

Eckhard Jedicke

Schutz kleiner Fließgewässer im Wald

Ökologische Untersuchungen der Bachauen im Krofdorfer Forst bei Gießen als Grundlage für den Naturschutz

1 Einführung

Die Quellen des größten Teils der hessischen Fließgewässer und vielfach wesentliche Teile ihrer Oberläufe liegen innerhalb von Waldgebieten. Anthropogene Eingriffe in die Hydrologie der Fließgewässer mit Konsequenzen für die abiotischen und biotischen Komponenten der Auen erscheinen in der offenen Landschaft wesentlich augenfälliger als im bewaldeten Bereich. Daher stehen die Bach- und Flußläufe der Agrarlandschaften seit jeher stärker im Blickpunkt des Interesses von Forschung und Naturschutz. Im Wald tritt der Handlungsbedarf - abgesehen von Nadelholz-Monokulturen in manchen Auen - weniger deutlich zutage. Lediglich die Quellen als punktuelle Biotope finden zunehmendes Interesse (z.B. LAUKÖTTER 1994 und andere Arbeiten im selben Heft).

Im Rahmen dieses Beitrags werden verschiedene Teilaspekte der Ökosysteme des zwischen den Quellen und den größeren Fließgewässern außerhalb des Waldes gelegenen Bach- und Auenabschnitts betrachtet: anhand faunistischer Indikatoren, der ökomorphologischen Struktur der Gewässer und ihrer Auen, der Vegetation (mit Schwerpunkt auf den Baumbeständen) sowie der Böden. Dabei handelt es sich in der biozönotischen Fließgewässer-Gliederung überwiegend um die von THIESMEIER (1992) postulierte und von GUNKEL (1996) übernommene Feuersalamanderegion, die oberhalb der Forellenregion der Fließgewässer liegt.

Am Beispiel des Krofdorfer Forstes nördlich von Gießen werden Untersuchungsergebnisse des gesamten Fließgewässernetzes vorgestellt, um darauf aufbauend Schlußfolgerungen zu entscheidenden anthropogenen Einflußfaktoren auf diese Lebensräume zu ziehen sowie Anforderungen an ein auf andere Mittelgebirge übertragbares Schutzkonzept für kleine Waldfließgewässer und ihre Auen zu formulieren.

2 Der Krofdorfer Forst

Mit rund 4.000 ha Fläche bildet der Krofdorfer Forst (Landkreis Gießen, randlich im Landkreis Marburg-Biedenkopf) eines der größten geschlossenen Waldgebiete im Raum Gießen (Mittelhessen). In Randlage zur Hessischen Senke zählt er naturräumlich mit der Haupteinheit des Gladenbacher Berglands noch zum Ostrand des Rheinischen Schiefergebirges. Der Krofdorfer Forst bildet gemeinsam mit dem Königsberger Forst eine eigene Teil-einheit (KLAUSING 1988).

Der Untergrund besteht aus Kulmgrauwacken und Tonschiefer. Geomorphologisch handelt es sich um eine sanft ansteigende Rumpffläche (LEIB und UHLIG 1982)

mit Höhen zwischen 170 und 355 m ü. NN, die aufgrund der widerstandsfähigen Gesteine nur relativ wenig durch Fließgewässer zertalt und zerschnitten wurde. Untersucht wurde das gut 37,5 km lange Fließgewässer-Netz im Bereich des Krofdorfer Forstes, der zu den Hessischen Forstämtern Biebertal und Gießen zählt; ausgeklammert blieb aus arbeitstechnischen Gründen lediglich ein kleinflächiger Randbereich im Nordwesten, der vom Hessischen Forstamt Gladenbach bewirtschaftet wird. Als Bodentypen dominieren Parabraunerden und Braunerden, daneben kommen Pseudogleye, Gleye und braune Auenböden vor (ZAKOSEK et al. nach FÜHRER 1990).

Das Klima wird durch rund 650 mm Jahresniederschlag, eine Jahresmitteltemperatur von 8 °C, eine mittlere Temperatur während der Vegetationsperiode von 14 °C sowie 95 Frost- und 20 Eistage im Jahr geprägt (Deutscher Wetterdienst 1950, Hessischer Minister für Landesentwicklung 1981).

