurückzulegen. Eine wesentliche Rolle für die Ausbreitung spielen dabei die Jungtiere. Die Wiederfangquoten frischmetamorphosierter Jungtiere nahmen in o.g. Untersuchung nach der Abwanderung vom Geburtsgewässer rapide ab, ebenso weisen die äußerst niedrigen Fangzahlen juveniler Individuen im Grubenareal (neben methodischen Problemen) darauf hin, daß sich die nicht geschlechtsreifen Individuen vermehrt außerhalb der Grubenfläche aufhalten. Dieses Verhalten der Jungtiere und die individuell unterschiedliche Mobilität innerhalb der Alttierpopulation ermöglicht es der Geburtshelferkröte – trotz überwiegend stationärer Lebensweise bzw. geringen Aktionsradius der meisten Tiere – expansiv zu sein, also geeignete neue Lebensstätten rasch zu kolonisieren.

Ausbreitungsökologisch von Vorteil ist außerdem, daß die Geburtshelferkröte ganz offensichtlich trockene Bereiche relativ gut toleriert. Entsprechend gelten die hohen Widerstände bzw. Barrieren, welche z.B. trockene Landschaftsbestandteile für eine Mehrzahl der übrigen Amphibienarten bilden, in dieser Form nicht für die Geburtshelferkröte.

Durch die wahrscheinlich ausgeprägtere Trockenheitsresistenz sind die einzelnen Biotoptypen bzw. Vegetationsstrukturen anders zu bewerten (gleichmäßiger) als bei anderen Anuren. Daraus folgt, daß die Ausbreitung über einen längeren Zeitraum weniger sektoriell wie bei den meisten anderen Lurcharten, als vielmehr relativ gleichmäßig 360° um die Laichgewässer sein kann. Daß dies für die Art ökologisch sinnvoll ist, belegt die Präferenz für offene Flächen mit temporären Gewässern während der Laichphasen. Durch eine Orientierung an ausgesprochene Feuchtbereiche wäre das Auffinden entsprechender Laichgewässer weniger wahrscheinlich. Auch fehlen im Untersuchungsgebiet Massenlaichplätze wie z.B. beim Grasfrosch und der Erdkröte, so daß eine Hinwendung zu einer großflächigen „Suche“ nach günstigen Gewässern und nahe liegenden Unterschlupfmöglichkeiten zweckmäßig erscheint.

10.6 Gelbbauchunke *Bombina variegata*

Die Gelbbauchunke hat ebenso wie die Geburtshelferkröte ihr Schwerpunktorkommen im Gebiet in einer Kaolingrube. Im Jahre 1989 umfaßte die dortige Population etwa 50 Adulte. Weitere Einzelnachweise konnten nur in einer Sandgrube und einem Stauteich ermittelt werden. Die Präferenz für Laichgewässer hinsichtlich der Aspekte „Offenes Wasser“, „Besonnung“ und „Gewässergröße“ (BLAB 1978) bestimmt auch im Untersuchungsgebiet die Verbreitung. Die Vorliebe für Klein- und Kleinstgewässer in Sonnenexposition ist gepaart mit einem umgebenden Lebensraum, der durch Eingriffe in den Oberboden aus der jüngeren Zeit ausgezeichnet ist. Der Nachweis an einem Stauteich ist mit hoher Wahrscheinlichkeit den Vorkommen der Gelbbauchunke im nah gelegenen Kottenforst zuzuordnen (1500 Meter Entfernung), das Tier vermutlich als Durchwanderer aufzufassen. Daß solche Entfernungen überwunden werden können, belegt GRÜTZMANN (mdl. 1977) mit einem Fund in 2000 Meter Entfernung vom Laichgewässer. Im Umkreis gab es keine weiteren potentiellen Laichplätze. Dererlei Fernwanderungen (bis 4 km) finden durch vornehmlich junge und subadulte Tiere in regenreichen Jahren statt (BLAB 1978). Neue Gewässer werden spontan besiedelt, obwohl die Tiere bzw. Kolonien auch an ihren einmal gewählten Aktionsräumen sehr stark festhalten können. Die Entfernungen der jeweils nächsten Laichplätze bzw. Fundorte im Untersuchungsgebiet betragen mit Berücksichtigung der möglichen Anbindung der nordwestlichen Nachweise an Vorkommen im Kottenforst:

n = 6 Mittelwert: 723 m (+/- 742 m)
 Median: 250 m
 Streuung: 115 – 2000 m

Allein zwischen den Vorkommen in der Kaolingrube und dem Nachweis in der Sandgrube wurde keine Verbindung angenommen. Die Entfernung von 3500 Meter Luftlinie durch ackerbaulich intensiv genutzte Landschaft und menschliche Siedlungsräume dürfte angesichts der sich dort ergebenden großen Raumwiderstände und der hohen Biozidbelastung (große Empfindlichkeit nach FELDMANN 1981) nicht ohne weiteres überwunden werden können. Die Bevorzugung regenreicher Jahre zu Migrationen kann ein Hinweis hinsichtlich der erfolgreichen Nutzung feuchter Landschaftsbestandteile als Korridore der Ausbreitung bzw. der Notwendigkeit eines bestimmten Mikroklimas sein. So erwies sich bei BASTIAN (1987) ein Buchenmischwald als optimales Hinterland für die Unken. Auch der in unmittelbarer Nähe gelegene Kottenforst ist an den Standorten der Gelbbauchunke durch umgebende Laub- und Laubmischwälder gekennzeichnet. Auswertungen der Ergebnisse von LÖDERBUSCH (1987) weisen als Umland in 60 % der Fälle Wald und in 40 % Offenland aus. Allerdings sind fast sämtliche Laichgewässer sonnenexponiert, was auch für das Untersuchungsgebiet und den Kottenforst zutrifft.

Die durchschnittlichen Anteile der Biotoptypen deuten auch im Untersuchungsgebiet auf solche Zusammenhänge hin: Insbesondere Laubwald aber auch Nadelwald sowie Erdaufschlüsse sind deutlich überrepräsentiert, während der Anteil an Feldfluren wesentlich zurückgeht. Die Laichplatzpräferenz für sonnenexponierte Gewässer und das Maß der Tagesaktivität implizieren zunächst das Bild eines xerotoleranten Organismus. Doch durch die Befunde, daß Wanderungen bevorzugt in niederschlagsreichen Zeiträumen durchgeführt werden, erfahren entsprechend feuchte Biotopkomplexe in der Umgebung der Laichplätze verstärkte Bedeutung für das Migrationsgeschehen. Unter diesem Ge-

sichtspunkt ist auch das Verteilungsmuster im Untersuchungsgebiet zu verstehen. Als weiterer Beleg dafür kann der Fund eines adulten Tieres in etwa 600m Entfernung vom nächsten Laichgewässer gelten. Die Unke befand sich mitten in einem geschlossenen Laubwald nahe einem Bachlauf in einem Taleinschnitt.

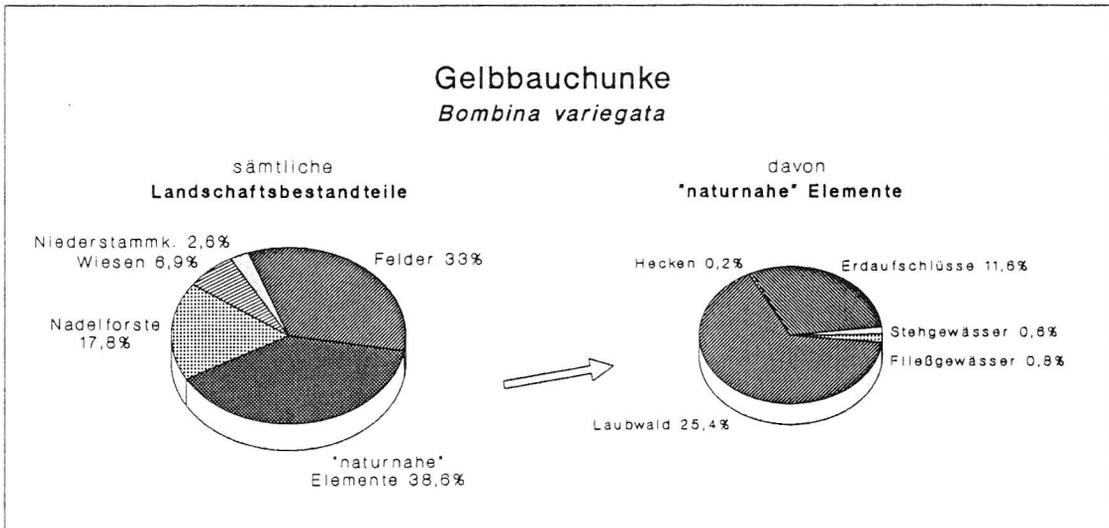


Abb. 21:

Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Gelbbauchunken-Vorkommen.

Im Vergleich mit der durchschnittlichen Beschaffenheit der 25 ha-Quadranten der anderen Arten resultieren hohe Rangkorrelationskoeffizienten mit Springfrosch ($r_s = 0,85$) und Erdkröte ($r_s = 0,83$). Den geringsten Wert hat im Untersuchungsgebiet das Verhältnis zum Formenkreis der „Wasserfrösche“ ($r_s = 0,56$) und zum Bergmolch ($r_s = 0,66$). Insgesamt gibt es in vier von 37 Quadranten (= 10,8 %, von der Gesamtfläche 3,22 %) Nachweise dieser Art.

Hinsichtlich der Vergesellschaftungsformen werden andere Zusammenhänge sichtbar: Im wesentlichen sind es monospezifische Vorkommen (71,4 %). Auch im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen der anderen Lurcharten ändert sich der Anspruch nur unwesentlich. Lediglich die Kreuzkröte zeigt eine signifikante Ähnlichkeit ($r_s = 0,66$; $a < 0,025$). Entgegengesetzte Verhältnisse zeichnen sich rein rechnerisch bei Springfrosch, Teichmolch und Feuersalamander ab, wobei jedoch anzumerken ist, daß trotzdem die ersten beiden Arten in einem Fall (Kaolingrube) mit der Gelbbauchunke vergesellschaftet sind. Zusammenfassend läßt sich herausstellen, daß für die Gelbbauchunke eine ähnliche Zusammensetzung der einzelnen Landschaftsbestandteile wie für andere Amphibienarten (z.B. Erdkröte) vorliegt (Abb.17 und 21). Innerhalb dieser Räume werden allerdings gemäß den Laichplatzpräferenzen gänzlich andere Gewässertypen besiedelt.

10.6 Grasfrosch *Rana temporaria*

Der Grasfrosch besiedelt vorzugsweise den Wald, mit Schwerpunkt in feuchteren Waldgesellschaften. Allerdings werden darüber hinaus auch sämtliche andere Großlebensräume erschlossen. Diese ökologische Plastizität schlägt sich in den Ergebnissen des Untersuchungsgebietes hinsichtlich der durchschnittlichen prozentualen Landschaftsbestandteile nieder (Abb.22).

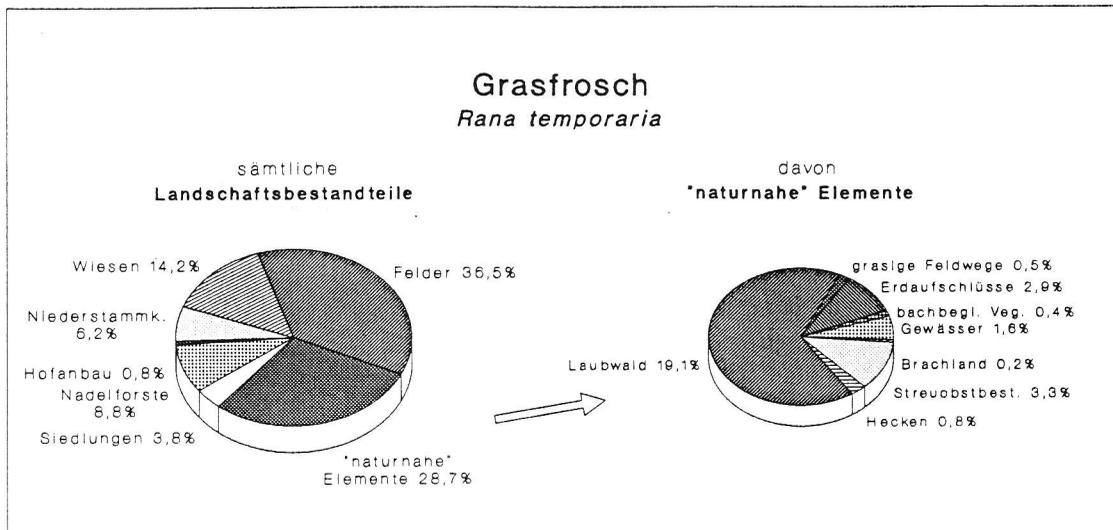


Abb. 22:
Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Grasfrosch-Vorkommen.

Bezüglich der höchsten Abweichung ist erneut der Anteil Laubwald zu nennen, während sich demgegenüber erwartungsgemäß der Feld- und Wiesenanteil weniger verändert zeigt. Das dokumentiert eine mögliche Toleranz bzw. Akzeptanz derartiger Bereiche in Bezug auf die Dynamik des Ausbreitungspotentials (vgl. auch BAUER 1987). Die Entfernung der Laichplätze zum Wald bzw. Waldrand belegt ebenfalls die nicht zu strenge Bindung an den Biotoptyp Wald.

Wald + 50 m	Wald + 100 m	Wald + 200 m
50 %	62,5 %	75 %
(47,8 %	59,7 %	73,1 % KUHN 1983)

Das Migrationsgeschehen zwischen Laichgewässern sowie den Sommer- und Winterquartieren ist bereits eingehend untersucht worden (HEUSSER 1961, OBERT 1977, BLAB 1978); entsprechende Raum-Zeit-Einbindungsmodelle wurden entwickelt. Jedoch gibt es nur wenige Hinweise, die das Phänomen der ausbreitungsökologisch wirksamen Migrationen erhellen.

Bei der Ermittlung der Größe des „home range“ von Grasfröschen stellte HERAN (1983) fest, daß jüngere Tiere unter 50 mm Körperlänge am wenigsten standorttreu sind. An anderer Stelle wurden bei KUHN (1986) juvenile Braunfrösche vergleichsweise häufig in von den Laichgewässern weiter entfernten Fallen gefangen. Ebenfalls den Eindruck einer geringen Standorttreue vermittelten die Untersuchungen von PINTAR (1984) an juvenilen Braunfröschen. So verließen 14 von 29 Tieren einen Raum von 1 – 1,5 Hektar. Bei BAUSER et al. (1987) zeigt die Abwanderrichtung der Jungtiere keine Korrelation mit der der Adulttiere, dem Laichplatz oder dem Hauptaufenthaltort der Kaulquappen. Auch bei einer Untersuchung der Funktion von Amphibienschutzanlagen wanderten frisch metamorphisierte Tiere in alle Richtungen unter Meidung von direkter Sonneneinstrahlung (DEXEL & KNEITZ 1988, FELDMANN 1987). Brachflächen bieten nach FELDMANN (1987) ebenfalls genügend Deckungsmöglichkeiten.

Die Entfernungen zwischen den nächstgelegenen Laichplätzen und Fundorten ergeben folgende Werte:

n = 32 Mittelwert: 624 m
 Median: 532 m
 Streuung: 80 – 2000 m

Durch die entsprechend quantifizierte Nachweise an Laichballen ist zu vermuten, daß mindestens drei größere Reproduktionszentren vorliegen, die zusammen mit den Vorkommen in nordwestlicher Richtung im Kottenforst die Erschließung des Raumes ermöglichen. Insgesamt gibt es in 16 der 37 Quadranten (= 43,2 %, auf die Gesamtfläche bezogen = 12,9 %) Nachweise der Grasfrösche.

In den vorhandenen Gewässern erreicht der Vergesellschaftungsgrad mit der Erdkröte den höchsten Wert (57,1 %), gefolgt von Springfrosch (47,6 %) sowie Teich- und Bergmolch (je 38,1 %). In der durchschnittlichen Rangfolge der Landschaftsbestandteile ist, bis auf eine Ausnahme, ein ähnliches Bild gegeben. Sowohl Springfrosch als auch Feuersalamander weisen mit $r_s = 0,96$ die größte Ähnlichkeit zum Grasfrosch auf (Abb.23), gefolgt von Teichmolch ($r_s = 0,95$), Berg- und Fadenmolch (je $r_s = 0,94$) sowie Erdkröte ($r_s = 0,92$). Der Feuersalamander veranschaulicht damit deutlich eine unterschiedliche Nutzung des gut übereinstimmenden Lebensraumpotentials. Im Vergleich mit den ohne Laichplätze ausgewiesenen Quadranten dokumentiert der relativ hohe Wert von $r_s = 0,84$ ein Potential zur möglichen Nutzung selbst dieser Landschaft als Lebensraum, wenn entsprechende Brutplätze vorhanden sind. Der euryöke Charakter des

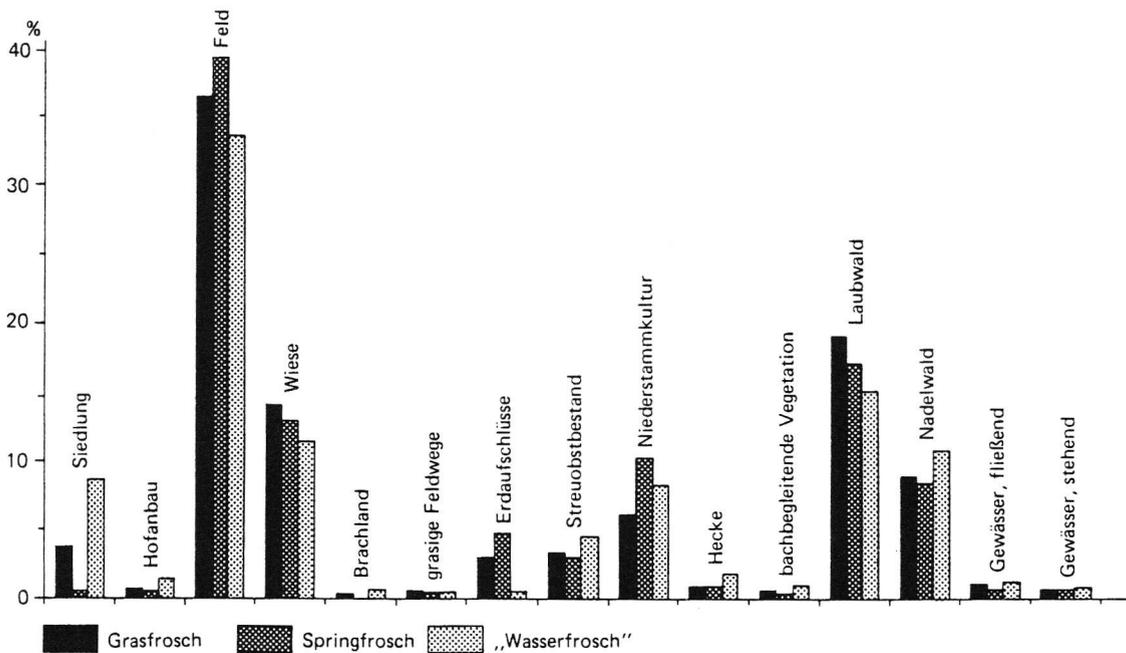


Abb. 23: Vergleich der prozentualen Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelser Ländchens mit Laichplätzen der drei Raniden-Arten.

Grasfrosches wird dadurch unterstrichen. Andererseits demonstriert der geringe Koeffizient im Verhältnis zur Kreuzkröte eine gänzlich andere Präferenz für Laichplätze und Lebensräume.

Somit wird ersichtlich, daß das Verbreitungspotential des Grasfrosches durch ein relativ gleichmäßiges Durchdringungsvermögen in unterschiedlichen Landschaftsbestandteilen geprägt ist. Sicherlich werden im Vergleich feuchte Standorte bevorzugt, jedoch auch weniger günstige Landschaftsteile genutzt, sobald sie in bestimmten Entfernungen ein Mindest-Repertoire an krautreichen, etwas feuchteren Abschnitten aufweisen.

10.7 Kammolch *Triturus cristatus*

Lediglich drei Laichplatzareale wurden 1985 bei dieser Art festgestellt. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß nicht alle Vorkommen erfaßt wurden. Mit der angewendeten Keschermethode sind die in vornehmlich größeren Gewässern mit tieferen Zonen und ausgeprägter Unterwasservegetation lebenden Kammolche häufig nicht zu fangen, so daß immer mit Nachmeldungen zu rechnen ist, wie sich auch 1989 bei weitergehenden Untersuchungen im Gebiet bestätigte. So wurde der Kammolch zusätzlich im Gewässer an der Villa Holzem und in der Nähe des Erlenmaars nachgewiesen (durch die Einrichtung von Fangzäunen). Zudem erschweren die geringeren Fangwahrscheinlichkeiten eine Ergebnisinterpretation, da die Abundanzen i.d.R. wesentlich geringer im Vergleich zu den anderen heimischen Molcharten ausfallen. Es muß davon ausgegangen werden, daß im Bereich der Kaolingrube praktisch alle größeren Tümpel mit wenigen Exemplaren dieser Art besiedelt werden, die dort selbst während der Brutzeit von Gewässer zu Gewässer wandern und somit für eine Risikostreuung für den Laich sorgen. Trotzdem geben die vorliegenden Daten die Möglichkeit einer Abschätzung der Wirksamkeit von Raumstrukturen hinsichtlich der Präferenz und des ausbreitungsökologischen Potentials der Landschaftsbestandteile.

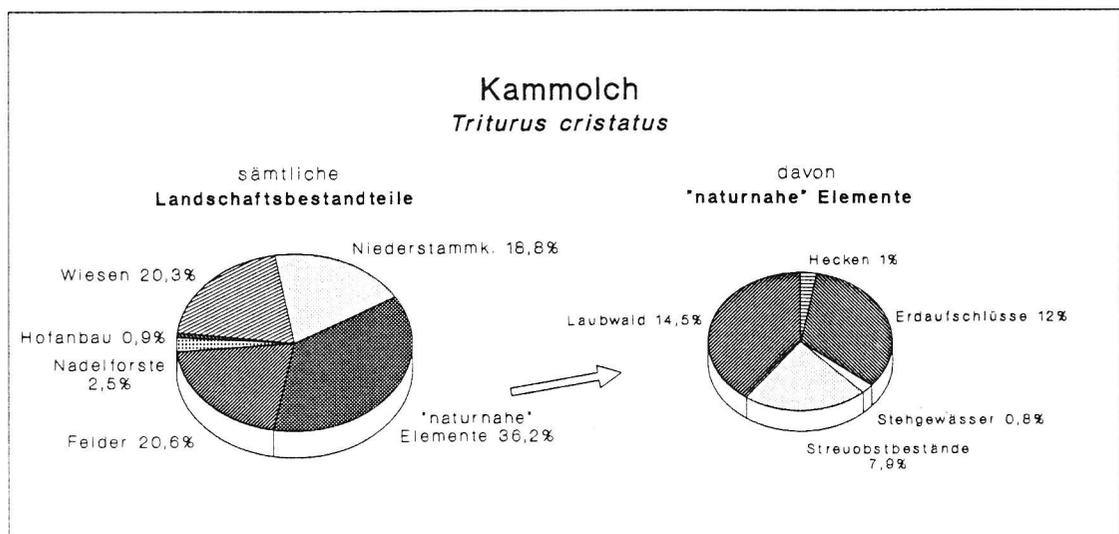


Abb. 24: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Kammolch-Vorkommen.

Die Ausstattung des Lebensraumes anhand der 25 ha-Quadranten weist im Durchschnitt einen hohen Niederstamm-, Laubwald- und Erdaufschlußanteil auf. Wiesen- und Streuobstbereiche sind ebenfalls vermehrt vertreten. Geringe Anteile sind bei Feldfluren und Nadelwald zu registrieren (Abb. 24).

Im Verhältnis zu den anderen Arten stellen sich beim Vergleich der Biotoptypen Ähnlichkeiten mit Springfrosch ($r_s = 0,91$), Erdkröte ($r_s = 0,90$) und Kreuzkröte ($r_s = 0,89$) heraus. Am wenigsten ähnlich ist in der wechselseitigen Beziehung zum Kammolch der Feuersalamander ($r_s = 0,69$).

Von den 37 mit Laichplätzen ausgestatteten Quadranten liegen Nachweise in drei (= 8,1 %) 25 ha-Flächen vor. Vergesellschaftet ist die Art an allen Standorten mit Springfrosch, Teichmolch und Bergmolch, mit Grasfrosch und Erdkröte jeweils zweimal, mit „Wasserfrosch“ und Fadenmolch je einmal. Beim Vergleich der Ränge der prozentualen Vergesellschaftung mit den anderen Arten ist lediglich im Verhältnis zum Fadenmolch eine Signifikanz vorhanden ($r_s = 0,66$; $a = 0,025$). Niedrige Werte finden sich bei Gelbbauchunke ($r_s = -0,19$) und Kreuzkröte ($r_s = -0,09$), sie symbolisieren das Fehlen eines Zusammenhanges.

Somit repräsentiert der Kammolch eine Lurchart, die im Vergleich zu etlichen anderen Amphibienarten eine recht ähnliche Lebensraumausstattung aufweist, in deren Nutzung jedoch andere Präferenzen erkennen läßt. Vor allem ist die Auswahl der Laichgewässer von primärer Bedeutung. Der lange aquatische Aufenthalt ist bis auf ein ähnliches Verhalten der „Wasserfrösche“ ohnehin eine Besonderheit. Somit läßt sich weniger gut abklären, in welcher Form das Umland auf die Wanderbereitschaft bzw. Ausbreitung wirkt. Zudem liegen die Nachweise im Untersuchungsgebiet jeweils 3000 m bzw. 4000 m Luftlinie voneinander entfernt.

Da es zur Ausbreitungsökologie der Kammolche fast gänzlich an Hinweisen fehlt, müssen die Heimfindeleistungen bei Verfrachtungsversuchen zur Interpretation einer möglichen Raumüberwindung herangezogen werden. Diese Daten stellen freilich höchstens die unteren Schwellenwerte dar. Kammolchmännchen legten in vier Tagen eine Versetzungsdistanz von 500 Meter zurück, Weibchen sogar 800 Meter in allerdings 17 Tagen (BLAB 1978). Entsprechende Landfunde gelangen in nassen bis feuchten Laubwäldern, Brüchen, Gruben, sowie Steinhäufen und Blockhalden (BUSCHENDORF 1984). Nach BARNDT (1980) wandern die Tiere rund um ein Laichgewässer heran, allerdings dominieren dort die Bereiche mit Baumbeständen.

Da Gewässer im Offenland und sogar in landwirtschaftlich genutzten Gebieten (u.a. FELDMANN 1981, KLEWEN 1988, LÖDERBUSCH 1981) als Laichplätze akzeptiert werden, müßte das Ausbreitungspotential in solchen zunächst amphibien-„feindlichen“ Landschaftsteilen ausreichend hoch sein, derartig gelegene Gewässer zu erschließen. Entsprechend sind Befunde von KUHN (1980) zu bewerten: Die Laichgewässer befanden sich in überwiegendermaßen außerhalb der Wälder, jedoch in Waldrandnähe. Wichtig wird dabei auch sicherlich das Vorhandensein einer naturnahen Randzone von einigen Metern sein.

<u>Wald + 50 m</u>	<u>Wald + 100 m</u>	<u>Wald + 200 m</u>
12,5 %	37,5 %	68,75 % (nach Kuhn 1980)

10.8 Kreuzkröte *Bufo calamita*

Als ein typischer Vertreter des Offenlandes und auch der landwirtschaftlich genutzten Flächen präsentiert sich die Kreuzkröte im Untersuchungsgebiet (Abb. 25). Zwar liegen nur drei Laichplatz-Nachweise vor, diese spiegeln ihrerseits jedoch typisch die Lebensweise und die Lebensraumnutzung der Art wider.

Entsprechend den Lokalitäten der Laichgewässer bevorzugt die Kreuzkröte sonnenexponierte Landschaftsbestandteile, die mit einer fehlenden oder schüttereren Vegetationsdecke ausgestattet sind. Wichtig ist lediglich das Vorhandensein von grabbarem Substrat und/oder eine genügend große Anzahl von Tagesverstecken (SINSCH 1989b). Eine Sukzession oder starke Düngung in derartigen offenen Landschaften (Konsequenzen: Verbuschung, geschlossene Vegetationsdecke) führt allerdings zu einem Rückgang der Art. Somit kommt abgestimmten Pflegekonzepten für solche Offenlandarten eine ganz besondere Bedeutung zu.

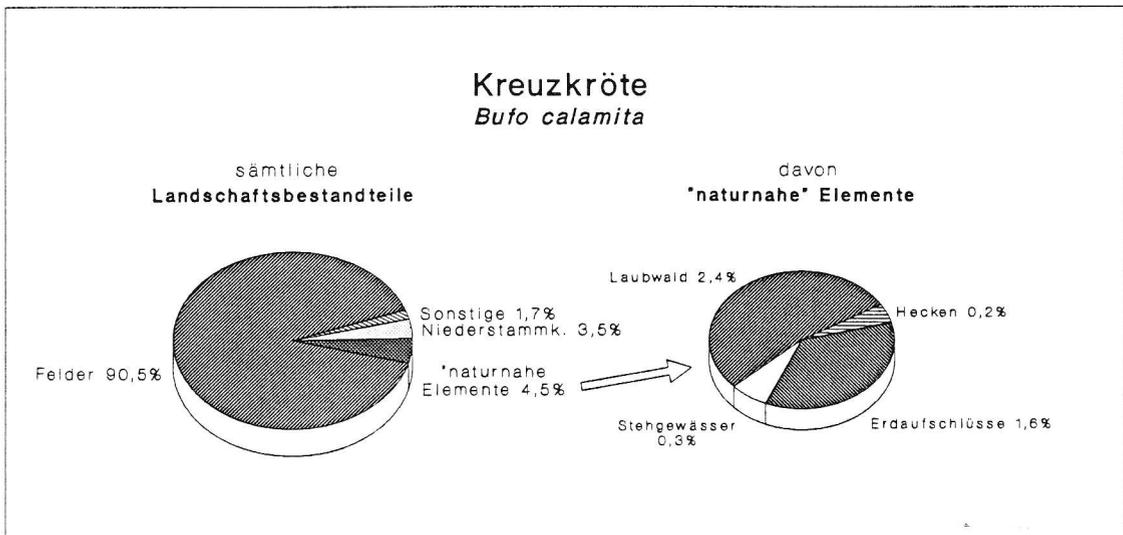


Abb. 25:

Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Kreuzkröten-Vorkommen.

Im Untersuchungsgebiet weisen die durchschnittlichen Werte der Landschaftsbestandteile der Kreuzkröten-Fundorte auf ein hohes Maß der Toleranz gegenüber ackerbaulich genutzten Feldfluren hin. Die Laichgewässer liegen dabei aber durchweg in relativ „mageren“ Bereichen mit fehlender bis schütterer Vegetation. Im Mittel sind über 90 % der Fläche Feldfluren und nur in ganz geringer Verbreitung finden sich an dieser Stelle Niederstammkulturen und Laubwald. Die Laichplatzfunde entsprechen damit ganz offensichtlich lediglich einer Funktion aus „temporären Gewässern“ und „Offenland mit Versteckmöglichkeiten“. Für die Kreuzkröte scheinen damit im Untersuchungsgebiet sämtliche anderen Bestandteile der Landschaft von untergeordneter Bedeutung zu sein.

In dauerhaften Gewässern ist die Art hier nicht zu finden. Die Präferenz bezieht sich auf sehr flache mit wenig Vegetation ausgestattete temporäre Gewässer. Möglich wird dies durch höhere Filtrationsraten der Kaulquappen. Aufgrund dieser Konstellation ist der Feinddruck minimiert und die Überlebensrate der Eier im wesentlichen abhängig von klimatischen Faktoren. Das deutet auf eine im Verhältnis zu anderen Amphibienarten geringere Konkurrenzfähigkeit hin, wie auch Untersuchungen von BANKS & BEEBEE (1987) mit Erdkröten, Grasfröschen und Kreuzkröten belegen.

Insgesamt liegen in zwei von 37 Quadranten Nachweise vor (= 5,4 %). Vergesellschaftet ist die Kreuzkröte jeweils einmal mit Grasfrosch, Springfrosch, Erdkröte und Gelbbauchunke, dazu kommt ein monospezifisches Vorkommen. Der Vergesellschaftungsgrad im Vergleich zu den anderen Arten weist lediglich Ähnlichkeiten zu den Gelbbauchunken auf ($r_s = 0,66$; $a = 0,025$). Zu sämtlichen anderen Arten ist ein Zusammenhang nicht zu erkennen.

Auch die Vagilität der Kreuzkröte unterscheidet sich wesentlich von der der bisher besprochenen Arten. Zwar liegt im Regelfall die durchschnittliche Wanderleistung zwischen den einzelnen Stationen des Jahreslebensraumes bei etwa 600 Metern, doch nicht wenige Tiere können in kurzer Zeit Strecken von über 1000 – 1300 Meter durch Intensivnutzungen überwinden (SAUER 1988). Selbst Werte, die beträchtlich über den genannten liegen, dürften problemlos realisierbar sein. Immerhin muß diese Art entsprechende temporäre Kleingewässer in der Landschaft finden. Die Flexibilität hinsichtlich der Laichgewässer erfährt durch die laute Rufleistung (hörbar weit über 1000 Meter) eine Möglichkeit zur Anlockung von Artgenossen.

Neu gebildete Gewässer in der offenen Landschaft werden nicht selten innerhalb kürzester Zeit von Kreuzkrötenmännchen besiedelt, unabhängig von der Art des Biotoptyps (SAUER 1988). Dies können so heterogene Plätze wie Überschwemmungsgebiete in Flußbauen, Regentümpel auf Äckern und Pfützen an Wegrändern usw. sein. Daß sich die Kreuzkröte relativ unabhängig von Flußsystemen ausbreitet, belegen die über die Fläche regelmäßigen Funde in höheren Mittelgebirgslagen auf Brach- und Ödlandflächen (GRUSCHWITZ 1981).

In bezug auf das Ausbreitungspotential ist die Kreuzkröte mit Präferenzen für offene und dynamische Landschaftsabschnitte ausgestattet, weniger für Bereiche mit ausgeprägten Vegetationsstrukturen wie Feldgehölze, Wald oder verbuschte Flächen. Das Vorhandensein von zahlreichen Abgrabungsflächen, die auch in Betrieb sein können, bieten der Kreuzkröte ideale Laich- und Lebensraumbedingungen. Diese Art ist in der Lage, die Kulturlandschaft unter der Berücksichtigung nur ganz weniger anderer Voraussetzungen zu nutzen.

10.9 Springfrosch *Rana dalmatina*

Der Springfrosch konnte im Untersuchungsgebiet in zwölf von 37 25-ha-Quadranten (= 32,4 %) nachgewiesen werden. Die Variabilität des Laichgewässertypus reicht von nahezu allen Typen stehender Gewässer bis hin zu Stillwasserzonen in Bächen. Vorzugsweise werden in diesen Gewässern jedoch seichte und besonnte Uferbereiche zur Laichabgabe ausgewählt.

Das Bild der durchschnittlichen Landschaftsbestandteile der jeweiligen Springfrosch-Laichplätze im Untersuchungsgebiet kommt den Resultaten der Auswertung der Grasfrosch-Laichplätzen nahe (Abb. 23 und 26). Entsprechend ist ein vermehrter Anteil an Laubwald und Niederstammkulturen zu verzeichnen, jedoch ebenfalls ein hoher Feldfluren-Anteil. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt BAUER (1987). Die Beschreibung der Umgebung der Springfrosch-Laichhabitate ergibt den hinter der Kreuzkröte zweithöchsten Ackeranteil sowie den höchsten Wert bezüglich Grünland.

<u>Wald + 50 m</u>	<u>Wald + 100 m</u>	<u>Wald + 200 m</u>
42,1 %	63,2 %	84,2 %

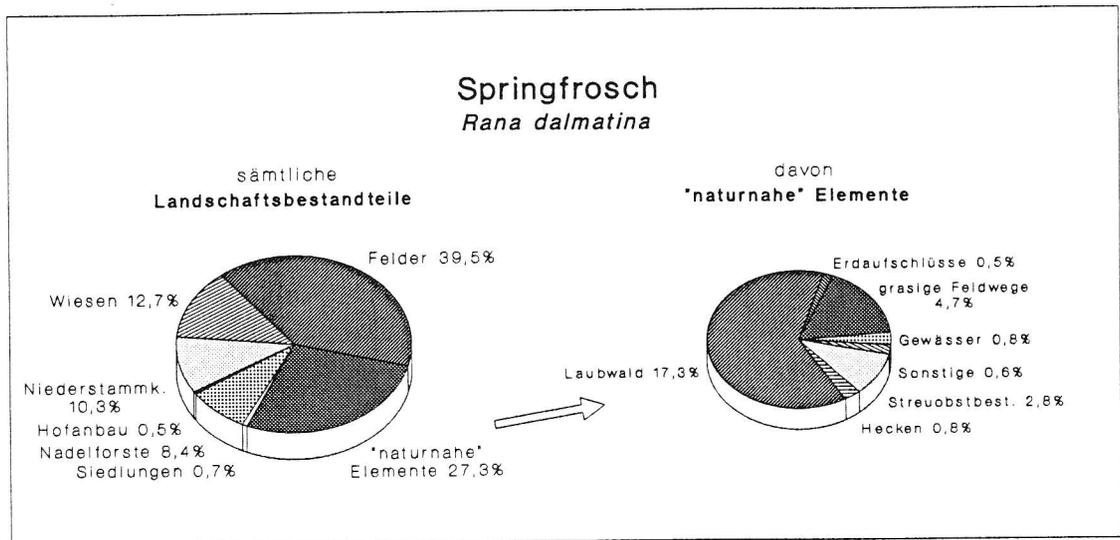


Abb. 26:
Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Springfrosch-Vorkommen.

Die Lage der Laichgewässer zum Wald bzw. Waldrand dokumentiert aber dennoch einen recht engen Bezug zu „waldartigen“ Strukturen.

Dadurch rundet sich das Bild ab, das der Art besondere Präferenzen für aufgelockerte, nicht zu feuchte Laub- und Laubmischwälder sowie angrenzende Wiesen und Freiflächen mit genügender Feuchtigkeit zuordnet. Hinsichtlich des flächenhaften Vergleichs ergeben sich hohe Übereinstimmungen mit Erdkröte ($r_s = 0,97$) und Grasfrosch ($r_s = 0,96$). Den geringsten Wert liefert der Vergleich mit der Kreuzkröte ($r_s = 0,74$). Das hohe Maß der Übereinstimmung mit Erdkröte und Grasfrosch wird durch einen hohen Vergesellschaftungsgrad dieser Arten unterstrichen. Der Grasfrosch kommt in 62,5 % aller Laichgewässer des Springfrosches vor, die Erdkröte, der Teich- und Bergmolch mit jeweils 50 %. Der Vergesellschaftungsgrad innerhalb aller Arten weist einen hohen Wert im Bezug zur Erdkröte ($r_s = 0,78$; $a = 0,01$) auf, d.h. beide Arten sind bei sämtlichen übrigen Arten ähnlich vergesellschaftet.

Die Migrationsleistungen der Springfrösche erstrecken sich über einen weiten Raum. Zwar werden im Regelfall 440 – 500 Meter zurückgelegt, doch wurden auch Maximalwerte bis 1700 Meter festgestellt (BLAB 1978). Unter der Voraussetzung, daß im Untersuchungsgebiet drei Ausbreitungszentren vorliegen (nordwestlich: aus dem Kottenforst; südwestlich: am Weißen Stein; südöstlich: Himbrich), die ihrerseits Ausbreitungsbahnen vorgeben, liegt die durchschnittliche Entfernung der jeweils nächsten Laichplätze im Bereich der oben ermittelten Mittelwerte.

n = 16 Mittelwert: 589 m
 Median: 544 m
 Streuung: 50 – 1900 m

Die starke Zersiedlung im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes und vor allem die großflächige intensive ackerbauliche Landnutzung im Umfeld der Ortschaften lassen einen Austausch zwischen den genannten Schwerpunkten zumindest sehr erschwert erscheinen. Insbesondere läßt sich auf der Grundlage der Datenlage und Literaturhinweise keine besondere Variationsbreite der Fundorte feststellen, so daß doch eher von einer mehr laubwald- und feuchtbereichsabhängigen Art ausgegangen werden muß. Im Vergleich zum Grasfrosch sind die Habitate jedoch durchschnittlich trockener (BLAB 1978).

Somit lassen sich über das Ausbreitungspotential ähnliche Schlußfolgerungen ziehen: Vor allem bei juvenilen Tieren dürften sehr hohe Mortalitätsraten bei der Überquerung trockener Landschaftsteile wie abgeernteter Äcker, intensiv genutzter Weiden und Straßen vorliegen, während feuchtere und mit mehr Versteckmöglichkeiten ausgestattete Biotoptypen günstigere Ausbreitungsmöglichkeiten bieten. Nach den Ergebnissen von PINTAR (1984) nutzt nur ein kleiner Teil der Population diese Strategie, denn die Mehrzahl der Wiederfänge gelangen auf einer Fläche von 1 – 1,5 Hektar.

Weniger wichtig hinsichtlich der Ausbreitung scheint die Unterscheidung zwischen Herbst-, Frühjahr- und Frühjahr-Sommer-Wanderung zu sein. Allenfalls bietet sie die Möglichkeit des Ausbleibens der Rückkehr zu den Stammgewässern durch hormonelle Umstimmung. Die häufig zu beobachtende spontane Besiedlung von isoliert gelegenen Gewässern läßt sich jedoch durch dieses Phänomen nicht erklären. Letztlich muß von einer in gewissem Maße ungerichteten Ausbreitung mit nur geringem Anteil an hydrotaktischer und/oder topotaktischer Orientierung ausgegangen werden. Durch die hohen Eizahlen bzw. Jungtierraten ist ein mögliches Versuch-Irrtum-Konzept denkbar. Das relativ hohe Maß der Laichplatztreue (BLAB 1978) fordert geradezu einen solchen interpopularen Prozeß heraus.