In der Gliederung forstlicher Wuchsraum-Einheiten Hessens von KNAPP und ASTHALTER (1975) zählt der Krofdorfer Forst zum östlichen Lahn-Dill-Bergland innerhalb des nördlichen hessischen Schiefergebirges im kollinen Bereich der Unteren Buchen-Mischwaldzone (nach KNAPP 1967) in höheren Lagen in die Obere Buchen-Mischwaldzone übergehend). Den Klimabereich charakterisieren die Autoren als Übergang zwischen schwach subatlantischer und schwach subkontinentaler Lage.

Die potentielle natürliche Vegetation bildet vor allem Hainsimsen-Buchenwald, punktuell auch Perlgras-Buchenwald. Rund 70 % des heutigen Baumbestandes im Krofdorfer Forst bilden Laubhölzer, wobei die Rotbuche deutlich vorherrscht. Ein großer Teil der Wälder ist vegetationskundlich - abgesehen von ihrer Altersklassenstruktur - als naturmah anzusprechen. Der Nährstoffhaushalt der meist flachgründigen Böden ist überwiegend mesotroph, nur einzelne trocken-warme Standorte auf Grauwacke mit Kalkbänken sind eutroph (LEIB & UHLIG 1982).

3 Untersuchungsmethoden

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand eine flächendeckende Kartierung der Larvenvorkommen des Feuersalamanders - die Amphibienart mit der weitaus stärksten Habitatpräferenz für Waldgebiete - und eine damit gekoppelte einfache ökomorphologische Bewertung des Fließgewässer-Netzes und der Uferstreifen in der Vegetationsperiode 1994.

Zur Erfassung der Salamander-Larven wurden die Gewässer je einmal zwischen Mitte April und Ende Mai sowie zwischen Anfang Juni und Mitte Juli talaufwärts abgegangen.

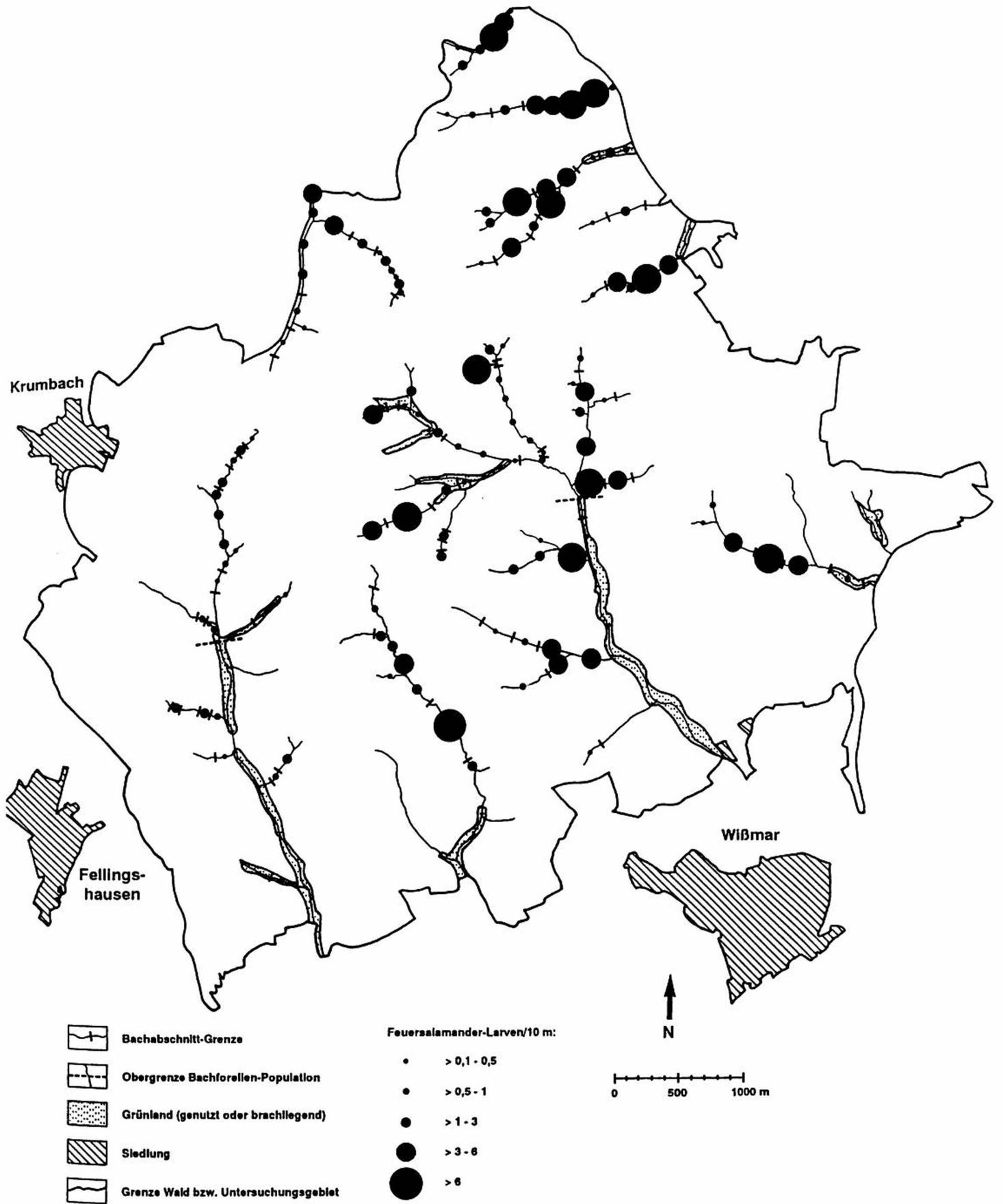


Abb.1: Untersuchtes Fließgewässer-Netz im Krofdorfer Forst mit den Abundanzen der Feuersalamander-Larven (jeweils höherer Wert aus zwei Begehungen). Grenzen zwischen Bereichen mit unterschiedlichen Abundanzen sind durch einen Balken quer zum Bach markiert. Auf Markierungen an Einmündungen von Nebenbächen wird verzichtet, diese sind prinzipiell als Abschnittsgrenzen gewertet.

Einer besonders intensiven Nachsuche wurden Bachkolke als bevorzugte Aufenthaltsorte der Salamanderlarven unterzogen. Für jede Fundstelle wurden folgende Daten aufgenommen: verbale Lagebeschreibung, Bachlauf-Nummer, angrenzende Forstteilungs-Nummern, Beschreibung der Fundstelle hinsichtlich

- Substrat am Gewässerboden,
- Versteckmöglichkeiten,
- Gehölzvegetation beiderseits des Bachlaufs,
- Anzahl der registrierten Larven.

Für die ökomorphologische Kartierung wurden in Anlehnung an WERTH (1987) die Uferstreifen von beiderseits 5 m Breite ab Gewässerrand in hinsichtlich Gewässergestalt und Waldvegetation einheitliche Streifen eingeteilt. Für jeden dieser (ein- oder zweiseitigen) Streifen wurde eine tabellarische Beschreibung mit folgenden Angaben angefertigt:

- Lage des Abschnitts: verbale Lagebeschreibung, Bachlauf-Nummer, Forstteilungs-Nummern;
- Vegetation:
 - Baumschicht: Deckungsgrad insgesamt, Arten mit prozentualer Häufigkeit anhand Deckungsgraden;
 - Strauchschicht: Deckungsgrad insgesamt, Arten mit prozentualer Häufigkeit;
 - Krautschicht: Deckungsgrad insgesamt, wichtige Arten (nicht vollständig, ohne Deckungsgrade).
- Vegetationsverteilung und Profil: kurze stichpunktartige Beschreibung von Längs- und Querprofil des Baches, der Aue insgesamt (Breite), Hinweise auf die Vegetation.
- Bewertung: kurze stichwortartige Begründung für die hier erfolgende Einstufung in eine von drei ökomorphologischen Gewässergüteklassen: 1 = natürlich/-naturnah; 2 = wenig beeinträchtigt, den natürlichen Verhältnissen noch nahestehend; 3 = stark beeinträchtigt bis naturfern.

Neben den tabellarischen Beschreibungen wurde anhand der ökomorphologischen und der Salamanderlarven-Kartierung eine zusammenfassende Bewertung jedes Bachabschnitts vorgenommen.