10.10 Teichmolch *Triturus vulgaris*

Der Teichmolch besitzt hinsichtlich der Wahl seiner Laichgewässer und Landhabitate eine außerordentliche breite ökologische Amplitude. Diese Plastizität drückt sich durch Besiedlung von Fischteichen, Waldtümpeln, Radspuren, Wassergräben in Wald und Offenland usw. auch innerhalb des Untersuchungsgebietes aus. Neu entstandene Wasserstellen erhalten oft spontan Zuzug von Teichmolchen, die dann zumeist als erste Molchart vertreten sind.

Im Vergleich mit den anderen heimischen Triturusarten (ohne Kammmolch) unterscheidet sich der Teichmolch hinsichtlich der Vorzugstemperaturen. Während Berg- und Fadenmolch eher als kaltstenotherm zu bezeichnen sind, zieht der Teichmolch besonnte wärmere Gewässer vor (STRÜBING 1954, FELDMANN 1975, BLAB & BLAB 1981). Im planaren Bereich werden sowohl beschattete als auch besonnte Gewässer besiedelt, mit fortschreitender Höhenstufe beschränkt er sich zunehmend auf sonnenexponierte

Laichgewässer. An die Ausgestaltung des Landhabitats stellt der euryöke Teichmolch relativ geringe Ansprüche. Lediglich die Präferenz für besonnte Gewässer mit dichter umgebender Vegetation deutet auf bestimmte mikroklimatische Grundbedingungen hin, die erfüllt sein müssen. Die ermittelten Durchschnittswerte der Landschaftsbestandteile der neun von 37 Quadranten (= 24,3 %, bezogen auf Gesamtfläche 7,26 %) weisen auf die Bedeutung des Vorhandenseins von Laubwäldern oder eines Mosaiks von Kleinstrukturen für den Teichmolch hin (Abb. 27). Tolerabel erscheint dazu ein bestimmtes Maß räumlicher Inanspruchnahme von Feldfluren und Siedlungsraum.

Ganz ähnlich in der räumlichen Ausstattung (nach Rängen) verhalten sich Fadenmolch ($r_s = 0,96$), Grasfrosch ($r_s = 0,95$), Feuersalamander ($r_s = 0,925$) und Springfrosch ($r_s = 0,92$). Der geringste Wert ergibt sich im Vergleich mit der Kreuzkröte ($r_s = 0,61$).

Der Grad der Vergesellschaftung dokumentiert die gleiche oder andere Nutzung von Gewässern in diesen Räumen. Den höchsten Rang nimmt die Erdkröte ein (69 %), gefolgt von Bergmolch, Grasfrosch und Springfrosch (mit je 53,8 %) sowie Fadenmolch (46,1 %). Im Vergleich der Arten untereinander ergeben sich deutliche Übereinstimmungen zwischen Teich- und Bergmolch ($r_s = 0,86$; $a = 0,01$), sowie im Vergleich zum Grasfrosch ($r_s = 0,7$). Auffällig ist der geringe Wert zum Fadenmolch ($r_s = 0,41$).

Die Funde der Tiere außerhalb der Laichgewässer belegen die Mobilität dieser Art. Die vorgefundenen Maximalwerte bewegen sich zwischen 410 Meter Luftlinie (BLAB 1978) und 700 Meter (VOGT 1978; jedoch unmarkiertes Tier). Unter Zugrundelegung dieser Angaben und einer möglichen höheren Ausbreitungsleistung ergeben sich für das Untersuchungsgebiet folgende Werte der Entfernungen zwischen den jeweils nächsten Nachweisen:

n = 13 Mittelwert: 384 m (+/- 358m)
 Median: 230 m
 Streuung: 90 – 1050 m

Zwischen je zwei weiteren Nachweisen könnten entlang von Bachläufen Möglichkeiten der Verbindung bestehen. Allerdings betragen die Entfernungen 2100 bzw. 2500 Meter, so daß sich hier die Frage der Überwindbarkeit stellt. Die Anwanderung zu den Laichplätzen geschieht nach BARNDT (1980) rund um die Gewässer, allerdings dominieren die Sektoren mit Baumbestand. Diese Beispiele verdeutlichen die unterschiedlichen Ausbreitungspotentiale innerhalb einzelner Landschaftsbestandteile. Die für eine Migration wichtigen Elemente dürften vor allem das Mikroklima sowie die Versteckmöglichkeiten sein.

Auch für diese Art bietet der Laubwald in der Kulturlandschaft ganz offensichtlich die günstigsten Bedingungen für eine Ausbreitung. (Großräumige Ackerfluren mit insgesamt nachteiligen trockenen Konditionen haben dagegen hohe Mortalitätsraten zur Folge.) Ein weiterer Hinweis darauf ist die Verteilung der Laichplätze in ihrem räumlichen Verhältnis zum Wald, auch wenn immer wieder berücksichtigt werden muß, daß die Mehrzahl der (Laich-) Gewässer hier walddah gelegen ist.

Wald + 50 m	Wald + 100 m	Wald + 200 m
50,0 %	78,6 %	92,9 %
(53,6 %)	(70,7 %)	(87,8 %)
in Klammern entsprechende Werte bei KUHN (1983)		

Aus diesen Daten kommt deutlich zum Ausdruck, daß der Teichmolch zwar sonnenexponierte Laichplätze bevorzugt, im günstigsten Fall jedoch in direkter Nähe Wald oder waldähnliche Strukturen aufzufinden sind. Der im Gegensatz zu den Bufoniden der Trockenheit nur wenig Widerstand entgegengesetzte Teichmolch kann sich im Gebiet nur dort zahlenmäßig angemessen ausbreiten, wo entsprechende mikroklimatische Bedingungen

gen dies erlauben. Sehr entscheidend für die Erschließung des Raumes wird damit die Gefahr einer möglichen „Austrocknung“ der Tiere sein, welche ihrerseits eine Funktion des Verhältnisses Oberfläche:Volumen darstellt. Wenn die Zivilisationslandschaft durch intensivste Nutzung nur wenige Mosaikstrukturen unterschiedlicher Biotoptypen aufweist, kann davon ausgegangen werden, daß Ausbreitungsbewegungen erfolgreich nur innerhalb bzw. in unmittelbarer Nähe zu Wäldern oder in feuchten Talwiesen entlang von Bachsystemen verlaufen.

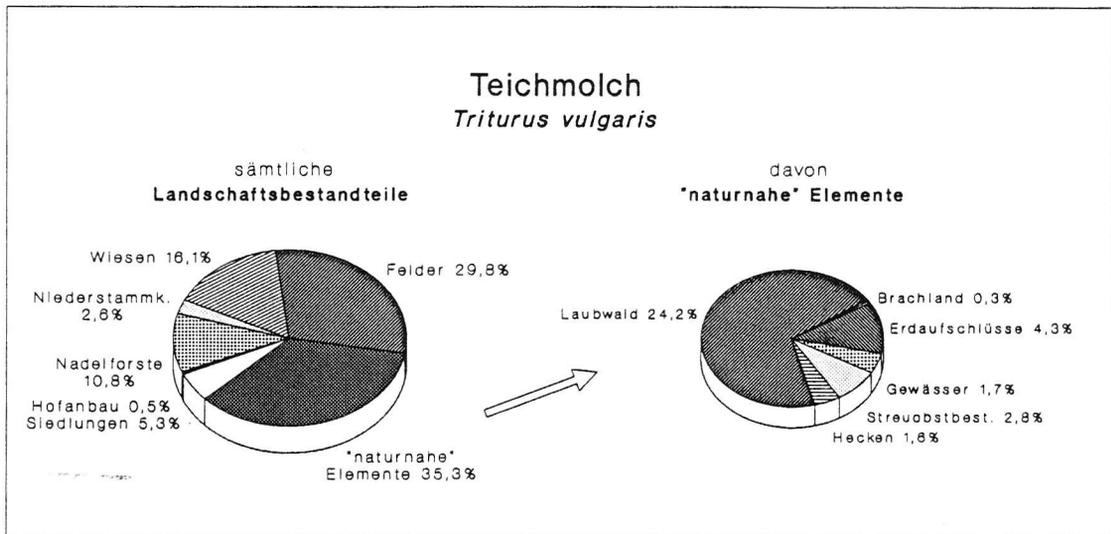


Abb. 27: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Landschaftsbestandteile in 25 ha-Quadranten des Drachenfelder Ländchens mit Teichmolch-Vorkommen.

10.11 „Wasserschfrosch“ *Rana esculenta/lessonae*

Ungeachtet der Problematik der Verwandtschaft und Bestimmung der drei heimischen Grünfroscharten, Seefrosch (*Rana ridibunda*), der Hybridform Wasserschfrosch (*Rana esculenta*) und Teichfrosch (*Rana lessonae*), wurden Nachweise im Untersuchungsgebiet pauschal der Kategorie „Wasserschfrosch“ zugerechnet. Nach den Untersuchungen von BRZOSKA (1980) im eng benachbarten Kottenforst, der in den dortigen Grünfroschpopulationen praktisch reine *R. lessonae*-Bestände ermittelte, ist freilich auch im Drachenfelder Ländchen von reinen bzw. deutlich dominierenden Anteilen von *Rana lessonae* auszugehen.

Im Untersuchungsgebiet konnten in fünf von 37 Quadranten (= 13,5 %, bezogen auf Gesamtfläche = 4,03 %) Nachweise der „Art“ erbracht werden. Die gemittelten Werte der einzelnen Landschaftsbestandteile dieser 25 ha-Flächen zeigen, daß der Anteil an Siedlungsfläche bei den „Wasserschfroschen“ der größte von allen im Gebiet vorkommenden Amphibienarten ist, desweiteren – nach der Kreuzkröte – den zweitniedrigsten an Laubwald. Die Zahlen an dieser Stelle belegen aber noch mehr, wie durch die spezielle Lage eines Laichgewässers in einem Quadranten Fehlinterpretationen aufgrund der Rechenmethode möglich sind. Das Gewässer befindet sich am Ortsrand von Pech in unmittelbarer Nähe zu „günstigen“ Wiesen und Laubwald, die prozentual nicht besonders hervortreten. Daraus ist ersichtlich, daß nicht unbedingt ein Bezug zum Siedlungsraum vorliegen muß!

Der Anteil der Feldfluren ist ebenfalls vergleichsweise hoch. Folglich ist dieser durchschnittliche Lebensraum sehr ähnlich ($r_s = 0,93$) dem restlichen, nicht von Amphibien besiedelten Raum. Das deutet auf die Fähigkeit des „Wasserfrosches“ hin, bei Vorhandensein entsprechender Gewässer selbst in die anthropogen genutzte und belastete Landschaft vorzudringen. Voraussetzung sind lediglich sonnenexponierte Gewässer in ausreichender Dichte.

Vergesellschaftet ist der „Wasserfrosch“ zu 100 % mit der Erdkröte, zu je 80 % mit Grasfrosch und Teichmolch. 60 % der Laichplätze sind auch von Springfrosch und Bergmolch besiedelt. Im Durchschnitt ist die „Art“ mit 4,2 (+/- 1,47) Arten vergesellschaftet. Dies dokumentiert die Präferenz für größere und stabilere Teiche, die einer Vielzahl von Amphibienarten durch unterschiedliche Strukturierung vor allem der Uferzonen als Laichplätze dienen können.

Zum Migrationsvermögen der juvenilen und subadulten „Wasserfrösche“ gibt es einige Hinweise in der Literatur: Nach VOGT (1981) verließen viele Jungfrösche die Gegend der Laichgewässer und wanderten im ganzen Gebiet umher. HEYM (1974) ermittelte eine Reichweite von maximal 1800 Meter Luftlinie, welche Teichfrösche innerhalb von zwei bis sechs Wochen zurücklegten. Dabei wurden bestimmte Individuen mit erhöhtem Migrationspotential für längere Landwanderungen ausgemacht. JUSZCZYK (1951, in GLANDT 1986) gibt sogar 2500 Meter an. Nach BLAB et al. (1977) zieht ein Teil der Jungtiere und auch zahlreiche subadulte und adulte Tiere zumindest in „Extensivlandschaften“ im Breitfrontzug über Land, wobei die Wanderdistanzen mehrere Kilometer betragen können. In stärker genutzten Landschaften verweilen die Jungtiere häufig in mikroklimatisch günstigen Feldrändern, um von dort bei entsprechenden Witterungsbedingungen selbst landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen zu durchqueren (ZAHN 1990). Die Tiere finden sich dann vorübergehend auch in sehr kleinen und temporären Gewässern (BLAB et al. 1977). Diese Angaben lassen vermuten, daß von einer ringförmigen Ausbreitung der Jungtiere um die Laichgewässer auszugehen ist. Die Durchdringung des Raumes ist dann wiederum eine Funktion des Ausbreitungspotentials innerhalb eines jeden angrenzenden Landschaftsbestandteils. Je nach Bedeutung der biotischen und abiotischen Wirksamkeit der einzelnen Faktoren entscheiden Mortalitätsraten über den Ausbreitungserfolg.

Die vorgefundene Situation im Untersuchungsgebiet, daß die vorhandenen „Wasserfrosch“-Populationen sehr klein sind, dazu die Bestände teilweise nicht reproduzieren und zahlreiche strukturell dem Laichplatzschema der „Art“ entsprechende Gewässer keine Besiedlung aufweisen, unterstreichen die Feststellung von BLAB (1986a), daß Grünfrösche andernorts trotz punktuell noch vorhandener Gewässer lokal ausgestorben sind, nachdem zu viele Laichplätze in einem intakten Laichplatzverbundsystem vernichtet bzw. selbst oder durch Intensivierung der Umgebungsnutzung entwertet worden waren.

Darüber hinaus indiziert das Verbreitungsbild der „Art“ im größtenteils landwirtschaftlich intensiv genutzten Drachenfelder Ländchen, daß neben grünlandumsäumten Bachtälchen offensichtlich nur noch großflächige (Laub-)Wälder bzw. ein Mosaik von nicht zu weit voneinander entfernten Laubgehölzen hinreichende Bedingungen für die „Überlandwanderungen“ aufweisen. Die Gewässer mit „Wasserfrosch“-Vorkommen weisen dementsprechend hier eine enge Lagebeziehung zum Wald bzw. zu Waldrändern auf.

Wald + 50 m	Wald + 100 m	Wald + 200 m	
16,7 % (35,5 %)	66,7 % (45,1 %)	83,3 % (61,3 %)	in Klammern Werte von KUHN (1983)

Die Verteilung der Vorkommen im Untersuchungsgebiet weist drei Schwerpunkte auf, die voneinander weitgehend räumlich getrennt liegen. In den nordwestlichen Quadranten sind drei Vorkommen mit Sicherheit den (guten) Beständen des angrenzenden Kottenforstes zuzuordnen. Am südwestlichen Rand des Untersuchungsgebietes sind die Kolonien des Erlenmaars und des Teiches der Villa Holzem*) mit hoher Wahrscheinlichkeit verbunden. Hier konnte aber über vier Kontrolljahre keine erfolgreiche Reproduktion festgestellt werden. Am Rodderberg in nordwestlicher Richtung ist lediglich ein Gewässer besiedelt, dieses steht in lockerem Zusammenhang mit rheinland-pfälzischen Vorkommen. Da zwischen diesen Schwerpunkten die Mindestentfernungen über 3000 Meter mit dazwischenliegender landwirtschaftlicher Intensivproduktion betragen, muß davon ausgegangen werden, daß kaum ein interpopulärer Austausch erfolgt.

Wiederum stellen die weiten ackerbaulich genutzten Feldfluren die höchsten Widerstände in der Landschaft dar. Aufgrund fehlender Deckung und Versteckmöglichkeiten durch eingestreute andere Strukturen sind keine Zonen zur Überdauerung z.B. klimatischer Ungunst vorhanden.

10.12 Wechselkröte *Bufo viridis*

Diese Krötenart ist lediglich einmal im Untersuchungsgebiet nachgewiesen worden. Dabei handelte es sich um zwei rufende Tiere, also nicht um einen Laichplatz. Wahrscheinlich wanderten die Tiere aus der Euskirchener/Rheinbacher Börde oder der Adendorfer Tongrube zu. Beispielsweise wurden auch im Trockenjahr 1976 einzelne Exemplare auf Wegen des Kottenforstes (wo ständige Vorkommen fehlen) gefunden. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, daß die Wechselkröte an etwa den gleichen Standorten wie die Kreuzkröte auftritt. Vergesellschaftungen beider Arten sind im Rheinland häufig. Die sehr ähnlichen Präferenzen hinsichtlich der Auswahl der Laichgewässer und des Lebensraumes treten dabei zutage. Allerdings sind im Rheinland Tendenzen zu erkennen, daß die Wechselkröte scheinbar konkurrenzfähiger als die Kreuzkröte ist und diese möglicherweise langsam verdrängt (?). In diesem Zusammenhang ist auch die seit Jahrzehnten festzustellende westliche Ausdehnung der Verbreitungsgrenze zu nennen. Vorzugsweise werden sonnenexponierte temporäre, z.T. auch Dauergewässer, auf zumeist mageren Flächen mit geringer Vegetationsausbildung als Brutplätze akzeptiert. Von grundlegender Bedeutung ist eine flache Ausgestaltung der Ufer, in der die aus bis zu 10000 Eiern bestehende Laichschnüre ohne Bezug zur Vegetation abgegeben werden (FLINDT & HEMMER 1967).

Die Art präsentiert sich als ausgesprochener Kulturfollower. Sie kann die anthropogen belastete bzw. gestaltete Landschaft als Lebensraum nutzen. Die linienhaften Strukturen in der Zivilisationslandschaft dienen dabei häufig als Leitlinien der Ausbreitung.

Über das Migrationsgeschehen bei der Wechselkröte liegen einige relativ allgemeine Angaben vor. So berichten mehrere Autoren von Wanderungen über viele Kilometer (FREISLING 1948, FLINDT & HEMMER 1968, GEIL 1962) weg von den Laichgewässern. Da leider bisher jegliche Bezugsangaben fehlen, wurde dieser Wandertypus „vagabundieren“ genannt. Diesem Begriff haftet die Bedeutung der Willkür an und es stellt sich die Frage, ob dieser Migrationstyp auf Populationsebene letztlich nicht doch gerichtet ist (d.h. nicht willkürlich). Mehrjährige Untersuchungen an einer Wechselkrötenpopulation ergaben Maximalwerte von 1800 Meter, allerdings wurde das Gros der Tiere in einem Radius bis

*) Letzteres Vorkommen ist aber seit wenigstens 1987 erloschen!

zu 600 Meter gefunden (SAUER 1988). Auch eine andere untersuchte Population verhielt sich ähnlich. Neugebildete Gewässer innerhalb dieser Radien wurden spontan zumindest von Männchen besiedelt.

Das Ausbreitungspotential dieser Art scheint weniger durch die mikroklimatischen Bedingungen der Landschaftsbestandteile begrenzt zu sein, als durch die anderen Elemente Verstecke und Nahrungsangebot. Die hohen Wanderleistungen in kürzester Zeit selbst durch trockene Agrarflächen sind als diesbezügliches Indiz zu werten.

11. Gesamtbetrachtung von Biotopnutzung, Raumeinbindung und Ausbreitungspotential bei Amphibien

11.1 Allgemeines

Ein Ziel landschaftsökologischer Forschung ist es, art-, artengruppen- und raumbezogene Grundeinheiten auszuweisen. Bezüglich der Lurche bedeutet dies vor allem, die notwendigen Qualitäten und Quantitäten in allen Teillebensräumen (insbesondere also Laichgewässer, Sommer- und Winterhabitate sowie Wanderterritorien) zu analysieren, zu gewichten, dazu den erforderlichen Raum- und Flächenbedarf der Populationen aufgrund der Verknüpfung der Teillebensräume der Individuen zu ermitteln, bzw. – umgekehrt – den Einfluß der Gesamtlandschaft auf die Populationen.

Da die erstgenannten Aspekte solcher Habitatanalysen bereits in früheren Arbeiten (BLAB 1978, 1986a) sehr ausführlich abgehandelt wurden, wird in dieser Studie das Schwergewicht der Ausführungen auf die Gunst resp. Ungunst der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Landschaftselemente für die Amphibien unter besonderer Berücksichtigung der Ausbreitungsökologie, d.h. v.a. der „Durchdringbarkeit“ der Landschaften bzw. ihrer Einzelkomponenten für diese Tiergruppe gelegt.

Die Komplexität der Amphibienbiotope sowie die große Bandbreite der potentiellen Raumüberwindung erschweren eine Konkretisierung dieser Fragen. Zwar nehmen die Aufenthaltswahrscheinlichkeiten mit der Entfernung vom Gewässer ab, doch sagt dies noch nichts über die Notwendigkeit und Wichtigkeit von Migrationen über weite Distanzen aus.

Gerade in der Zivilisationslandschaft ist die Frage der Ausbreitungspotenz der Arten von erheblicher Bedeutung, da die Lebensräume häufig isoliert zwischen anderen, „besiedlungsfeindlichen“ Flächen gelegen sind. Unter dem Gesichtspunkt der Qualität und Quantität von Biotopen sowie der Entfernung potentieller Brutplätze sind auch die notwendigen Raumansprüche den örtlichen Gegebenheiten anzupassen.

Bei räumlich weit getrennt gelegenen Laichplätzen ist zur Bewältigung der Strecke bzw. zum Austausch mit anderen Populationen eine größere Migrationspotenz notwendig. Bezogen auf die Migrationsleistung aller Individuen einer Population sind dann vor allem die Tiere mit hohem Wandervermögen wichtig.