In bezug auf die Vorkommen von Fischen und Libellen wird auf die Arbeiten von SCHWEVERS (1986) bzw. PATRZICH (1990) Bezug genommen. Die typische Auenvegetation und dortige Bodentypen werden nach Untersuchungen aus dem Jahr 1987 beschrieben (JEDICKE 1988).

4 Vorkommen von Indikatororganismen

4.1 Feuersalamander

Juvenile und adulte Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) leben typischerweise in feuchten, von Quellbächen durchzogenen Laubmischwäldern der kollinen bis submontanen Stufe mit der Hauptverbreitung in vielen Gebieten zwischen 200 und 350 m ü. NN (THIESMEIER und GÜNTHER 1996). In Hessen besitzt er seine Hauptvorkommen im bewaldeten Hügel- und Bergland (JEDICKE 1992).

Den Krofdorfer Forst besiedelt der Feuersalamander, bezogen auf das Fließgewässer-Netz, weitgehend durchgängig (Abb. 1). Bei den zwei Begehungen wurden in den

Fließgewässern insgesamt 7623 Larven erfaßt. Kontrollen im Jahr 1992 zufolge werden die wenigen Stillgewässer im Untersuchungsraum nicht besiedelt. Für die bei der ökomorphologischen Kartierung vorgenommene Einteilung von relativ einheitlichen Bachabschnitten wurde die jeweils höhere Larvendichte je Abschnitt in die Auswertung einbezogen und eine mittlere Larvendichte pro 10 m Bachlänge berechnet. Dabei ergab sich eine maximale Abundanz von 17,2 Larven/10 m (mit punktuell deutlich höherer Dichte) bei einem Mittelwert sämtlicher Bachabschnitte von knapp 2,0 Larven/10 m (ungewichtet 1,7). In Abb. 2 ist die Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Larvendichten gewichtet für jeweils 10 m-Abschnitte dargestellt:

- Je 10,3 der 38,5 km untersuchten Bachlänge (jeweils 27 %) sind unbesiedelt bzw. weisen mit rechnerisch < 0,5 Larven/10 m eine unbedeutende Dichte auf, die vorrangig auf Verdriftung von Larven beruhen dürfte. Auf weiteren 3,7 km Länge (10 %) ist die Larvendichte mit 0,5 bis < 1 Larve/10 m sehr gering. Somit ist deutlich über die Hälfte der Fließgewässer für die Feuersalamander-Population unbedeutend.
- Am häufigsten treten geringe Larvendichten auf, die Häufigkeiten der Klassen nehmen mit wachsender Dichte kontinuierlich ab.
- Mittlere Abundanzen von über 5 Larven/10 m finden sich nur auf 3,0 km Bachlänge (8 % des Fließgewässernetzes), von über 10 Larven/10 m lediglich auf 290 m Strecke (0,7 %).

Das Bodensubstrat an den Fundstellen der Larven ist in über vier Fünftel der Fälle (82,5 %) schlammig, d.h. es dominieren die Kornfraktionen Schluff und/oder Ton. Daneben spielt Kies (9,7 %) eine gewisse Rolle, kaum dagegen Sand und Steine (Abb. 3).

Als Versteck dienen den Larven dort hauptsächlich im Wasser liegende oder hängende Äste/Zweige sowie Steine; daneben sind krautige Pflanzen(teile) im Wasser von größerer Bedeutung (Abb. 4).

Die Ufergehölze an den Fundorten, getrennt gewertet für beide Seiten des Baches, bilden zu knapp zwei Dritteln Laubbäume, zu 22 % Nadelbäume (fast ausschließlich Fichte), und zu 13 % ist mindestens eines der Ufer nicht durch Bäume bestanden (Abb. 5).

Der näheren Betrachtung bedürfen die 22 % der Ufer mit Fichten-Bestockung. Zieht man die unten geschilderten Ergebnisse der Kartierung der Ufervegetation hinzu, so ergeben sich folgende Aspekte:

- Bei beidseitiger Bestockung durch Fichte mit ≥ 60 % Anteil an der Baumschicht kommen gewichtet im Mittel 1,2 Larven/10 m vor, bei ≥ 90 % Anteil 1,4. Für die Buche liegen diese Werte bei 2,6 bzw. 2,5 Larven/10 m, für die Schwarzerle mit ≥ 60 % Anteil bei 1,6. Bei beidseitig ≥ 90 %iger Laubholz-Bestockung beträgt die Abundanz 1,6 Larven/10 m (ungewichtet, d.h. ohne Berücksichtigung der jeweiligen Bachstrecken-Längen, jedoch 2,3). Somit ist die Abundanz unter reiner Laubholz-Bestockung in der Regel höher als unter Fichten, im Optimum unter Buche um rund das Doppelte (vgl. Tab. 1).