Um die Sicherung dieser Strategie zu gewährleisten, müssen verbliebene potentielle Brutgewässer entsprechend dem Ausbreitungspotential der einzelnen Arten in den Landschaftselementen linienhaft oder durch flächige Rückzugsgebiete miteinander verbunden sein. Ganz entscheidend im Hinblick auf die Nutzung ist aber auch der Feuchtigkeitsgrad und die Versteckmöglichkeiten in den terrestrischen Bereichen.

So wird deutlich, daß in Zeiten während trockener Perioden sehr wahrscheinlich nur eine geringe oder gar keine Ausbreitung zu verzeichnen ist, da dann die hygrischen Verhältnisse am Boden und in den bodennahen Strata in ansonsten günstigen Landschaftselementen ins Minimum geraten. Weitere Belege für solche Abhängigkeiten sind die Ausbreitungspotentiale auf Äckern und Straßen bei entsprechender Witterung. Ein Barriereeffekt (MADER 1981) läßt sich nur bei trockener Witterung und durch Mortalität (Pkw-Verkehr) feststellen.

Einen vermutlich noch stärkeren Einfluß auf das Ausbreitungsvermögen einer Population dürften die klimatischen Verhältnisse über längere Zeiträume besitzen. Derartige Wirkungsanalysen hinsichtlich der Ausbreitung, z.B. von mehreren Trockenjahren in Folge, fehlen freilich noch völlig.

11.2 Sicherung der Ausbreitung

Die Ausbreitung muß (neben äußeren Faktoren) theoretisch durch bestimmte genetisch festgelegte und/oder erlernte Verhaltensmechanismen gewährleistet sein, da sämtliche Lebensräume z.B. durch klimatische und morphologische Prozesse einer ständigen Veränderung unterworfen sind und somit die Artsicherung in Form festgelegter Ausbreitungsstrategien notwendig ist. Da systematische Untersuchungen hierzu noch völlig fehlen, können im folgenden lediglich die theoretischen Möglichkeiten erörtert werden, welche teilweise durch Versetzungsversuche an einzelnen Arten überprüft worden sind.

Wie aus den einzelnen Artbesprechungen (Kap. 10) ersichtlich, wird vielfach eine Ausbreitung vor allem durch noch nicht geprägte Jungtiere angenommen. Indizien dafür sind die für fast alle Arten hohen Reproduktionsleistungen, welche die Kapazität des den Brutplätzen angrenzenden Areals vielfach mit Sicherheit übersteigen und ein Abdrängen der Jungtiere in andere Bereiche wahrscheinlich machen. Andererseits ergeben sich immer wieder Hinweise, daß Adulttiere ebenfalls an einer aktiven Verbreitung beteiligt sind. Dies ist nicht nur auf besonders vagile Arten beschränkt, sondern auch auf ansonsten laichplatztreue.

Lediglich der Anteil dieser Pionierreserve an der Gesamtpopulation wird in Abhängigkeit von der Lebensweise der Art unterschiedlich ausfallen. Beispielsweise zeigen die Untersuchungen von STUMPEL & HANEKAMP (1986) bei Laubfröschen, daß 82 % der Individuen sich weniger als 850m vom Laichgewässer entfernen (d.h. in etwa als standorttreu zu bezeichnen sind), aber 4 % mehr als 4000m zurücklegen. Interpretiert man diese Wanderleistungen als Ausdruck der Pionierstrategie, so wird deutlich, daß bei Laubfröschen der Anteil dieser Strategie etwa 20-30 % der Gesamtpopulation betragen könnte.

Nachfolgende Tabelle 12 zeigt unseren aktuellen Kenntnisstand zu den nachgewiesenen individuellen Wanderleistungen verschiedener Amphibienarten. Freilich sind unsere Kenntnisse hierzu sehr lückenhaft. Diese Daten sind mithin nur als vorläufige Orientierungshilfen zu betrachten.

Bergmolch	400 m *) >1000 m	BLAB 1978 VILTER & VILTER 1967 in GLANDT 1986
Erdkröte	4000 - 6000 m 3000 m 2200 m *)	FELDMANN 1981 HEUSSER 1968 BLAB 1978
Fadenmolch	400 m *)	BLAB 1978
Feuersalamander	1100 m 1050 m	BLAB 1978 MATLLER 1990
Geburtshelferkröte	500 m 200 - 500 m 1200 m	MAI 1984, BELZ 1982 THIESMAIER 1987 in KORDGES et al. 1989 GILLANDT & MARTENS 1983
Gelbbauchunke	2000 m bis 4000 m 2000 m	GRÜTZMANN 1977 mdl. BLAB 1978 SCHLÜPMANN 1981
Grasfrosch	1250 m **) >750 m *) **)	KUHN 1986 BLAB 1978
Kammolch	800 m	BLAB 1978
Knoblauchkröte	1200 m 600 m	GILLAND & MARTENS 1983 STÖCKLEIN 1980
Kreuzkröte	1300 m 1000 - 1300 m in der Regel 600 m	NIEKISCH 1979 SAUER 1988
Laubfrosch	126 000 m	STUMPEL & HANEKAMP 1986
Springfrosch	1700 m *) **) in der Regel 400 - 500 m	BLAB 1978
Teichmolch	700 m 410 m *)	VOGT 1978 BLAB 1978
„Wasserfrosch“	2500 m **)	JUSZCZYK 1951 in GLANDT 1986
Wechselkröte	mehrere km 1800 m in der Regel 600 m	FREISLING 1948, FLINDT & HEMMER 1968, GEIL 1962 SAUER 1988

Tab. 12:

Zusammenstellung der höchsten bekannten Migrationsleistungen bei adulten Tieren der heimischen Lurche (unter Angabe der Autoren). Insbesondere Jungtiere, nicht selten wohl aber auch semiadulte und adulte Tiere legen sicherlich noch ungleich größere Distanzen zurück.

*) Hierbei handelt es sich um Angaben zum maximalen Radius des Jahreslebensraumes der Tiere, der für das Gros der Alttiere gilt. Jungtierwanderungen und einzelne „Ausreißer“ bei den Alttieren finden dabei keine Berücksichtigung (vgl. BLAB 1978).

**) Die tatsächlichen Wanderleistungen dieser Arten sind sicherlich ungleich größer.

11.3 Stellenwert ausgewählter wichtiger Landschaftsbestandteile für die Ausbreitung

Abbildung 28 zeigt – aufgeschlüsselt nach Arten – die Verteilung der Landschaftsbestandteile auf die Quadranten mit Laichplätzen der jeweiligen Art. Zu der hier gewählten Methode, aus der Zusammensetzung des Umlandes von Laichplätzen auf die Gunst bzw. Ungunst der einzelnen Raumeinheiten für Amphibien zu schließen, ist freilich deutlich einschränkend festzuhalten, daß dieses Verfahren keine strikte wissenschaftliche Beweisführung ist, sondern vielmehr als Näherung im Sinne einer Plausibilitätsabschätzung zu betrachten ist (vgl. hierzu auch Methoden und Fehlerabschätzung, Kap. 7). Unbescha-

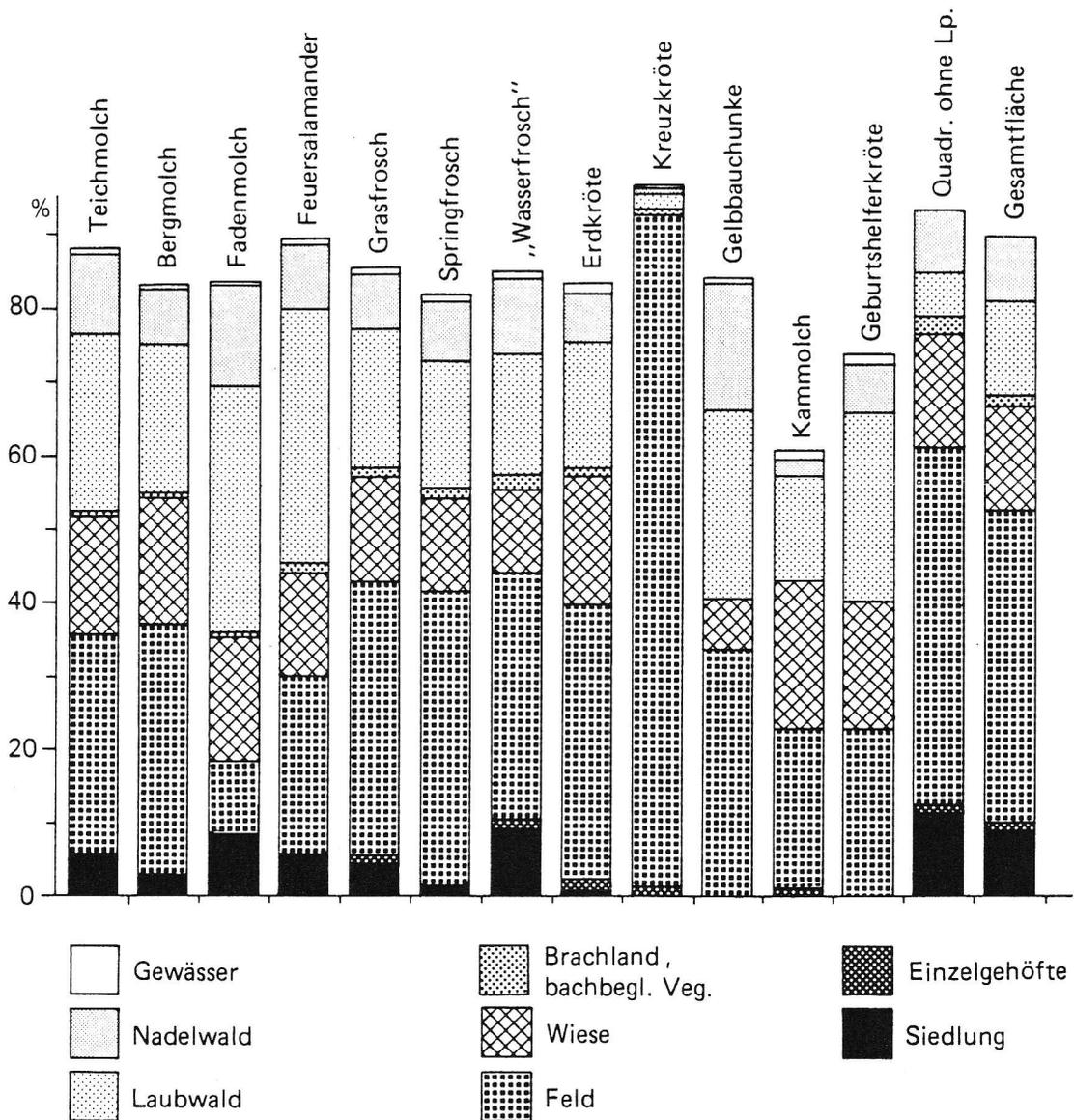


Abb.28: Durchschnittliche prozentuale Verteilung der wichtigsten Landschaftsbestandteile im Drachenfels-Ländchen auf 25 ha-Quadranten mit Laichplätzen der einzelnen Arten sowie auf die Gesamtfläche und auf Quadranten ohne Laichplätze.

det dessen kommt solchen Analysen angesichts der Komplexität der Fragestellung aber dennoch ein hoher Wert für das Verständnis naturhaushaltlicher Zusammenhänge in anthropogen stark geprägten Landschaften zu. Weiterhin werden hierdurch die Schwierigkeiten und Möglichkeiten im Zusammenhang mit ausbreitungsökologischen Fragestellungen focussiert, deren weitergehende Klärung dann wiederum speziellen Freilandexperimenten vorbehalten bleibt.

Laubwald

Der unter den aktuellen Bedingungen für die Mehrzahl der Lurcharten wichtigste terrestrische Landschaftsbestandteil des Drachenfelder Ländchens ist der Laubwald. Bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes sind 12,3 % Laubwald, auf die Quadranten ohne jegliche Laichplätze lediglich 6,0 %. Außer der Kreuzkröte (2,4 %; bei $n = 3$) weichen sämtliche anderen Arten z.T. ganz erheblich von den genannten durchschnittlichen Angaben ab (vgl. Abb. 28). So gibt es im Untersuchungsgebiet keinen größeren Waldbereich, der nicht Amphibien beheimatet. Eine entscheidende Ursache dafür ist einmal zweifelsohne der hier im wesentlichen nur auf Waldbereiche beschränkte hohe Gewässeranteil, was bei sämtlichen „errechneten Präferenzen“ als Korrekturfaktor zu berücksichtigen ist! Die Ergebnisse dieser Untersuchung belegen aber auch, daß diesem Landschaftsteil darüber hinaus die bedeutendste Rolle für die Ausbreitung von feuchtigkeitsbedürftigen Amphibienarten im Gebiet zukommt. Das deutet – wie schon in den Artmonographien, z.B. bei Gelbbauchunke, „Wasserschwamm“ und Fadenmolch dargelegt – auf ein hohes Ausbreitungspotential selbst bei Arten hin, die eigentlich zunächst andere Laichplatz- und Lebensraumpräferenzen aufweisen. Wichtig ist der Bodenwasserhaushalt bzw. die Feuchtigkeit der bodennahen Luftschichten im Zusammenwirken mit der Vegetation, die hier zumeist günstiger als im Offenland sind und damit an der Bodenoberfläche geeignete mikroklimatische Bedingungen schaffen. Möglicherweise bedingt eine Hydrotaxis die Orientierung in solchen Bereichen, die ohne herausragende Landmarken (z.B. ein geschlossener Laubwald ohne Lichtungen etc.) gekennzeichnet sind.

Unter den hier vorgefundenen Bedingungen der Zivilisationslandschaft kommt somit ganz offensichtlich dem Durchdringungsgrad der Landschaft mit Laubwäldern ausbreitungsökologisch eine zentrale Bedeutung zu, nicht zuletzt auch, weil dieser Biotoptyp für die Mehrzahl der Arten ein ganz wichtiger Lebensraumtyp bzw. Aktionsraum außerhalb der Laichzeit ist. (Zumindest gilt dies unter den heutigen Bedingungen, wo die intensiv genutzten Fluren allgemein zu trocken sind.) Da das Wasserbindevermögen der Wälder auch in Zusammenhang mit der Gewässerhäufigkeit zu sehen ist, wird verständlich, daß in der Kulturlandschaft Laubwälder insgesamt die besten Voraussetzungen für einen Teillebensraum der meisten heimischen Lurche bieten. Abgesehen von den obligat thermophilen Offenlandarten (Laubfrosch, Kreuzkröte, Wechselkröte, Geburtshelferkröte) finden in der Zivilisationslandschaft sämtliche anderen Arten ihre günstigen Lebensräume (Laichgewässer ausgenommen) in oder zumindest in unmittelbarer Nähe zum Laubwald gelegen.

Wie Abbildung 28 zeigt, ist dabei die Präferenz für diesen Biotoptyp beim Feuersalamander (33,4 % bei $n = 15$) am stärksten ausgeprägt. Hierbei muß zusätzlich erwähnt werden, daß für diese Art fast sämtliche Nachweise im oder zumindest direkt am Rand eines Laubwaldes registriert wurden (Larven in Bachsystemen). Ein ebenfalls hoher durchschnittlicher Laubwaldanteil wird für den Fadenmolch errechnet (32,8 % bei $n = 7$). Er kann allerdings auch im gekammerten Offenland auftreten. Für die anderen Arten gelten ähnliche Bindungen an den Laubwald bzw. sind dort die höchsten Abundanzen feststell-

bar. Lediglich für die Kreuz- und die Wechselkröte stellen Laubwälder eher ungünstige Bereiche dar.

Nadelwald

Für die Besiedlung und Nutzung des Nadelwaldes als Amphibien-Lebensraum gibt es im Vergleich zum Laubwald nur relativ wenige Hinweise. Zumeist meiden die Amphibien diese Areale. Vor allem dicht geschlossene Wälder werden nicht als Lebensraum angenommen bzw. höchstens mit sehr geringer Abundanz besiedelt. In der Literatur finden offene Typen mit ausgeprägten Lichtungen dagegen häufiger Erwähnung. Hier bedingt ganz offensichtlich die Kopplung von Offenland mit geschlossenen Bereichen (Waldrandeffekt) günstige Bedingungen für einige Arten. An diesen Stellen ist die Zusammenfügung der hygrischen Faktoren, der thermischen Bedürfnisse und des Nahrungsangebotes höchstwahrscheinlich positiv.

Im Untersuchungsgebiet beträgt der Anteil an Nadelwaldflächen 8,9 %, der nicht mit Laichplätzen ausgestatteten Quadranten 8,1 % (bei $n = 88$). Erheblich darunter liegen die Werte für Kreuzkröte (0,6 % bei $n = 3$) und Kammolch (2,5 % bei $n = 3$). Der höchste Wert wurde für die Gelbbauchunke ermittelt (17,8 % bei $n = 4$). Verantwortlich dafür ist ein hoher Nadelwaldanteil in einem Fundquadranten (also hier mehr ein Einfluß der Rechenmethode!). Da nur wenige Nachweise aus Nadelwäldern vorliegen ist anzunehmen, daß das Ausbreitungspotential in diesem Biotoptyp geringer ausgeprägt ist bzw. von der konkreten Ausgestaltung des Nadelwaldes abhängig ist. Obwohl vermutlich genügend Versteckmöglichkeiten in diesem Biotoptyp vorhanden sind, scheinen die thermischen und hygrischen Verhältnisse eher suboptimal für die Lurche zu sein. In ähnlicher Weise könnten auch die hier im allgemeinen niedrigeren pH-Werte wirksam werden.

Die Bedeutung von Nadelwäldern als besonders ausbreitungswirksamer Landschaftsteil dürfte demnach eher gering sein.

Bachbegleitende Vegetation

Dieser Landschaftsbestandteil ist in quantitativer Hinsicht wenig interpretierbar. Im Untersuchungsgebiet entfallen insgesamt nur 0,55 % der Fläche auf diese Kategorie. Bezüglich der Wirkung auf Amphibien sind jedoch ausgeprägte Abhängigkeiten wahrscheinlich. Vor allem hinsichtlich der Ausbreitung entlang von Bachsystemen zeichnen sich feuchte Bereiche mit einem hohen Ausbreitungspotential aus. Grasfrösche, Grünfrösche, Springfrösche und Feuersalamander finden sich auch im Untersuchungsgebiet in der Mehrzahl an Bachsystemen und deren Randbereichen. So kommt diesem, flächenanteilig nur gering vertretenem, allerdings stark „raumerschließendem“ „Biotoptyp“ eine möglicherweise außerordentlich wichtige Bedeutung hinsichtlich der Fernausbreitung zu. Vor allem das Eindringen von Amphibien in urbane Bereiche kann oftmals nur auf diese Weise erfolgreich werden, da die gesteigerte Mortalität in anderen Sektoren ansonsten kaum einen Austausch zuläßt.

Häufig ist im Untersuchungsgebiet die bachnahe Umgebung durch ein „unruhiges“ Relief gekennzeichnet, das land- oder forstwirtschaftlich nicht nutzbar ist. Dadurch verbleibt die direkt angrenzende Vegetation z.T. in einem naturnahen Zustand, der durch eine Ausbildung unterschiedlicher horizontaler und vertikaler Vegetationsstufungen ausgezeichnet ist. Das ist wiederum sehr vorteilhaft für relativ feuchte bodennahe Luftschichten, die ihrerseits eine entscheidende Vorbedingung für das Vorkommen der Lurche sind.

Hecke

Dieses in der Literatur häufig als sehr positiv für Amphibien beschriebene Strukturelement hat lediglich für den Laubfrosch einen direkten Bezug durch Nutzung der besonderen Exposition. Darüber hinausgehende Angaben zu anderen Arten zeichnen sich zu meist eher durch geringe Präzision aus, bedingt allerdings auch durch methodische Schwierigkeiten. Da die Flächenanteile in dem vorgegebenen Untersuchungsgebiet nur einen geringen Umfang annehmen, sind Interpretationen hinsichtlich der direkten flächenhaften Wirkung einer bestimmten Heckenanordnung oder eines bestimmten Heckenaufbaus auf die Lurche hier nicht möglich.

Unter Würdigung der in der Literatur gegebenen Informationen kann dieser Biotoptyp als ein wichtiges kammerndes Landschaftselement aufgefaßt werden, das weniger durch die flächenhafte Ausdehnung als vielmehr im Verbund mit anderen, ausbreitungsökologisch positiv zu beurteilenden Biotoptypen, durch mikroklimatisch günstige Eigenschaften, Versteckplätze und Nahrungsangebot ausbreitungsökologisch wirksam sein kann. Allerdings gibt es zu diesem Problem keine eingehenden Studien.

Entsprechende Strukturen im Gelände bieten, ähnlich den Waldrändern, die Möglichkeit einer positiv taktischen Bewegung hin zu dunklen Silhouetten (KARTHAUS 1985) bzw. ähnliche Vorgänge wie beim Kulisseneffekt (HEUSSER 1968a). Für einzelne Arten, insbesondere Erdkröte und Grasfrosch, können Hecken darüberhinaus sicherlich auch die Funktion von Sommereinständen übernehmen.

Streuobstbestände/Niederstammkulturen

Hinsichtlich der Nutzung von Streuobstwiesen und/oder Niederstammkulturen als Lebensräume gibt es in der Literatur keine hier verwertbaren Hinweise. Es ist jedoch anzunehmen, daß sie im Hinblick auf die Faktoren Nahrungsangebot, Mikroklima und Versteckmöglichkeiten unterschiedlich wertig sind und genutzt werden. Für den Streuobstbereich kann der Vergleich mit einem Laubgehölz herangezogen werden. Somit kommt diesem Biotoptyp als potentielltem Aktionsraum der Amphibien außerhalb der Laichzeit eventuell eine Funktion zu. Dort wo Laubgehölze entsprechender Ausführung fehlen, können Streuobstbereiche theoretisch den Lebensraum ersetzen (BLAB 1986b). Diese Bereiche weisen ein hohes Arten- und Individuenspektrum an Insekten auf und können damit auch ein günstiges Nahrungsangebot für Lurche darstellen. Nicht unerheblich sind sodann die mikroklimatischen Gunstbereiche dieses Landschaftsteils.

Die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet bieten nur in einem Bereich den Ansatz eines Tranfers. Einige Gewässer am Rodderberg sind von Niederstammkulturen und Streuobstbeständen umgeben. Da Niederstammkulturen aus strukturellen Gründen sowie wegen des Biozideinsatzes wenig Lebensraumqualitäten und -möglichkeiten bieten, dürften vor allem die Streuobstbereiche als Aktionsraum und potentielles Ausbreitungsfeld dienen. Allerdings wird die Barrierewirkung von Niederstammkulturen das Ausbreitungspotential nicht zu sehr herabsetzen, da diese durch ihre Vegetationszusammensetzung (mechanischer Widerstand) eher als suboptimale Lebensräume zu bezeichnen sind und wenigstens die Ausbreitung (möglicherweise) wenig beeinflussen. Als Sommerlebensraum scheiden diese Bereiche u.a. wegen des starken Biozideinsatzes (Vergiftung, stark reduzierte Nahrungsbasis) und der intensiven mechanischen Bearbeitung des weiteren Umfeldes der Baumscheiben (z.B. Kreiselmäher) freilich weitgehend aus.

Erdaufschlüsse

Diese Bereiche haben für Amphibien eine ganz wichtige Funktion. Durch die weit verbreiteten kleinen Erdaufschlüsse und Gruben in den Randgebieten der Ortschaften, die in den letzten Jahrhunderten zur Gewinnung von Bodenschätzen wie Ton, Sand, Kies etc. ausgehoben wurden, sind insbesondere für einige thermophile und xerotolerante Lurcharten optimale Lebensraum- und Laichplatzbedingungen geschaffen worden. Flache temporäre Gewässer in solchen Aufschlüssen zusammen mit einem in der Unterlage grabbarem Substrat sind für Kreuzkröte, Knoblauchkröte und – mit Abstrichen – Gelbbauchunke obligatorisch. Ebenfalls häufig ist hier die Wechselkröte anzutreffen. Auch Laubfrösche vermögen derartige Bereiche zu besiedeln, selbst wenn sie von intensiven Landwirtschaftsflächen umgeben sind (PLACHTER 1983).

Durch die Änderung der Abbautätigkeit hin zu großflächigen Gruben (parallel zu sehen im Hinblick auf „großflächige“, industrielle Landwirtschaft) und einer abschließenden Nutzung als Deponie (Verfüllung), sind Erdaufschlüsse im alten Sinne rar geworden. Deren Vorteil bestand in einer – auf die Fläche bezogen – hohen Punktdichte, die für eine Ausbreitung und den Austausch nicht zu unterschätzen ist. In diesem Zusammenhang (für diese Amphibienarten) ist als Antwort auf SLOSS (some large or several small?) eindeutig die letztere Möglichkeit zu nennen!

Allerdings ist die Nutzung dieser offenen Sekundärhabitats ohnehin auf Arten beschränkt, die eine Präferenz für sonnenexponierte Laichgewässer aufweisen, bzw. für angrenzende Offenlandstrukturen (z.B. Geburtshelferkröte). So geht z.B. im nördlichen Rheinland die Verbreitung der Wechselkröte mit den Sand- und Kiesgruben sowie den Braunkohleabbaugebieten einher (NIEKISCH 1982, VENCES & GLAW 1987). Größere und tiefere, mit reichlich submerser Vegetation ausgestattete Tümpel und Teiche werden gern vom Kammolch besiedelt.

Entsprechend fallen auch die Werte im Untersuchungsgebiet aus: Die Geburtshelferkröte (17,6 % bei $n = 2$) hat den höchsten durchschnittlichen Flächenanteil an Erdaufschlüssen, es folgen Kammolch (12,0 % bei $n = 3$) und Gelbbauchunke (11,6 % bei $n = 4$). Die geringsten Werte weisen Bergmolch (0,04 % bei $n = 10$) und „Wasserfrosch“ (0,13 % bei $n = 6$) auf. Bezogen auf die Gesamtfläche sind 0,72 % Erdaufschlüsse, auf die Quadranten ohne Laichplätze 0,31 %.

Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß der Gesamtflächenanteil im wesentlichen aus drei Gruben(-systemen) resultiert, die ihrerseits in typischer Weise von bestimmten Amphibien besiedelt werden. Im Sand-/Kiesabbau sind vor allem Kreuzkröten zu finden, in der Kaolingrube Gelbbauchunken, Kammolche und Geburtshelferkröten. Das Gewässer am Dächelsberg als älteres und länger bestehendes Gewässer, zeigt wiederum eine andere Zusammensetzung, es dominieren Erdkröte und Grasfrosch.

Wiese

Unter diesem Begriff sind in der Untersuchung eine Vielzahl anthropogen entstandener Lebensräume zusammengefaßt. Darunter fallen z.B. Feucht- und Naßwiesen, Frischwiesen und -weiden sowie intensiv genutzte Weideflächen, wobei hier bei weitem die intensiven Weideflächen und Mähwiesen dominieren. Innerhalb dieser Palette ergeben sich für Amphibien völlig unterschiedliche Lebensraumbedingungen. So werden extensive Naßwiesen z.B. gerne von Grasfröschen, Springfröschen, Erdkröten und Laubfröschen besiedelt, während intensiv genutzte Weideflächen von diesen Arten gemieden werden. In Anlehnung an die mikroklimatischen Verhältnisse und Versteckmöglichkeiten, welche offene, landwirtschaftlich genutzte Feldfluren bieten, treten wahrscheinlich ähnliche Pro-

bleme auch in durch Viehtritt und -verbiß kurz gehaltenen Weidekomplexen auf. Durch die Großflächigkeit der mikroklimatischen Ungunst an der Bodenoberfläche sowie des gleichförmigen Reliefs (zusätzlich mögliche Verdichtung des Bodens) ohne Verstecke ist das Ausbreitungspotential für die Mehrzahl der Lurche, vor allem für die Caudaten (durch Verhältnis Oberfläche:Volumen eher austrocknungsgefährdet), als gering zu betrachten. Stark vereinfachend läßt sich feststellen, daß der Wert von Wiesenkomplexen für Amphibien ganz wesentlich vom Grad der Nutzung abhängig ist. Bei einer Intensivnutzung gelten ähnliche Voraussetzungen wie für die Feldfluren. GLANDT (1989) wies für eine Moor-froschpopulation nach, daß in kurzer Zeit (zwei bis drei Jahre) nach einer Extensivierung von Grünland auf zwei Großvieheinheiten pro ha und weniger, dieser Bereich in höherem Maße besiedelt wurde als unter den zuvor gegebenen Bedingungen. Während in den Jahren davor die Funde vor allem in Drainagegräben registriert wurden, zeigte sich im weiteren Verlauf die Tendenz zu einer Gleichverteilung auf sämtliche potentielle Lebensraumtypen der Umgebung.

Im Untersuchungsgebiet weichen die Werte (außer bei Kreuzkröte und Gelbbauchunke) für die einzelnen durchschnittlichen Flächenanteile in Quadranten mit Laichplätzen nur in geringem, wenig aussagekräftigem Maße (11,3 % bis 20,3 %) von dem Wert (14,7 % bei $n = 88$) der Bereiche ohne jegliche Laichplätze ab. Der höchste Wert dokumentiert sich für das Umfeld des Kammolchs (20,3 % bei $n = 3$), was in Einklang mit der Lebensweise des Lurchs steht (s. Abschn. 10,7). Die geringsten Werte treten erwartungsgemäß bei Kreuzkröte (0,3 % bei $n = 3$) und Gelbbauchunke (6,9 % bei $n = 4$) auf, die aufgrund ihrer Lebensraumpräferenzen in solchen Bereichen nur selten anzutreffen sind. Im Untersuchungsgebiet erschwert zudem der Umstand eine Bewertung von „Wiesen“, daß sie in nahezu allen Fällen in nächster Nähe zu Laubwäldern oder Bachläufen gelegen sind, so daß eine eindeutige Zuordnung eines möglichen Wirkungsfaktors nicht schlüssig zu vollziehen ist.

Feld

Die intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen sind durch ihre unterschiedliche Strukturierung und Einbindung in die Landschaft sehr schwer hinsichtlich einer Nutzung durch Amphibien zu beurteilen. Zusätzlich fehlen Gewässer jeglicher Art innerhalb dieser Nutzungsformen (außer Erlenmaar).

Da sich diese Flächennutzung im Untersuchungsraum in weiten Teilen kilometerweit erstreckt, sind Auswirkungen auf Mortalität und/oder Ausbreitung vorgegeben. Es ist zwar zu erwarten, daß nicht zu unterschätzende Unterschiede zwischen z.B. Hackfruchtanbau und Getreidefeldern infolge unterschiedlicher Raumwiderstände und starker Unterschiede im Mikroklima bestehen, allen gemeinsam ist jedoch die breite flächenhafte Ausdehnung und die damit verbundene fehlende Ausbildung von Ökotonen bzw. potentiellen Ruhezonen. Häufig wird zudem in diesen Bereichen durch Drainagemaßnahmen der Bodenwasserhaushalt sowie durch Verdichtung das Mikrorelief zu Ungunsten der Amphibien verändert.

Demzufolge werden die meisten Lurche nur dort auf Feldfluren gefunden, wo in unmittelbarer bzw. erreichbarer Nähe andere, günstigere Biotoptypen zu finden sind. Zur Durchwanderung größerer Teile dieses Landschaftstyps sind scheinbar nur Kreuz- und vor allem Wechselkröte sowie – eingeschränkt – Erdkröte, Gras- und Springfrosch befähigt. Zusätzlich beschränkt die Empfindlichkeit gegenüber Pestiziden, wie z.B. beim Laubfrosch (vgl. NÖLLERT 1980), erheblich den Wirkungsbereich innerhalb solcher Nutzungen. Für die Caudaten sind ohnehin ungünstige Bedingungen in Feldfluren zu erwarten, da

sich, je nach Bewuchsform, die mikroklimatischen Verhältnisse schnell zur Ungunst verschieben können. Verstärkend wirkt sich dann aus, daß keine Unterschlupfmöglichkeiten gegeben sind. Da die Raniden weniger xerotolerant als die Bufoniden sind, dürfte auch das Ausbreitungspotential für diese Gruppe innerhalb dieses Landschaftstyps wesentlich geringer ausfallen. Aber selbst Erdkröten verlassen Feldfluren wieder, wenn die Verhältnisse ungünstig werden und kehren in den Wald zurück (HEUSSER 1968a).

Wesentlich besser dagegen werden selbst konventionell genutzte Agrarflächen erschlossen, wenn sie von einem Mosaik von verschiedenen Biotoptypen durchdrungen sind. Zwar nehmen die Tiere diese Bereiche in der Regel nicht als ständige Überdauerungsplätze an (Ausnahme Knoblauchkröte, z.T. werden auch Erdkröten in Maisfeldern beobachtet), aber der Erschließungsgrad der Aktionsräume zur Nahrungssuche und das Ausbreitungspotential werden merklich erhöht. Wichtig scheinen in diesem Zusammenhang Waldränder, Hecken, Feldraine, Gräben, Feldgehölze, grasige Feldwege, Brachflächen, extensiv bewirtschaftete Flächen usw. zu sein. Sämtliche Flächen zeichnen sich durch eine ausgeprägte geschlossene Vegetationsschicht bzw. -stufung aus, die sowohl mikroklimatisch günstiger ist als auch bessere Unterschlupfmöglichkeiten bietet (Schutz vor Austrocknung).

Folglich ist vor allen Dingen die großflächige Ausdehnung der Agrarflächen (neben den stofflichen Belastungen) besonders katastrophal für die Lurche. In diesem Zusammenhang ist sodann außerdem die „industrielle“ Aufbereitung des Bodens mit schwerem Gerät zu berücksichtigen, die ihrerseits eine flächenhafte Einebnung des Reliefs (Reduzierung der Unterschlupfmöglichkeiten) sowie eine Verdichtung des Bodens, also eine spürbare Erhöhung des Durchdringungswiderstandes zur Folge hat. Vor allem für die Ausbreitung juveniler Tiere, die ganz besonders von mikroklimatischer Ungunst (Verhältnis Oberfläche:Volumen) betroffen werden, sind aber Versteckmöglichkeiten bzw. Ruhezonen von ganz entscheidender Bedeutung!

Im Untersuchungsgebiet ist etwa ein Drittel der Fläche der durchschnittlichen Laichplatzquadranten als Feldfluren ausgewiesen. Bezogen auf die 25 ha-Quadranten ohne Laichplätze resultieren 48,1 %, auf die Gesamtfläche der 124 Quadranten sind es 42,7 %.

Fadenmolch (9,7 % bei $n = 7$), Feuersalamander (24,6 % bei $n = 15$), Kammolch (20,6 % bei $n = 3$) und Geburtshelferkröte (22,1 % bei $n = 2$) weisen ausgeprägte Präferenzen für andere Landschaftsteile auf. Vor allem die Kreuzkröte (90,5 % bei $n = 3$), aber auch Springfrosch (39,5 % bei $n = 11$) und Erdkröte (38,0 % bei $n = 14$) tolerieren demgegenüber im Untersuchungsgebiet einen höheren Nutzungsgrad durch Feldfluren. Allerdings muß hier noch berücksichtigt werden, daß zudem – wie zu erwarten – auch die Art der Feldfrucht einen ganz erheblichen Einfluß auf das Migrationsgeschehen hat. So ist bei zur Zeit laufenden Untersuchungen im selben Gebiet (SCHÄFER-BREDENBROCK in Vorb.) festgestellt worden, daß für Adulttiere der Erdkröte Getreidefelder weniger erhebliche Wanderungswiderstände darstellen, als dies für Jungtiere der Fall ist. Ganz ähnliche Ergebnisse deuten sich für den Maisanbau an.

Siedlung

Die Wirkung von Siedlungsstrukturen mit ihren versiegelten Flächen und zahlreichen Barrieren auf die einzelnen Amphibienarten ist sehr unterschiedlich. Die mobilen und xerotoleranten Arten, wie z.B. sämtliche heimischen echten Kröten, vermögen solche Raumausschnitte zu queren bzw. zum Teil als Überdauerungsplätze zu nutzen. Ganz wesentlich ist in diesem Zusammenhang die Bedeutung von Gewässern und Feuchtzonen

in öffentlichen Grünanlagen zu sehen. Sie stellen bei entsprechender Struktur und Wasserqualität theoretisch wertvolle Refugialbiotope inmitten ansonsten amphibienfeindlicher Nutzungen dar. In der Regel bilden Siedlungsräume hohe Diffusionswiderstände, die von Lurchen kaum durchquert oder als Lebensraum nutzbar sind, da die Mortalitätsraten im Verhältnis zum Wachstumspotential einer möglichen Population sehr (oft zu) hoch sind. (Einzelne Funde von Amphibien in Kellern, Gärten usw. sind dagegen als Indiz zu verstehen, daß auch menschliche Behausungen günstige Überdauerungsplätze darstellen können und Amphibien diese nicht grundsätzlich meiden.)

Insbesondere im Siedlungsraum ist ein Mangel an Feuchtzonen, Gewässern und semiaquatischen Bereichen zu verzeichnen. Sodann entstehen auch Nachteile durch die großflächige Ausdehnung der bebauten Flächen und die, gebunden an Pflegemaßnahmen, fehlenden Elemente in den Gärten und öffentlichen Grünanlagen wie ausgeprägte Laubschicht, reich gegliederte Gras- und Krautvegetation und Totholzanteil am Boden. Bei einer Extensivierung derartiger Flächen kann fallweise mit einer positiven Bestandsentwicklung bei einigen Arten gerechnet werden (vgl. KORDGES et al. 1989).

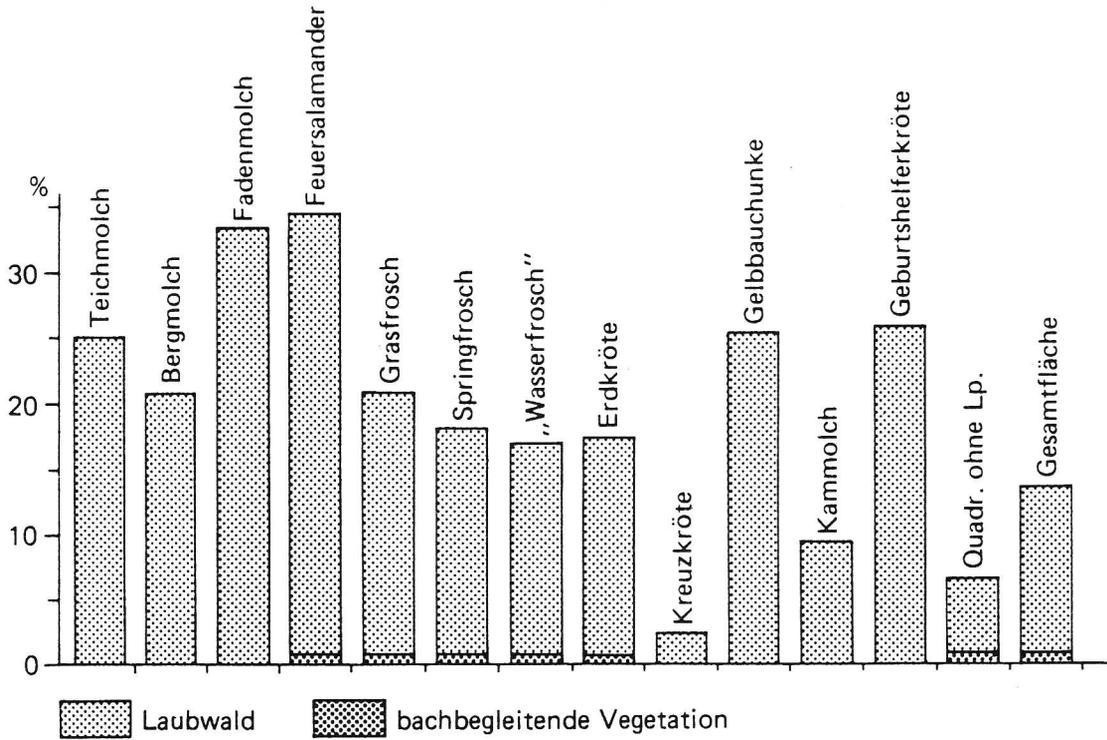
Im Untersuchungsgebiet finden sich die höchsten durchschnittlichen Anteile an Siedlungsfläche für die Quadranten mit Laichplätzen des Wasserfrosches (8,6 % bei $n = 6$) und des Fadenmolches (8,4 % bei $n = 7$). Allerdings kann daraus kein näherer Bezug zu Siedlungen hergeleitet werden, da viele Funde im Bereich des Ortes Pech liegen, der in direkter Nähe zum Waldrand gelegen ist und entscheidend vom Siedlungsdruck der „guten“ Amphibienbestände des unmittelbar angrenzenden Kottenforstes gespeist wird.

Straße

Straßen sind mit einer enormen Trennwirkung ausgezeichnet (vgl. MADER 1981). Die auf der Wanderung zu den Laichplätzen bzw. von den Gewässern zurück in die Sommerquartiere Straßen querenden Amphibien werden nicht selten zu tausenden getötet. Daß dies selbst für kopfstärke Populationen auf Dauer quantitativ nicht ohne Folgen bleiben kann, läßt sich mittels Mortalitätsberechnungen leicht nachvollziehen.

Wiederum haben vagile Arten Vorteile gegenüber den langsameren Caudaten. Weiterhin ist zu beachten, daß bei entsprechend feuchter Witterung selbst auf diesen Flächen günstige mikroklimatische Bedingungen herrschen und die Verweildauer auf der Straße länger ausfallen kann. Unter diesen Bedingungen ist die Barrierewirkung zwar mehr oder weniger aufgehoben, dafür wird der „Feinddruck“ durch Pkw entsprechend größer. Die Bilanzierung steht dann in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen und der Straßenbreite (vgl. HEINE 1987, MUND & OTT 1987). Hinsichtlich des Ausbreitungspotentials sind diese Flächen ab einem bestimmten Nutzungsgrad mit einer hohen Mortalitätsrate d.h. niedrigem Potential ausgestattet.