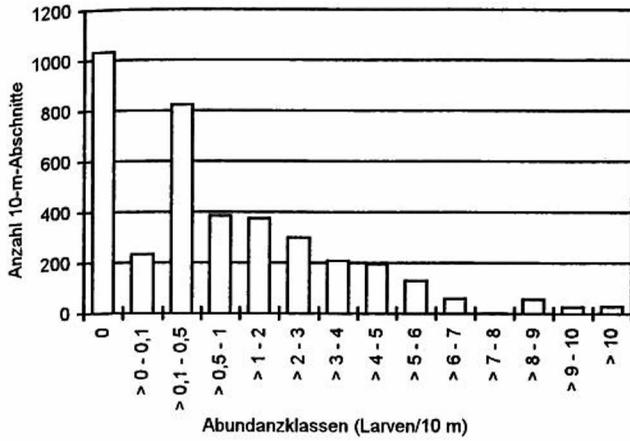


Abb. 2: Häufigkeit der verschiedenen Abundanzklassen in den Fließgewässern des Krofdorfer Forstes (n = 6725 Larven, berücksichtigt wurde jeweils nur die Zählung mit der jeweils höheren Larvenzahl), gewichtet bezogen auf die Zahl von 10 m-Abschnitten.

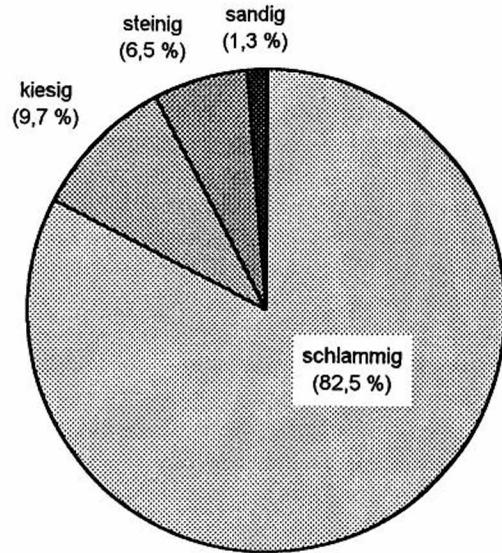


Abb. 3: Substrat am Hintergrund von Fundorten der Feuersalamander-Larven im Krofdorfer Forst (n = 4293, Mehrfachnennung möglich).

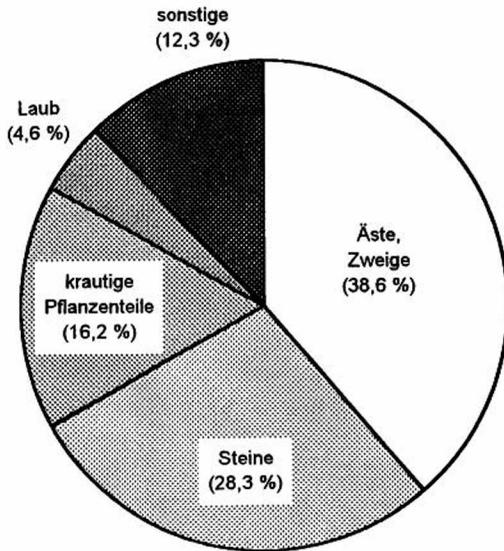


Abb. 4: Art der Verstecke von Feuersalamander-Larven im Krofdorfer Forst (n = 7893, Mehrfachnennung möglich).