Günstige Landschaftsbestandteile



Ungünstige Landschaftsbestandteile

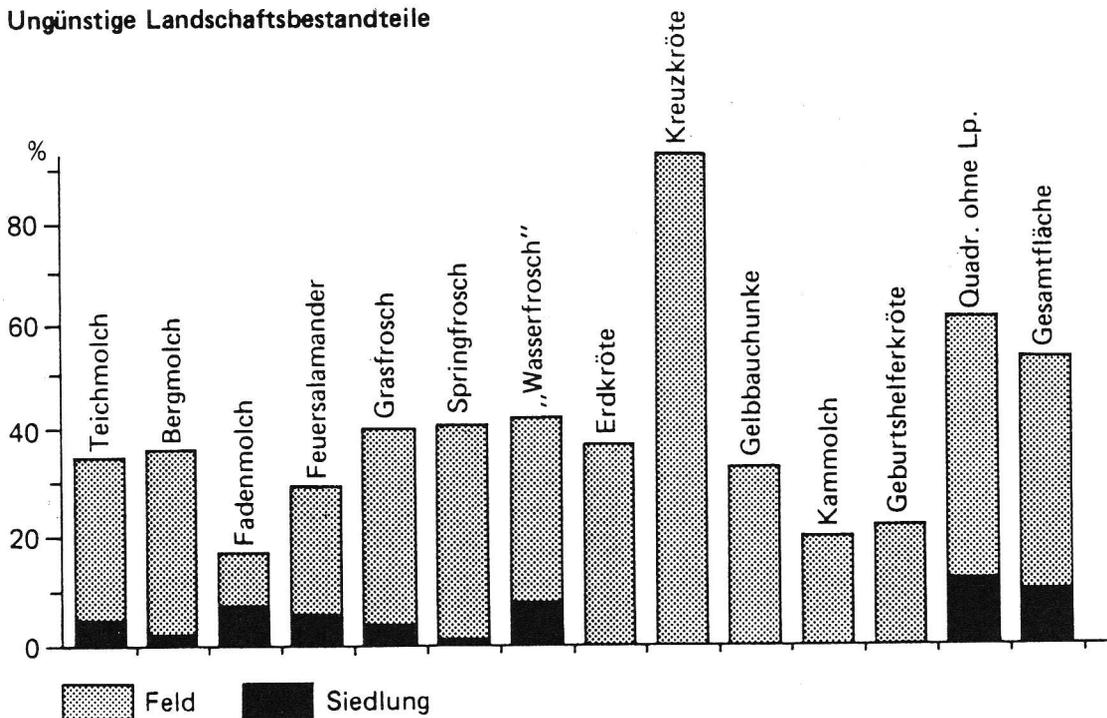


Abb. 29: Verteilung der günstigen (oben) und ungünstigen (unten) Landschaftsbestandteile auf die einzelnen Amphibienarten im Drachenfelsler Ländchen.

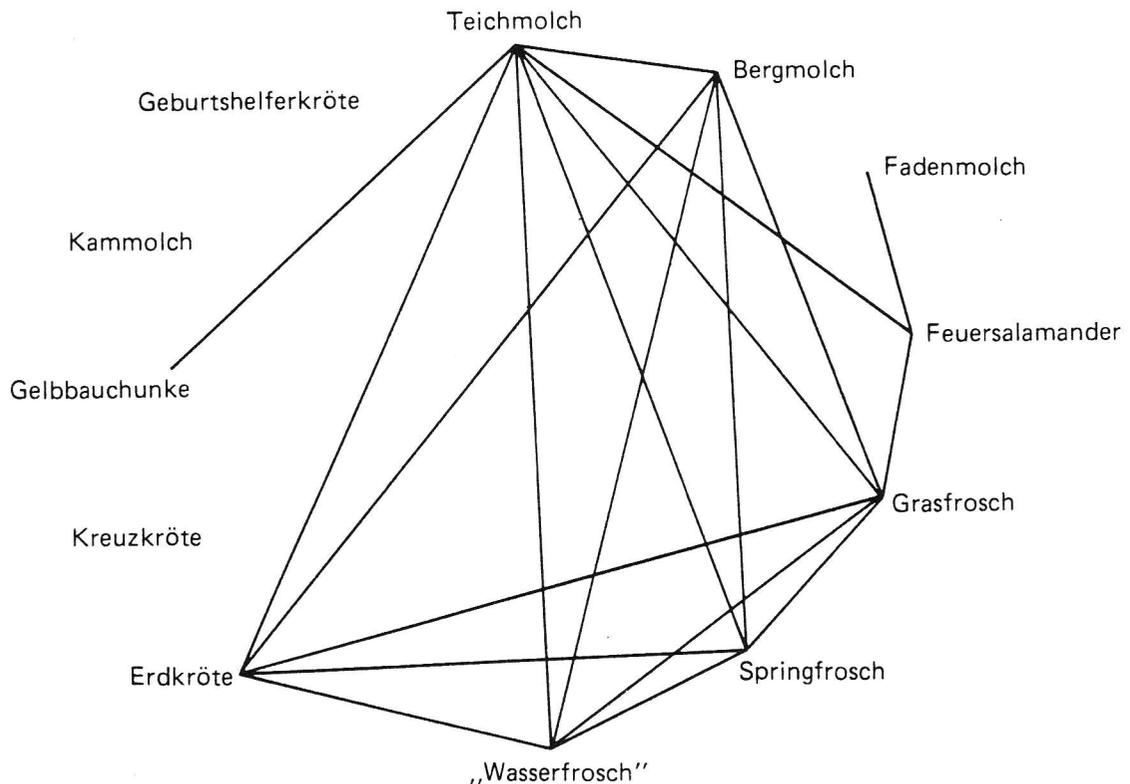


Abb.30:
Ähnliche Landschaftszusammensetzung zwischen den einzelnen Amphibienarten, berechnet nach dem RENKONEN-Prinzip (Aufsummierung der Minima) Berücksichtigung der Werte > 80.

11.4 Bildung ökologischer Gruppen bei Amphibien

Die Auftrennung des Jahreslebensraumes in mehrere Ansprechprofile für einzelne Zeiträume (grob gegliedert: Wanderung, Sommer-, Herbst-, Winterquartier) erschwert einen Vergleich der Arten, zumal genaue Kenntnisse vielfach noch fehlen.

Ausgehend vom Vergleich der durchschnittlichen Landschaftszusammensetzung der Laichplatzumgebung ergibt sich nach der Minima-Addition (Tab.13, RENKONEN-Prinzip) das in Abbildung 30 dargestellte Bild.

Die meisten Ähnlichkeiten zu anderen Arten weisen Teichmolch (7 Arten) und Grasfrosch (6 Arten) auf, gefolgt von Bergmolch, Springfrosch, Erdkröte und „Wasserfrosch“ mit je 5 Arten. Beide Gruppen unterscheiden sich lediglich im Verhältnis zum Feuersalamander. Dieser wiederum dokumentiert eine vergleichbare Landschaftszusammensetzung zu insgesamt drei Arten. Sämtliche anderen Lurcharten zeigen im wesentlichen individuelle Ansprüche. Die höchsten Indices ergeben sich hier für folgende Paare: Erdkröte-Springfrosch 91,8, Erdkröte-Grasfrosch 90,9, Springfrosch-Grasfrosch 90,5. *)

*) Als Fehlerquelle ist hierbei allerdings zu berücksichtigen, daß die Schwanzlurche methodenbedingt unterrepräsentiert sind (vgl. Abschn. 7).

Erdkröte, Springfrosch und Grasfrosch sind demzufolge hinsichtlich ihrer Ansprüche an die Landschaftsausstattung im Untersuchungsgebiet am ähnlichsten.*) Im Vergleich mit den Quadranten ohne Laichplätze ergeben sich ebenfalls hohe Werte (76,6-79,2). Somit ist für die genannten Arten die Gewässerausstattung der Minimumfaktor. Bei geeigneten Brutplätzen könnten die Arten im Untersuchungsgebiet durchschnittlich weiter verbreitet sein.

Das Gleiche trifft auf Teichmolch, Bergmolch und „Wasserfrosch“ zu. Im Gegensatz zu der Heterogenität des Landlebensraumes bzw. Akzeptanz der Zivilisationslandschaft tritt ein größerer Anspruch an bestimmte Gewässertypen. Nach BLAB (1978) sind Erdkröte, Springfrosch, Grasfrosch und „Wasserfrosch“ vor allem in älteren, stabilen und größeren Gewässern zu finden **), während Kreuzkröte, Gelbbauchunke und oft auch die Geburtshelferkröte auf ephemere bzw. temporäre Gewässer angewiesen sind. Auch im Vergleich der Landschaftselemente weisen die Arten die geringsten Übereinstimmungen auf. Am deutlichsten tritt dies bei der Kreuzkröte hervor (18.9 – 49,0).

Teich- und Bergmolch belegen, daß ihre Lebensräume und die Ausstattung mit Laichgewässern am wenigsten mit bestimmten Bedingungen verknüpft sind. Anders dagegen ist die Situation beim Fadenmolch, der lediglich zum Feuersalamander Ähnlichkeiten aufweist. Entsprechend sind im Untersuchungsgebiet der vergleichbar geringe Anteil an Feldfluren und der hohe an Laubwald.

	TM	BM	FM	FS	GS	SF	WF	EK	KK	GU	KM	GK	ohne LP.
Teichmolch			****									
Bergmolch	83,9								**				
Fadenmolch	58,5	67,8											****
Feuersalamander	86,2	78,4	81,1									
Grasfrosch	87,3	89,7	69,3	81,8					**				
Springfrosch	81,6	88,3	65,0	74,5	90,5				**				
Wasserfrosch	82,5	86,1	67,8	77,9	86,7	83,9			**				
Erdkröte	83,7	89,6	66,0	74,1	90,9	91,8	83,6		**				
Kreuzkröte	38,3	42,2	18,9	33,0	46,1	49,0	41,6	47,5		**	****
Gelbbauchunke	80,2	71,7	66,0	74,1	74,8	74,2	70,6	72,0	41,1		****		****
Kammolch	65,7	72,2	60,6	61,3	66,3	70,1	64,5	72,0	30,2	59,5			****
Geburtshelferkröte	78,4	71,8	67,6	73,6	70,2	67,9	62,4	72,1	27,5	73,7	74,0		****
Quadr. o. Laichpl.	72,4	75,0	55,1	67,9	79,2	76,6	79,4	77,7	56,2	58,0	53,6	55,2	

Es bedeuten:

.. - 20,0 - 29,9% ** - 40,0 - 49,9% - 60,0 - 69,9% - 80,0 - 89,9%
 - 30,0 - 39,9% **** - 50,0 - 59,9% - 70,0 - 79,9% - 90,0 - 100 %

Tab.14:
RENKONEN-Werte der Amphibienarten des Drachenfelder Ländchens.

**) Dies schließt freilich nicht aus, daß sich diese Arten dennoch vielfach als erste Vertreter der Lurche an neuen Gewässern einstellen.

12. Zusammenfassung

○ Ziel der Untersuchung ist es, wesentliche Aspekte der Raumeinbindung und Biotopnutzung der Reptilien und Amphibien im Drachenfelder Ländchen bei Bonn, einem stark anthropogen genutzten und zivilisatorisch erheblich überformten Ausschnitt der Kulturlandschaft (= Zivilisationslandschaft) mit Schutz- und Planungsorientierung zu analysieren.

Im Mittelpunkt der Erhebungen stehen insbesondere die Fragen,

- wie eng die Beziehung der Tiere zu den einzelnen Biotoptypen und Landschaftsstrukturen ist und zu welchen Anteilen die Arten bzw. Artengruppen die unterschiedlichen Biotoptypen bzw. Strukturkategorien nutzen;
- ob für einzelne Lebensfunktionen – entsprechend den verhaltensspezifischen Bedürfnissen der Arten – dieselben oder jeweils andere Biotop- bzw. Strukturtypen benötigt werden und welche ökologisch-funktionalen Beziehungen damit zwischen verschiedenen Strukturtypen aus herpetofaunistischer Sicht bestehen;
- was die Gründe für die vorgefundene Raumverteilung und Habitatnutzung sind, bzw. welche Faktoren und Strukturparameter Aufbau und Zusammensetzung der Artbestände sowie der Ausbreitungsdynamik der Arten im Gebiet und die tatsächliche Nutzung der Landschaften beeinflussen.

Bei diesem Vorhaben geht es einmal um die Ermittlung und Aggregierung faunistisch-ökologischer Fakten, zum anderen aber auch darum, im Gelände gewonnene Daten ein Stück in Richtung auf die raum- und landschaftsbezogene Planung hin weiterzubehandeln.

Abweichend von vielen Vorhaben solcher oder ähnlicher Art andernorts wurde dabei der Versuch angestellt, die Beziehung der Arten zu den Biotopstrukturen mehr oder weniger flächendeckend für ein sehr großes zusammenhängendes Untersuchungsgebiet (31 km²) zu analysieren, einschließlich der reinen Nutz- und Siedlungsflächen. Daraus folgt zwangsläufig, daß der Erfassungsaufwand pro Flächeneinheit deutlich geringer sein muß, als dies bei Probeflächenuntersuchungen ansonsten meist der Fall ist (vgl. hierzu die ausführliche Fehlerabschätzung in Abschn. 3 und 7). Aus einem solchen „großflächigen Untersuchungsansatz“ kann, muß aber nicht zwangsläufig ein Nachteil für die Erkenntnisgewinnung erwachsen, auch das Gegenteil kann der Fall sein.

So zweckmäßig sicherlich ein möglichst intensives und exaktes Arbeiten auf kleinen Probeflächen ist, so ist es doch ebenso notwendig, eine stärker gesamtlandschaftliche und auch artengruppen-übergreifende Betrachtungsweise einzuführen. Gerade solche „gesamtlandschaftlichen“ fachübergreifenden und funktionsökologisch ausgerichtete Ansätze stellen in der tierökologischen Forschung bisher eher die Ausnahme dar. Dabei sind aber gerade solche Betrachtungsweisen ausgesprochen wichtig für die Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung.

Hervorzuheben ist weiterhin, daß es sich bei diesen Untersuchungen nicht um eine Rasterkartierung handelt. Vielmehr wurde bei der Erfassung immer der unmittelbare Bezug zu den aktuellen Biotop- und Landschaftsstrukturen hergestellt und dokumentiert. Zu diesem Zweck wurde das gesamte Untersuchungsgebiet von 31 km² zunächst flächendeckend hinsichtlich seiner realen Vegetations- und Nutzungsstruktur detailliert inventarisiert, da gerade diesen Parametern qualitativ, quantitativ und in ihrer räumlichen Verteilung eine sehr entscheidende Rolle für die Besiedlung einer Landschaft und ihrer Teile bzw. deren „Durchdringbarkeit“ (i.S. auch von Ausbreitungsvorgängen) durch die Tierwelt zukommt.

- Die Verbreitung der Reptilien und ihre Biotopnutzung wurde im wesentlichen durch planmäßige Kartierungsarbeiten in den Jahren 1985 und 1986 ermittelt. Bei der Zauneidechse wurden darüber hinaus 1987 Probeflächen eingerichtet, um die Habitatansprüche, die Raumdynamik sowie verhaltensbiologische Fragen der Raumeinbindung und -nutzung eingehend untersuchen zu können.

Mit Abstand häufigste Reptilienart des Gebietes ist nach den Ergebnissen der „Flächenkartierung“ die Waldeidechse mit 81,4 % aller Individuennachweise, gefolgt von Zauneidechse, Blindschleiche und Ringelnatter (vgl. Tab. 1 und Abb. 2). Bezieht man die Kartierungsergebnisse jedoch auf die Fläche und wertet die Daten im Sinne von Rasterfrequenzen (à 25 ha) aus, so entsteht ein deutlich abweichendes Bild: Zwar dominiert auch jetzt die Waldeidechse mit 18,5 % der besetzten Raster deutlich, doch ist bei diesem Ansatz der Abstand zu Blindschleiche, Zauneidechse und Ringelnatter ungleich geringer und spiegelt die tatsächliche Situation sicherlich zutreffender wider (vgl. Abb. 3). Bei beiden Berechnungsverfahren treten die Daten für die Mauereidechse und Schlingnatter sehr stark zurück, in Übereinstimmung mit der tatsächlichen Seltenheit dieser Vertreter im Gebiet.

Verbreitungsbild und Biotopnutzungsmuster der einzelnen Arten (vgl. Tab. 2, 4, 5, 6, 9) belegen anschaulich, daß die Reptilienfauna des Drachenfelder Ländchens praktisch ausschließlich nur in sehr extensiv bis ungenutzten Landschaftsausschnitten bzw. -bestandteilen auftritt. Insbesondere extensiver, „ungeordneter“, krautiger bzw. grasiger Vegetation kommt dabei eine Schlüsselrolle zu (vgl. Tab. 9 und Abschn. 6). Vegetationsfreie Stellen (zumindest kleinflächig) sind für die Zaun- und Mauereidechse aufgrund ihrer „Brutbiologie“ obligatorisch, für die anderen Arten dagegen nur fakultativ. Ringelnatter- und Waldeidechsenhabitate weisen jeweils wenigstens kleinere Feuchtbereiche auf. Für einzelne Arten (z.B. die Zauneidechse) sind darüber hinaus noch leicht aufheizbare Kleinstrukturen als Sonnplatz zwingend erforderlich. Die Sonnplätze stellen im Untersuchungsgebiet ausschließlich leicht erwärmbare Substrate (liegendes trockenes Holz, Gestein, vegetationsfreie Stellen mit Sand und Kies bzw. Anhäufungen von trockenem Gras oder Laub dar. Die Exposition zeigt nach Süden bis Westen (SO-W). Das Tier sitzt im Regelfall unmittelbar vor einer hohen Vegetations- bzw. Reliefkulisse. Vor dem Sonnplatz befindet sich niedrige Vegetation (Grasschicht) bzw. Freiflächen, die einen ungehinderten Eintritt der Sonnenstrahlen ermöglichen. Vereinzelt können auch einige höhere Gräser vor den Sonnplätzen wachsen, welche dann einen gewissen Sichtschutz zur offenen Seite des Sonnplatzes hin bilden (vgl. hierzu Abb. 9). Hinsichtlich des optimalen Substrates am Sonnplatz gibt Abbildung 10 wichtige Hinweise: Eindeutig bevorzugt wird danach trockenes Totholz vor trockenem Laub/Gras, Sand-/Kiesunterlagen und Gestein.

Innerhalb der Habitate bilden die adulten Zauneidechsen home ranges von ca. 110 – 120 m² Fläche aus, die sich teilweise überschneiden und auch von den subadulten und juvenilen Tieren mitbenutzt werden. Alle home ranges zeichnen sich durch einen stellenweise geringen Raumwiderstand aus (vgl. Abb. 8) und beinhalten – teilweise mit Ausnahme der Eiablageplätze – alle für die Zauneidechsen relevanten Strukturen (Sonnplätze, Tages- und Nachtverstecke, Jagdrevier und eventuell auch Überwinterungsquartier). Die Subadulten bilden nur in wenigen Fällen home ranges aus. Sie streifen wahrscheinlich deutlich stärker umher als die Adulten und sind somit besonders bedeutsam für die interpopuläre Mobilität und die Neubesiedlung geeigneter Habitate.

Die Waldeidechse besiedelt hauptsächlich Habitate mit ganzjährig geschlossener Vegetationsdecke der Gras- und Krautschicht (der Mittelwert liegt bei 80 %, vgl. Tab. 5) und kleineren Feuchtbereichen. Auffällig ist das linienhafte Verbreitungsmuster entlang von Straßenrändern, die auch als „Trittstein-Biotope“ bzw. Verbindungslinien für die Fern-

ausbreitung in Frage kommen (können). Dieser steht die zumeist großflächige Besiedlung von Waldlichtungen gegenüber. Die Waldeidechsen sind bei der Sonnenplatzwahl sowohl bezüglich der Beschaffenheit als auch der Höhe sehr flexibel und nutzen – insbesondere als Jungtiere – die Sonnenplätze sehr gerne gemeinsam in kleineren Gruppen (vgl. Abb. 7). Neben trockenem Laubstreu, Gras, Moos, Erde bzw. Erdanhäufungen und Holzmaterialien aller Art (Baumstubben, am Boden liegende Rindenstücke, Äste, Zweige, Wurzeln, Zaunlatten etc.) werden auch senkrechte bzw. schräge Strukturen wie z.B. Grasbüschel oder Binsen als Sonnenplätze angenommen. Im Untersuchungsgebiet hat sich die Waldeidechse durch die hohe Mobilität von Einzelindividuen als auffällig „ausbreitungsstark“ und damit als guter Besiedlungspionier erwiesen.

Die Blindschleiche besiedelt Habitate mit zumeist hoher und dichter Gras- bzw. Krautvegetation (im Durchschnitt 75 %, vgl. Tab. 2) sowie i.d.R. nur geringer Sonneneinstrahlung. Die grasig-krautige Vegetationsdecke ist im allgemeinen hochwüchsig und dicht. Hinsichtlich des Faktors Bodenfeuchte besitzt die Art eine breitere Amplitude als beispielsweise die Waldeidechse. Die Sonnenplätze befinden sich in Bodennähe und weisen in der näheren Umgebung hohe Deckungsgrade auf.

Die Beschaffenheit von Ringelnatter-Habitaten ist aufgrund der Lebensweise dieser Art sehr vielfältig und als Mosaik aus größeren Gewässern, besonnten Flächen und hohen Vegetationsstrukturen zu charakterisieren. Sonnenplätze mit hohen Deckungsgraden scheinen dabei bevorzugt zu werden.

Zu den Habitaten der Mauereidechse und Schlingnatter werden an dieser Stelle wegen der geringen Nachweiszahlen keine Aussagen getroffen (vgl. aber Abschn. 5.2 und 5.4).

- Das zentrale Element einer Erfassung der Amphibienvorkommen bildet eine flächendeckende Laichplatzkartierung in allen Still- und Fließgewässern des Gebietes. Diese wurde schwerpunktmäßig 1985 durchgeführt, weitere Einzelbegehungen erfolgten 1986 und 1989.

Bei Berücksichtigung sämtlicher Nachweispunkte ergibt sich eine Dominanz des Feuersalamanders vor Grasfrosch und Erdkröte (vgl. Tab. 10 und Abb. 12). Allerdings spiegeln sich in diesen Werten keine quantitativen Aussagen über die Vorkommen wider, sondern ausschließlich die methodisch bedingten Nachweishäufigkeiten ohne Berücksichtigung der jeweiligen punktuellen Abundanzen. Bei Ermittlung der Stetigkeit auf der Basis von 25 ha-Flächen zeigt sich die relative Häufigkeit von Grasfrosch und Erdkröte vor Feuersalamander (vgl. Tab. 11). Als selten im Gebiet sind „Wasserfrosch“, Kammolch, Gelbbauchunke, Geburtshelfer- und Kreuzkröte zu charakterisieren, als Gast die Wechselkröte.

Beim ökologischen Teil dieser Untersuchung bei den Lurchen standen weniger genaue Habitat- und Laichplatzanalysen im Vordergrund als vielmehr die Landschaftszusammensetzung im weiteren Umfeld der kartierten Laichplätze und Fundorte und ihre Rolle (Gunst bzw. Ungunst) für die Migrationen der Arten. Um eine gewisse Vergleichbarkeit zu erreichen wurde das Untersuchungsgebiet in 500m x 500m (= 25 ha Fläche) Raster unterteilt. Durch die zumeist erfolgte Besetzung mehrerer Quadranten ergibt sich die Möglichkeit einer Berechnung der durchschnittlichen Landschaftszusammensetzung um die Laichplätze der einzelnen Arten. Diese wurde sodann zu Vergleichszwecken zwischen den Arten herangezogen und mit den Beobachtungen in der Literatur verglichen. Daraus läßt sich ein Bild der Ausbreitungspotenz der Amphibien in der Zivilisationslandschaft entwickeln, das einem modifizierten Jahreslebensraummodell entspricht (auch wenn dies zunächst mit reinen Ausbreitungsmechanismen nichts zu tun hat).

Als wesentliche Faktoren für den Erfolg von Migrations- und Wanderbewegungen können der Jungtierüberschuß sowie das Vorhandensein von Landschaftsbestandteilen mit

bestimmten, besonders günstigen mikroklimatischen Bedingungen gelten. Zusätzlich wichtig sind die Nahrungskapazität des Raumes, Versteckmöglichkeiten und der Konkurrenzdruck. Vor allem der Aspekt Versteckmöglichkeiten dürfte z.B. in Zeiten mikroklimatischer Ungunst von elementarer Bedeutung sein.

Durch diese Faktoren sind die Wandermöglichkeiten auf bestimmte zeitliche Abschnitte beschränkt. Eine Landschaft, die größtenteils aus großflächigen trockenen Landschaftsbestandteilen besteht, bietet entsprechend nur zu wenigen Zeiten im Jahr (z.B. bei Niederschlagsereignissen) die Chance zur weiträumigen Wanderung. Dieser zeitliche Aspekt, umgesetzt in eine räumliche Distanz, verdeutlicht sehr anschaulich, daß vor allem Biotoptypen mit einer längeren mikroklimatischen Gunst für die Mehrzahl der heimischen Amphibien die besten (oder überhaupt geeignete) Voraussetzungen für Ausbreitungsprozesse bieten (vgl. Abb. 13). Innerhalb dieser ist – wegen der relativ gleichbleibenden Bedingungen – keine springende Dislokation notwendig, vielmehr kann die Ausbreitung hier weitgehend kontinuierlich oder zumindest stetiger erfolgen.

Unter anderen klimatischen Voraussetzungen sind andere Ausbreitungsstrategien sinnvoll und effektiv. Dabei ist eine erweiterte Xerotoleranz zu nennen, aber auch eine anders gerichtete Laichplatzsuche. Daraus wird ersichtlich, daß für eine erfolgreiche Ausbreitung die den klimatischen Bedingungen angepaßte Strategie notwendig ist. So ist es nicht verwunderlich, daß insbesondere Kreuzkröte, Wechselkröte (beide ursprünglich Steppen- und Sanddünenbewohner) und Erdkröte in der Zivilisationslandschaft mit ihren heute überwiegend trockenen Bedingungen vergleichsweise gut bestehen können. Bei der Wechselkröte ist zudem die Tendenz einer westlichen Ausbreitung festzustellen, die wiederum belegt, daß auch stark anthropogen bestimmte Landschaften für diese Art zumindest fallweise wenig einschränkend wirken. Demgegenüber werden die Bestände der meisten anderen Arten zunehmend aufgespalten und isoliert, da die ehemals weitverbreiteten Verbundstrukturen einer kleinräumig gekammerten und landwirtschaftlich genutzten Landschaft heute auf breiter Front aus vielen Landschaften verschwunden sind bzw. verschwinden.

13. Literatur

- Ant,H.(1973): Fundorte der Kreuzkröten in nordwestdeutschen Heidemooren. – Natur und Heimat 33, 94-95
- Aßmann,O.(1977): Die Lebensräume der Amphibien Bayerns und ihre Erfassung in der Biotopkartierung. – Schr.-R. Natursch. u.Landschaftspfl. 8: 43-56. München
- Banks,H.& Beebee,T.(1987): Spawn predation and larval growth inhibition as mechanisms for niche separation in anurans. – *Oecologia* 72: 569-573
- Barndt,D.(1980): Rückgang, Gefährdung und Schutz der Flora und Fauna in Berlin (West). – Manuskript zu Vortrag Tagung 4.-6.6.80 (Colloquium über Rückgang, Gefährdung und Schutz der Flora und Fauna in Berlin (West))
- Bartmann,W.,Dörr,L.,Twelbeck,R.& Veith,M.(1983): Zur Bestandssicherung der Amphibien in Rheinhessen. – Mainzer Naturwiss. Archiv. Beih. 2
- Bast,H.-D.(1985): Gedanken zu einer Strategie des Amphibienschutzes im Bezirk Rostock. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 28 (1): 12-20
- Bastian,H.V.& Keller,T.(1987): Untersuchungen über die Amphibien von zwei künstlich angelegten Kleingewässern im Landkreis Konstanz. – Beih.Veröff.Natursch.Landschaftspfl. Bad. Württ. 41: 263-277
- Bauer,S.(1987): Verbreitung und Situation der Amphibien und Reptilien in Baden-Württemberg. – Beih.Veröff.Natursch.Landschaftspfl.Bad.-Württ. 41: 71-155
- Bauser,A.,Waibel,A.,Hollnaicher,M.& Rahmann,H.(1987): Populationsdynamische Untersuchung der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischereilicher Nutzung in Oberschwaben. – Ökologie & Naturschutz (1) 1987 – Feuchtgebiete: Ökologie, Gefährdung, Schutz –Internationales Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach, 4.-6.Mai 1987: 95 – 117
- Bauwens,D.(1981): Survivorship during hibernation in the European Common lizard, *Lacerta vivipara*. – *Copeia* (1/3): 741-744
- Beebee,T.(1977): Environmental change as a cause of natterjacktoad (*Bufo calamita*) declines in Britain. – *Biol.Conserv.* 11: 87-102
- Beebee,T.(1979): Habitats of the british amphibians (2): suburbanparcs and gardens. – *Biol.Conserv.* 15: 241-257
- Beebee,T.(1980): Habitats of the british amphibians (3): river valley marshes. – *Biol.Conserv.* 18: 281-287
- Beebee,T.(1983): Habitat selection by amphibians across anagricultural landheathland transect in britain. – *Biol.Conserv.* 27: 111-124
- Beebee,T.(1985): Discriminant analyse of amphibian habitatdeterminants in southeast England. – *Amphibia-Reptilia* 6: 35-44
- Belz,A.(1982): Eisenbahneinschnitte als Amphibienlebensräume – mit einem Hinweis auf eine Kreuzkrötenpopulation im Südwestfälischen Bergland. – Natur und Heimat 42 (1): 16-21
- Beutler,A.& Heckes,U.(1986): Möglichkeiten der Kartierung von Reptilienbiotopen – Abriß der Ansprüche, Gefährdungsursachen und des Status der bayerischen Kriechtiere. – Schr.R. Bay. Landesamt f. Umweltsch. H. 73: 57-100
- Bischoff,W.(1981): Distribution, ecology and systematics of the sand lizard, *Lacerta agilis*. – *Lacerta* 39 (6-7): 85-92

- Bischoff, W. (1984): *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758 – Zauneidechse. In: Böhme, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas Bd. 1. – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 23-68
- Blab, J. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. – Schrift. R. Landschaftspf. und Naturschutz 18: 141 S. (ab 3. Auflage: Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien)
- Blab, J. (1980): Reptilienschutz, Grundlagen – Probleme – Lösungsansätze. Salamandra 16: 85-92
- Blab, J. (1982a): Hinweise für die Erfassung von Reptilienbeständen. – Salamandra 18: 330-337
- Blab, J. (1982b): Zur Wanderdynamik der Frösche des Kottenforstes bei Bonn – Bilanzen der jahreszeitlichen Einbindung (Amphibia: Salientia: Ranidae). – Salamandra 18 (1/2): 9 – 28
- Blab, J. (1985): Handlungs- und Forschungsbedarf für den Reptilienschutz. – Natur und Landschaft 60: 336-339
- Blab, J. (1986a): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Schr. R. Landschaftspf. u. Naturschutz 18: 150 S.
- Blab, J. (1986b): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Nr. 24 (2. Aufl.), Greven, 256 S.
- Blab, J. & Blab, L. (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. – Salamandra 18 (1/2): 147-172
- Blab, J., Kaufmann, R. & Stöcklein, B. (1977): Vergleichende Untersuchungen zur Amphibienfauna des Regnitzbeckens und des Moorweihergebietes. – Naturf. Ges. Bamberg 51: 1-13
- Blab, J., Terhardt, A. & Zsivanovits, K. P. (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil I: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelder Ländchen. – Schrift. R. Landschaftspf. u. Naturschutz 30: 223 S.
- Blanke, R. & Metzger, M. (1987): Die Beziehungen zwischen Wanderverhalten und Amphibienschutz bei einer Population der Erdkröte (*Bufo bufo*) in der Umgebung des NSG „Weingartener Moor“ Landkreis Karlsruhe. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 41: 223-234
- Bregulla, D. (1984): Herpetologische Anmerkungen zum Feuchtgebiet „Voßnacken“. – Natur und Heimat 44 (3): 73-82
- Brodmann, P. (1971): Die Amphibien der Schweiz. – Veröff. naturhist. Museum Basel 4
- Broggi, M. (1973): Die Amphibienfauna von Liechtenstein – ein Beitrag zur Erforschung der einheimischen Wirbeltierfauna. – Hist. Ver. f. d. Fürstentum Liechtenstein 71: 147-181
- Brüggemann, P. (1988): Untersuchungen zur Ökologie der Zauneidechse, *Lacerta agilis* (LINNAEUS 1758). – Dipl. Arb. Univ. Bonn: 81 S. (unveröff.).
- Brzoska, J. (1980): Quantitative studies on the elicitation of the electrodermal response by calls and synthetic acoustical stimuli in *Rana lessonae* CAMERANO, *Rana r. ridibunda* PALLAS and the hybrid *Rana „esculenta“* L. (Anura, Amphibia). – Behavioural Processes 5: 113-141
- Buck, T. (1985): Zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* unter besonderer Berücksichtigung des Fortpflanzungsverhaltens. Informationsdienst Naturschutz Nr. 1 – Hrsg.: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt
- Bußler, H. (1982): Waldgewässer als Lebensraum. – Natur und Landschaft 57: 128-132
- Buschendorf, J. (1984): Lurche und Kriechtiere des Bezirkes Halle. – Naturschutzarbeit i. d. Bez. Halle u. Magdeburg 21 (1): 3-28
- Buschinger, A. & Verbeek, B. (1970): Freilandstudien an Ta-182 markierten Bergeidechsen (*Lacerta vivipara*). – Salamandra 6(1/2): 26-31

- Christaller, J. (1983): Zur Verbreitung, Phänologie und Ökologie der Amphibien im Enzkreis. – Jh.-Ges. Naturkde. Württ. 138, 153-182
- Christaller, J. (1987): Vergleichende Beobachtungen an zweibenachbarten Laichplätzen des Springfrosches (*Rana dalmatina*). – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 41: 399-406
- Clausnitzer, H.-J. (1986): Zur Ökologie und Ernährung des Laubfrosches *Hyla arborea* (LINNAEUS 1758) im Sommerlebensraum (Salienta, Hylidae). – Salamandra 22: 162-172
- Clerx, P.M.J. & Broers, J.C.V. (1983): Oecologisch onderzoek aan *Lacerta vivipara*. – Lacerta, s'Gravenhage, 41(5): 78-84
- Comes, P. (1987): Qualitative und quantitative Bestandserfassung von Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) in der Oberrheinebene zwischen Lörrach und Kehl. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 41: 343-378
- Corbett, K. & Tamarind, D.L. (1979): Conservation of the sand lizard, *Lacerta agilis*, by habitat management. In: Brit. J. Herp., 5 (12): 799-823
- Dely, O.G. (1981): *Anguis fragilis* – Linnaeus 1758 – Blindschleichen: Böhme, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 1: 241-258
- Dely, O.G. & Böhme, W. (1981): *Lacerta vivipara* Jacquin 1787 – Waldeidechse. In: Böhme, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Bd. 2. – Aula Verlag Wiesbaden: 362-393
- Deut, S. & Spellerberg, I.F. (1987): Habitats of the lizards *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara* on forest ride verges in Britain. – Biol. Conserv. 42: 273-286
- Dexel, R. (1985): Status und Schutzproblematik der Mauereidechse, *Podarcis muralis* Laurenti 1768. – Natur u. Landschaft 60: 348-350
- Dexel, L. (1986): Zur Ökologie der Mauereidechsen *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) (Sawia, Lacertidae) an ihrer nördlichen Arealgrenze. I. Verbreitung, Habitat und Lebensweise. – Salamandra 22: 63-78
- Dexel, R. & Kneitz, G. (1987): Zur Funktion von Amphibienschutzanlagen im Straßenbereich. – Forschung Straßenbau u. Straßenverkehrstechnik 516: 1-93
- Feldmann, R. (1968): Verbreitung und Ökologie der Ringelnatter in Westfalen. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 30: 13-19
- Feldmann, R. (1968): Verbreitung und Ökologie der Ringelnatter *Natrix natrix* (L., 1758), in Westfalen. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 32: 13-19
- Feldmann, R. (1971): Die Lurche und Kriechtiere des Kreises Iserlohn. Verein der Freunde und Förderer des Städt. Heimatmus. Menden e.V.: 43-57
- Feldmann, R. (1975): Methoden und Ergebnisse quantitativer Bestandsaufnahmen an westfälischen Laichplätzen von Molchen Gattung *Triturus* (Amphibia, Caudata). – Faun.-ökolog. Mitt. 5, 5: 27-33
- Feldmann, R. (1981): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abh. Landesmuseum Naturkde.-Münster 43 (H.4)
- Feldmann, R. (1987): Überwinterung, Ortstreue und Lebensalter des Feuersalamanders *Salamandra salamandra terrestris* – Schlußbericht einer Langzeituntersuchung. – Jb. Feldherpetologie 1: 35-44
- Feldmann, R. (1987): Wanderdynamik und Gewichtsentwicklung junger Grasfrösche (*Rana temporaria*). – Natur und Heimat 47 (2): 45-52

- Fellenberg,W.(1981a): Blindschleiche – *Anguis f. fragilis* (LINNAEUS 1758). In: Feldmann, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 43 (4): 115-120
- Fellenberg,W.(1981b): Ringelnatter – *Natrix natrix* (Linnaeus 1758). In: Feldmann, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 43 (4): 137-150
- Fellenberg,W.(1983): Ergänzende Mitteilungen zur Biologie der Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) in Südwestfalen. Natur und Heimat, Münster, 43 (2): 40-45
- Freisling,J.(1948): Studien zur Biologie und Psychologie der Wechselkröte (*Bufo viridis* LAUR.). – Öster.Zool.Z. 1: 383-440
- Fritz,K.& Sowig,P.(1979): Verbreitung und Ökologie der Amphibien im Raum Lörrach. – Veröff.Naturforsch.Landschaftspfl.Bad.-Württ. 49/50: 219-257
- Geiger,A.& Niekisch,M.(1983): Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas. – Neuss 168 S.
- Geil,W.(1962): Blüte und Ende einer Population von *Bufo viridis*. – DATZ 15: 254-255
- Geisselmann,B.,Flindt,R.& Hemmer,H.(1971): Studien zur Biologie und Merkmalsvariabilität der beiden Braunfroscharten *Rana temporaria* L. und *Rana dalmatina* BONAPARTE. – Zool.Jb.Syst. 98: 521-568
- Gerbersmann,C.& Schlüpmann,M.(1983): Blindschleiche – *Anguis fragilis* LINNAEUS 1758. In: Die Reptilien im Raum Hagen.-BUND, Landesverband Nordrhein-Westfalen, Kreisgruppe Hagen, Arbeitsgemeinschaft Amphibien und Reptilien
- Gillandt,L.& Martens,J.M.(1983): Amphibien des Landkreises Lüchow-Dannenberg und die Verteilung ihrer Laichgewässer auf Naturraumeinheiten. – Abh.naturwiss.Ver.Hamburg 25: 281-302
- Glandt,D.(1972): Zur Verbreitung und Ökologie der Schlingnatter, *Coronella austriaca* LAUR. (Reptilia, Colubridae) am Niederrhein. – Decheniana 125 (1/2): 131-136
- Glandt,D.(1975): Die Amphibien und Reptilien des nördlichen Rheinlandes. – Decheniana 128: 41-62
- Glandt,D.(1976): Ökologische Beobachtungen an niederrheinischen Lacerta-Populationen, *Lacerta agilis* und *Lacerta vivipara*. Salamandra 12: 127-139
- Glandt,D.(1977): Über eine *Lacerta agilis*/*Lacerta vivipara*-Population, nebst Bemerkungen zum Sympatrie-Problem. – Salamandra 13: 13-21
- Glandt,D.(1979): Beitrag zur Habitat-Ökologie von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) im nordwestdeutschen Tiefland, nebst Hinweise zur Sicherung von Zauneidechsen-Beständen. – Salamandra 15: 13-30
- Glandt,D.(1981): Amphibienschutz aus der Sicht der Ökologie – ein Beitrag zur Artenschutztheorie. – Natur und Landschaft 56 (9): 304-310
- Glandt,D.(1986): Die saisonalen Wanderungen der mitteleuropäischen Amphibien. – Bonner Zool.-Beiträge 37: 211-228
- Glandt,D.(1987): Substrate choice of the Sand lizard (*Lacerta agilis*) and the Common lizard (*Lacerta vivipara*). – Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the S.E.H., Nijmegen
- Glandt,D.(1989): Amphibienschutz in der Agrarlandschaft – Probleme und Lösungsansätze. – Vortrag auf der Tagung der Gesell.f.Ökol. in Osnabrück am 10.10.1989
- Große,W.-R.& Bauch,S.(1988): Zur Paarung und zum Paarungsbiotop des Laubfrosches. – Jb.Feldherpetologie 2: 109-118