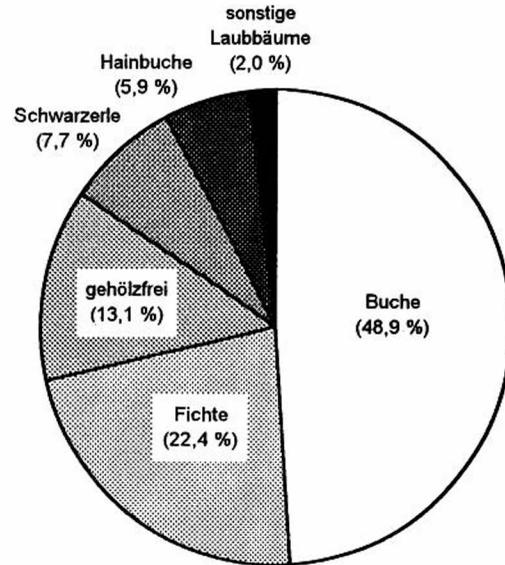


Abb. 5: Uferbewuchs an den Fundorten von Feuersalamander-Larven im Krofdorfer Forst, getrennt gewertet für beide Ufer (n = 7093, Mehrfachnennung möglich).

Tab. 1: Rechnerische Uferlänge der zu ≥ 90 bzw. 60 % von den Baumarten Fichte, Buche und Schwarzerle sowie Laubbäumen insgesamt eingenommenen Uferlänge (einseitig bzw. beidseitig) im Vergleich mit der mittleren Abundanz von Feuersalamander-Larven (Anzahlen Larven/10 m; bezogen und gewichtet in bezug auf die Bachlänge).

	≥ 90 % Fichte	≥ 60 % Fichte	≥ 90 % Buche	≥ 60 % Buche	≥ 60 % Erle	≥ 90 % Laubbäume
Uferlänge	9 810 m	15 430 m	18 110 m	27 595 m	13 285 m	45 375 m
mittlere Deckung Baumschicht	68 %	64 %	59 %	55 %	44 %	52 %
Feuersalamander-Abundanz	1,37	1,12	1,88	2,04	1,48 *	1,70
Ufer beiseitig o.g. Kriterien entsprechend:						
Uferlänge (= 2x Bachlänge)	6 640 m	11 290 m	16 365 m	25 305 m	12 250 m	40 995 m
mittlere Deckung Baumschicht	68 %	63 %	60 %	56 %	43 %	53 %
Feuersalamander-Abundanz	1,38	1,20	1,98	2,14	1,46 *	1,64

* unter Ausklammerung der Wiesental-Abschnitte

- Die unerwartet hohen Mittelwerte für die Fichte werden auch beeinflusst durch einige Bachabschnitte mit ungewöhnlich hoher Abundanz. Diese ist weder durch Abweichungen im Deckungsgrad der Baumschicht noch durch eine gegebenenfalls üppigere Krautschicht im Vergleich zu den gering- bis unbesiedelten Bachabschnitten unter Fichte zu erklären. Die Krautschicht deckt bei den von > 1 Larve/10 m besiedelten Bachabschnitten in den angrenzenden Fichtenforst-Streifen zwischen 1 und 32 %, im Mittel 8 %. In verschiedenen Fällen ergeben sich Hinweise auf das Vorhandensein gewisser Sonderstrukturen, die ein Abbläuen des Salamanders positiv beeinflussen könnten: punktuelle Erlengruppen am Bach oder Auflichtungen mit entsprechend besser ausgeprägter Krautschicht, auffällig viel Totholz im Bach etc.
- Ein gewisser Zusammenhang könnte zwischen dem Vorhandensein der Krautschicht im angrenzenden Fichtenforst und dem Larven-Vorkommen im Bach bestehen. In Bachläufen zwischen am Boden völlig vegetationsfreien Fichtenforsten sind bis auf drei Ausnahmen unbesiedelt (wertet man Larvendichten von < 0,5 Individuen/10 m allein als Ergebnis der Drift). Bereits bei 1 bis 4 % Deckung der Krautschicht treten jedoch häufiger Abundanzen zwischen 1 und 5 Larven/10 m auf. Umgekehrt erlaubt das Vorhandensein einer Krautschicht im Fichtenforst allein noch keinerlei Rückschlüsse auf das Vorhandensein von Salamanderlarven.