- Gruschwitz, M. (1981): Verbreitung und Bestandssituation der Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. – Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz 2 (2): 298-330
- Günther, R. (1974): Neue Daten zur Verbreitung und Ökologie der Grünfrösche (Anura, Ranidae) in der DDR. – Mitt.Zool.Mus.Berlin 50: 187-298
- Hailey, A. (1982): Choice of substrate and heating rate in *Lacerta vivipara*. – Brit. J. Herp. 6: 207-213
- Heine, G. (1987): Einfache Meß- und Rechenmethode zur Ermittlung der Überlebenschance wandernder Amphibien beim Überqueren von Straßen. – Beih.Veröff.Natursch.Landschaftspfl. Bad.-Württ. 41: 473-479
- Heran, I. (1983): A contribution to the problem of territoriality in the common frog, *Rana temporaria* Linne, 1758. – Ecologia (CSSR) Vol.2, No.1: 5-24
- Heusser, H. (1961): Die Bedeutung der äußeren Situation im Verhalten einiger Amphibienarten. – Rev.Suisse Zool. 68: 1-39
- Heusser, H. (1968a): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.-Wanderungen und Sommerquartiere. – Rev.Suisse Zool. 75: 927-982
- Heusser, H. (1968b): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.-Größenfrequenzen und Populationsdynamik. – Mitt.d.Naturforsch.Gesellsch.Schaffhausen XXIX: 1-29
- Heusser, H. (1969): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L. – Das Orientierungsproblem. – Rev.-Suisse Zool. 76: 443-518
- Heym, W.-D. (1974): Studien zur Verbreitung, Ökologie und Ethologie der Grünfrösche in der mittleren und nördlichen Niederlausitz. – Mitt.zool.Mus.Berlin 50 (2): 263-285
- House, S.M. et al. (1980): Patterns of daily behaviour in two lizard species, *Lacerta agilis* Linnaeus and *Lacerta vivipara* Jacquin. – Oecologia 44: 396-402
- House, S.M. & Spellerberg, I.F. (1983): Ecology and Conservation of the Sand lizard (*Lacerta agilis* L.) habitat in southern England. – J. Appl. Ecol. 20 (2): 417-437
- Jablokow, A.W. et al. (1980): Population structure, geographic variation and microphylogenesis of the sand lizard (*Lacerta agilis*). In: Hecht, M.K., W.C. Steere & B. Wallace (eds.): Evolutionary biology, New York, London (Plenum press), 12: 91-127
- Jackson, H.C. (1978): Low May sunshine as a possible factor in the decline of the sand lizard (*Lacerta agilis* L.) in North-West England. – Biol. Conserv. 13: 1-12
- Jensen, J.K. (1982): Relations between temperature and incubation time for eggs of the Sand Lizard (*Lacerta agilis* L.). Amphibian-Reptilia 2: 385-386
- Juszczyk, W. (1951): The migrations of the aquatic frog *Rana esculenta* L.. – Bull.Acad.pol.Sc.Lett., Ser. B.II: 341-369
- Kabisch, K. (1978): Die Ringelnatter. – Die Neue Brehm-Bücherei 483, Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen Verlag
- Karhaus, G. (1985): Schutzmaßnahmen für wandernde Amphibien vor einer Gefährdung durch den Straßenverkehr – Beobachtungen und Erfahrungen. – Natur und Landschaft 60: 242-247
- Kaufmann, R. (1976): Intensivteichbewirtschaftung und Amphibienvorkommen am Beispiel des Aischgrundes. – Staatsexamensarbeit 1.Zool.Inst.Erlangen (unveröff.)
- Kitzler, G. (1940): Die Paarungsbiologie einiger Eidechsen. – Z. Tierpsychol. 4: 353-402
- Klewen, R. (1988): Die Amphibien und Reptilien Duisburgs. – Abh. aus dem Westf.Museum f.Naturkde.Münster 50, Heft 1

- Klewen, R. & Pastors, J. (1983): Waldeidechse – *Lacerta vivipara* (Jacquin 1787). In: Geiger, A. & Nie-kisch, M. (Hrsg.) Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland. – Vorläufiger Verbrei-tungsatlas: 136-139
- Kordges, T. (1988): Zur Wasserfroschproblematik in Ballungsräumen – eine Essener Fallstudie. – Jb. Feldherpetologie Beih.: 97-104
- Kordges, T., Thiesmaier, B., Münch, D. & Bregulla, D. (1989): Die Amphibien und Reptilien des mittleren und östlichen Ruhrgebietes – Verbreitung, Bestand und Schutz der Herpetofauna im Bal-lungsraum. – Dortmunder Beitr. Landeskd. Beiheft 1
- Korsós, Z. (1984): Comparative niche analysis of two sympatric lizard species (*L. viridis* and *L. agilis*). – Vertebr. Hung. 22: 5-14
- Korsós, Z. (1986): Ecological comparison of *Lacerta viridis* and *Lacerta agilis*. – Studies in Herpetolo-gie, Prague: 455-458
- Korsós, Z. & Gyovai, F. (1988): Habitat dimension and activity pattern differences in allopatric popula-tions of *Lacerta agilis*. In: Glandt, D. & W. Bischoff (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zaunei-dechse (*Lacerta agilis*) – Mertensiella, Bonn: 235-244
- Kühnel, K.-D. (1984): Gutachten zur Herpetofauna im Bereich Löwensee, Erlenbruch, Alter Hof (Ber-lin/West) Auftrag des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz.
- Kuhn, J. (1983): Amphibien des westlichen Ulmer Raumes 1979-1982 – Verbreitung, ökologische und Naturschutz-Aspekte. – Mitt.d.Vereins f. Naturwiss.u.Mathem. Ulm H. 32: 22-43
- Kuhn, J. (1986): Amphibienwanderungen und Autobahnbau – eine Fallstudie zur A 96 im Raum Wangen im Allgäu. – Jh. Gesell. Naturkd. Württ. 141
- Lange, H. & Schlüpmann, M. (1983): Ringelnatter – *Natrix natrix* LINNAEUS 1758. In: Die Reptilien im Raum Hagen, BUND, Landesverband Nordrhein-Westfalen, Kreisgruppe Hagen, Arbeits-gemeinschaft Amphibien und Reptilien
- Lemmel, G. (1975): Die Lurche und Kriechtiere Niedersachsens – Grundlagen für ein Schutzpro-gramm. – Natursch.u.Landschaftspfl.i.Niedersachsen 5
- Löderbusch, W. (1987): Die Amphibien im Kreis Tübingen. – Beih.Veröff.Natursch.Landschaftspfl. Bad.-Württ. 41: 279-312
- Mader, H.-J. (1981): Der Konflikt Tierwelt – Straße aus ökologischer Sicht. – Schrift.R. für Land-schaftspfl.u.Naturschutz 22
- Madsen, T. (1984): Movements, home range size and habitat use of radiotracked grass snakes (*Na-trix natrix*) in Southern Sweden. – Copeia: 707-713
- Mai, H. (1984): Untersuchungen zum Amphibienvorkommen auf 5 Meßtischblättern der Landkreise Waldeck-Frankenberg und Schwalm-Eder (Nordhessen). – Vogelkundl.Hefte Edertal 10: 104-128
- Malkmus, R. (1975): Zur Biologie und Verbreitung der Kröten im Spessart. – Abh.Naturwiss.Ver. Würzburg 16: 49-73
- Mattler, L. (1990): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien in einem Rekulti-vierungs- und Altwaldgebiet des Staatsforstes Ville. – Dipl.Arb. 170 S. Univ. Köln (unveröff.)
- Müller, P. (1976): Arealveränderungen von Amphibien und Reptilien in der Bundesrepublik Deutsch-land. – Schrift.R. Vegetationskunde 10: 269-293
- Müller, H. & Steinwarz, D. (1987): Landschaftsökologische Aspekte der Jungtierwanderung – Unter-suchungen an einer Erdkrötenpopulation (*Bufo bufo* L.) im Siebengebirge. – Natur und Landschaft 62 (11): 473-476

- Mund,S.& Otto,H.(1987): Amphibienwanderungen und Straßenverkehr – ein Simulationsmodell. – Beih.Veröff.Natursch.Landschaftspf.Bad.-Württ. 41: 481-484
- NCC-Report(1983): The ecology and conservation of amphibian and reptile species endangered in Britain. – Nature Conservancy Council 19/20: IX + 93 S.
- Nettmann,H.-K.& Eikhorst,R.(1985): Zur Erfassung der Herpetofauna im Land Bremen. – Poster zu Verh.d.Gesell.f.Ökologie Band XIII 1985: 717-722
- Nicholson,A.M.& Spellerberg,I.F.(1989): Activity and home range of the lizard *Lacerta agilis* L.. – Herpetol. J.: 362-365
- Niekisch,M.(1979): Untersuchungen zur Biologie der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und der Erdkröte (*Bufo bufo*) als Grundlage für gezielte Schutzmaßnahmen. – Diplomarbeit Universität Köln 142 S.
- Niekisch,M.(1982): Beitrag zu Biologie und Schutz der Kreuzkröte (*Bufo calamita* LAUR.). - Decheniana 135: 88-103
- Niekisch,M.(1983): Blindschleiche – *Anguis f. fragilis* LINNAEUS 1758. In: Geiger,A. & Niekisch, M. (Hrsg.): Die Lurche und Kriechtiere im nördl. Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas: 128-130
- Niekisch,M.& Pastors,J.(1983): Zauneidechse – *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758. In: Geiger, A. & Niekisch, M. (Hrsg.): Die Lurche und Kriechtiere im nördl. Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas: 131-135
- Nöllert,A.(1980): Die Herpetofauna eines landwirtschaftlichintensiv genutzten Gebietes im Raum Holzendorf Kreis Strasberg. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 23 (2): 49-52
- Nuland,G.J.v.& Strijbosch,H:(1981): Annual rhythemics of *Lacerta vivipara* Jacquin and *Lacerta agilis* L. (Sauria, Lacertidae) in the Netherlands. – Amphibia – Reptilia 2: 83-95
- Obst,F.J.(1986): Amphibien und Reptilien in der Stadt – ihre Rolle und ihre Chancen in der Fauna urbaner Bereiche. – Wiss. Z. der Karl Marx-Univ. Leipzig, Math.-naturw. R. 35 (6): 619-626
- Paffen,K.(1959-1962): Kölner Bucht. In: Meynen, E. & J. Schmithüsen (1959-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung, Bd. II: 828-836
- Peckmann,P.& Klingel,H.(1988): Untersuchungen an Amphibien in einem Teichgebiet in Ost-Niedersachsen. – Jb.Feldherpetologie Beiheft 1: 67-72
- Peters,G.(1970): Studien zur Taxonomie, Verbreitung und Ökologie der Smaragdeidechsen. IV. Zur Ökologie und Geschichte der Populationen von *Lacerta viridis viridis* (Laurenti) im mitteleuropäischen Flachland. – Beitr. Tierwelt Mark, Potsdam, 7 (21): 49-119
- Petzold,H.-G.(1971): Blindschleiche und Scheltopusik. – Neue Brehm – Bücherei Nr. 448, A. Ziemsen Wittenberg Lutherstadt. 102 S.
- Pintar,M.(1984a): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens. – Bonner Zool.Beitr. 35 (1-3): 185-212
- Pintar,M.(1984b): Der Einfluß von Hochwässern auf die Anurenbesiedlung von Lebensräumen der Donau-Auen bei Wien. – Salamandra 20 (4): 229-232
- Plachter,H.(1983): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen. – Schrift.R.Bayer.Landesamt f.Umweltsch. H. 56

- Rahmel,U.& Eikhorst,R.(1988): Untersuchungen an den Laichplätzen von Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*) auf den Nordfriesischen Geestinseln Amrum, Föhr und Sylt. – Jb.Feldherpetologie 2: 47-66
- Reh,W.& Seitz,A.(1989): Untersuchungen zum Einfluß der Landnutzung auf die genetische Struktur von Populationen des Grasfrosches (*Rana temporaria* L.). – Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Essen 1988) Band XVIII 1989: 793-798
- Reichling,H.(1957): Transpiration und Vorzugstemperatur mitteleuropäischer Reptilien und Amphibien. – Zool. Jb. Physiol. 67: 1-64
- Rein,S.(1985): Die Lurchfauna der Umgebung Erfurts. – Veröff. Naturkundemuseum Erfurt: 18-31
- Riess, W.(1977): Gefährdeter Wanderzug der Lurche. – Jahrbuch d.Ver.zum Schutz d.Bergwelt e.V. 42: 101-121
- Rimpp,K.& Hermann,G.(1987): Die Amphibien des Landkreises Böblingen. – Jb.Feldherpetologie 1: 3-17
- Rose,B.(1982): Lizard home ranges: methology and functions. – J. Herp. 16: 253-269
- Rudolph,J.(1981): Zauneidechse – *Lacerta a. agilis* Linnaeus 1758. In: Feldmann, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 43 (4): 120-123
- Sachs,L.(1978): Angewandte Statistik. Statistische Methoden und ihre Anwendung. Springer: Berlin, Heidelberg und New York.
- Sauer,H.(1988): Autökologische Untersuchungen der Kreuzkröte (*Bufo calamita* LAURENTI 1768) und Wechselkröte (*Bufo viridis* LAURENTI 1768) als Grundlage für gezielte Schutzmaßnahmen. – Diplomarbeit Inst.Angew.Zoologie Uni.Bonn 124 S. (unveröff.)
- Schader,H.(1983): Der Laubfrosch in Rheinhessen-Pfalz – Verbreitung, Ökologie und Naturschutzaspekte. – Naturschutz u. Ornithologie in Rheinland-Pfalz 2 (4): 667-694
- Schäfer,H.-J.(1984): Die Molcharten der Stadt Bonn – ein Beitrag zu ihrer Biologie und zum Artenschutz. – Staatsexamensarbeit Inst.Angew.Zool.Uni.Bonn (unveröff.)
- Schaefer,M.& Tischler,W.(1983): Wörterbuch der Biologie - Ökologie. – Fischer (Jena), 2. Aufl.: 1-354
- Schall,O.,Weber,G.,Pastors,J.& Gretzke,R.(1985): Die Amphibien in Wuppertal – Bestand, Gefährdung, Schutz. – Jber.Naturwiss. Ver.Wuppertal 38: 87-107
- Schlüpmann,M.(1982): Bestand, Lebensraum und Lebensweise der Erdkröte im Hohenlimburger Raum (MTB 4611). – Natur und Heimat 42 (3): 65-81
- Schmidt,J.(1985): Die Herpetofauna des Stadtgebietes von Saarbrücken. – Faun.-Flor. Notizen a.d.Saarland 17 (4): 377-400
- Schmidtler,J.F.&Gruber(1980): Die Lurchfauna Münchens. – Schrift.R. Naturschutz u.Landschaftspfl. 12: 105-139
- Schmiedehausen,S.(1990): Untersuchungen zur Populationsökologie der Geburtshelferkröte, *Alytes obstetricans* (LAURENTI 1768), mit besonderer Beachtung des Migrationsverhaltens. Dipl. Arbeit Univ. Bonn (unveröff.) 101 S.
- Scholl,G.(1986): Cursorische Bestandsaufnahme von Kriechtieren in Mittelfranken. – Schr.R. Bay. Landesamt f. Umweltsch. H. 73: 101-104
- Schwanz,S.(1983): Grünfrösche – *Rana esculenta*-Komplex. In: Geiger,A.;Niekisch,M.(Hrsg.): Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas. Neuss
- Schwarzer,U.(1987): Zur Herpetofauna des Dahlemer Feldes. – Berliner Naturschutzblätter 31 (3): 87-88
- Simms,C.(1970): Lives of British lizards. – Norwich (Goose &Son): 128 S.

- Sinsch,U.(1984): Thermal influences on the habitat preference and the diurnal activity in European *Rana* species. – *Oecologia* 64: 125-131
- Sinsch,U.(1988): Auskiesungen als Sekundärhabitats für bedrohte Amphibien und Reptilien. – *Salamandra* 24 (2/3): 161-174
- Sinsch,U.(1989): Die Kreuzkröte (*Bufo calamita*): Dynamik und Mikrohabitats einer Kiesgrubenpopulation. – Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Essen 1988) Band XVIII 1989: 101-109
- Spellerberg,I.F.& House,S.M.(1980): An analysis of the Sand Lizard habitat in southern England. – Southampton University (unpubl.)
- Spellerberg,I.F.& House,S.M.(1982): Relocation of the lizard *Lacerta agilis*: an exercise in conservation. – *Brit. J. Herp.* 6 (7): 245-248
- Stöcklein,B.(1980): Untersuchungen an Amphibienpopulationen am Rande der mittelfränkischen Weierlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* LAUR.). – Diss.Univ.Erlangen-Nürnberg (unveröff.)
- Strijbosch,H.(1986): Niche segregation in sympatric *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara*. – *Studies in Herpetology*: 449-454
- Strijbosch,H.(1988): Reproduction biology and conservation of the Sand Lizard. – In: Glandt, D. & W. Bischoff (Hrsg.): *Biologie und Schutz der Zauneidechse (Lacerta agilis)*. – Mertensiella
- Strübing,H.(1954): Über Vorzugstemperaturen von Amphibien. – *Z.Morph.Ökol.Tiere* 43: 357-386
- Stumpel,A.H.P.(1985): Biometrical and ecological data from a Netherlands population of *Anguis fragilis* (Reptilia, Sauria, Anguidae). – *Amphibia – Reptilia* 6: 181-194
- Stumpel,H.P.& Hanekamp,G.(1986): Habitat and Ecology of *Hyla arborea* in the Netherlands. – *Studies in Herpetology*: 409-412
- Thiesmaier,B.(1984): Die Amphibien und ihre Lebensräume in Bochum – Beitrag zum Amphibien-schutz in der Großstadt. – *Dortmunder Beitr.Landeskunde* 18: 17-46
- Van Gelder,J.J.(1988): Erste Ergebnisse einer biotelemetrischen Studie an Wasserfröschen. – *Jb. Feldherpetologie Beiheft* 1: 145-151
- Van Nieland,G.J. & Strijbosch,H.(1981): Animal rhythmicity of *Lacerta vivipara* Jacquin and *Lacerta agilis agilis* L. (Sauria, Lacertidae) in the Netherlands. – *Amphibia – Reptilien* 2: 83-95
- Verbeek,B.(1972): Ethologische Untersuchungen an einigen europäischen Eidechsen. – *Bonn. Zool. Beitr.* 23 (2): 122-151
- Viertel,B.(1984): Suspension feeding of the larvae of *Baleaphyrne muletensis*. – *Historia biologica del Ferreret*: 153-161, Ciutat de Mallorca
- Völkl,W.& Meier,B.(1989): Untersuchungen zum Vorkommen der Ringelnatter *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) in Nordostbayern. – *Salamandra* 25: 213-223
- Vogt,D.(1978): Biologie und Ökologie der Amphibien in der Rheinaue bei Brühl (HD). – Staatsexamensarbeit I.Zool.Inst.Heidelberg (unveröff.)
- Vogt,D.(1981): Die Amphibienfauna der Schwetzingen Wiesen. – *Veröff.Natursch.Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 53/54: 423-445
- Weyrauch,G.(1979): Kontaktverhalten und Aggressivität weiblicher Zauneidechsen (*Lacerta agilis agilis* L.). – *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 72: 235

- Zahn,A.(1990): Auswirkungen von Habitatverinselung und Habitatqualität auf Grünfroschpopulationen. – Dipl. Arbeit Univ. München (unveröff.), 94 S. und div. Anhänge
- Zimmermann,K.D.(1981): Waldeidechse – *Lacerta vivipara* Jacquin 1787. In: Feldmann, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 43 (4): 124-128

14. Artenregister

Anquis fragilis s. Blindschleiche

Bergmolch 35-37, 40-42, 44, 47, 50, 53, 57, 60-62, 64, 68-69, 73, 76-79

Blindschleiche 8-9, 11-13, 13-15, 30-31, 80-81

Bombina variegata s. Gelbbauchunke

Bufo bufo s. Erdkröte

Bufo calamita s. Kreuzkröte

Bufo viridis s. Wechselkröte

Coronella austriaca s. Schlingnatter

Erdkröte 35-36, 38, 42-45, 46, 51, 53, 55, 57-60, 62, 64, 68-69, 72-79, 82

Fadenmolch 35-36, 40, 45-47, 50, 55, 57, 61-62, 68-70, 75-79

Feuersalamander 35-37, 44, 46, 48-50, 53, 55, 57, 62, 68-71, 75-79, 82

Geburtshelferkröte 35-37, 46, 50-51, 52, 68-70, 73, 75, 77-79, 82

Gelbbauchunke 35-37, 44, 46, 52-53, 57, 59, 68-71, 73-74, 77-79, 82

Grasfrosch 35-37, 40, 43-45, 50, 51, 53-56, 57-62, 64, 68-69, 71-74, 76-79, 82

Hyla arborea s. Laubfrosch

Kammolch 34, 35-37, 44, 56-57, 61, 68-69, 71, 73-75, 77-79, 82

Knoblauchkröte 68, 73, 75

Kreuzkröte 34, 35-37, 44, 46, 50, 53, 56-57, 58-59, 60, 62-63, 65, 68-71, 73-75, 77-79, 82

Lacerta agilis s. Zauneidechse

Lacerta vivipara s. Waldeidechse

Laubfrosch 34, 67-68, 70-71, 73-74

Mauereidechse 11-13, 16, 19, 31, 80-82

Natrix natrix s. Ringelnatter

Pelobates fuscus s. Knoblauchkröte

Podarcis muralis s. Mauereidechse

Rana dalmatina s. Springfrosch

Rana esculenta s. „Wasserfrosch“

Rana lessonae s. „Wasserfrosch“

Rana ridibunda s. Seefrosch

Rana temporaria s. Grasfrosch

Ringelnatter 8, 11-13, 17-18, 30-31, 80-81

Salamandra salamandra s. Feuersalamander

Schlingnatter 11-13, 18, 31, 80, 82

Seefrosch 63

Springfrosch 35-37, 44-45, 53, 55, 57, 59-61, 62, 64, 68-69, 71, 73-79

Teichmolch 35-37, 40, 47, 50, 53, 55, 57, 60, 61-63, 64, 68-69, 76-79

Triturus alpestris s. Bergmolch

Triturus cristatus s. Kammolch

Triturus helveticus s. Fadenmolch

Triturus vulgaris s. Teichmolch

Waldeidechse 8, 11-14, 17, 18-22, 30-31, 80-81

„Wasserfrosch“ 35-37, 53, 55, 57, 63-65, 68-70, 73, 76-79, 82

Wechselkröte 34-37, 65-66, 68, 70, 73-74, 82-83

Zauneidechse 8-14, 18-20, 22-30, 31, 80-81