Sämtliche Interpretationsversuche des Verteilungsmusters sind jedoch vor dem Hintergrund einer generell hohen Verdriftungsgefährdung der Larven zu sehen. THIESMEIER (1992) wies nach, daß Hochwässer während der Hauptlaichzeit - wenn die Larven eine geringe Körpergröße besitzen - sehr hohe Verdriftungsraten in tiefer gelegene Gewässerabschnitte auslösen; größere Larven zeigen eine höhere Widerstandsfähigkeit. Die Verluste durch Drift betragen nach THIESMEIER (1992) bereits unter naturnahen Verhältnissen rund 30 %.

Selbst kleine Niederschlagsereignisse können binnen Stunden mehr als eine Verhundertfachung der Abflussspende der kleinen Gewässer verursachen, wie FÜHRER (1990) im Krofdorfer Forst zeigte: Zwar ist die Retentionsleistung des Bodens während der Vegetationsperiode erheblich größer als im Winterhalbjahr, doch bedingen sehr intensive Regenfälle „einen kurzen, aber heftigen Abflußpeak. Sowohl der Hochwasseranstieg wie auch der Abfall vollziehen sich innerhalb von Minuten, die gesamte Hochwasserdauer kann weniger als eine Stunde betragen ... Diese kurzen Abflußpeaks der Vegetationszeit beruhen ausschließlich auf der direkten Weitergabe des auf das Gewässerbett (Wasseroberfläche + Uferböschungen) auftreffenden Niederschlagswassers an den Vorfluter.“ Für das Makrozoobenthos und insbesondere Salamanderlarven können solche Kurzzeit-Ereignisse entscheidende bestandsreduzierende Wirkung haben.

4.2 Fische

Hinweise auf die Besiedlung der untersuchten Fließgewässer - wenn auch nicht mehr ganz aktuell - liefert das

Gutachten von SCHWEVERS (1986). Insbesondere im Vergleich mit der Verbreitung von Salamander-Larven, für die Fische als Prädatoren wirken, ergeben sich aus dieser Arbeit interessante Hinweise:

- Im Fohnbach dringt die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) mit einer reproduktiven Population in der überwiegend von Grünland mit unterschiedlich gut ausgeprägtem Schwarzerlen-Saum geprägten Aue bis etwa 1,8 km unterhalb der Quelle vor. Dort wurden keinerlei Salamanderlarven gefunden. Oberhalb dieses durch einen Rohrdurchlaß abgeriegelten Bachabschnitts kommen innerhalb der nächsten rund 800 m Fließstrecke nur geringe Larvendichten (< 1 Larve/10 m) vor. Erst dann folgt in Richtung Quellregion eine höhere Dichte von bis zu 2,8 Larven/10 m. Nur im untersten Randbereich des von Salamanderlarven unbesiedelten Fohnbachs leben Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*) und Schmerle (*Neomachilus barbatulus*), die ansonsten auf die mündungsnäheren Bachabschnitte beschränkt sind.
- Keinerlei Fischvorkommen bestehen offenbar im waldnahen bzw. -umschlossenen Oberlauf des Gleibachs.
- Den Wißmarbach besiedelt die Bachforelle mit einer reproduktiven Population bis 100 m unterhalb seiner Verästelung in zahlreiche Quellbäche. Das bestätigen die sehr seltenen Larvenfunde (zwischen 0 und 0,2 Larven/10 m). Neben der Bachforelle kommen randlich im untersten Bereich - ohne Larven-Funde des Feuersalamanders - Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Plötze (*Rutilus rutilus*) und Regenbogenforelle vor.

Somit ist - unter dem Vorbehalt mangelnder Zeitgleichheit der Datenerhebung - von einer strikten Trennung zwischen den Vorkommen von Fischen und Salamander-Larven auszugehen, wie u.a. auch THIESMEIER (1992) feststellte. Eine Koexistenz scheint allenfalls in einem nischenreichen Bachbett mit Flachwasserzonen möglich zu sein (SOUND und VEITH 1994). Die teils dichte Besiedlung der kleinen Neben-Rinnale der Hauptgewässer durch Salamander-Larven läßt umgekehrt auf das dortige Fehlen der Prädatoren schließen.

Negativ aus ichthyologischer Sicht wirken zahlreiche Aufwanderungsbarrieren in allen drei Hauptfließgewässern, vor allem verrohrte Wegeunterführungen mit der aus dem stärkeren Gefälle dieser Durchlässe resultierenden Folge der Kolkbildung am Auslauf. Diese Sohlstürze sind für die meisten aquatischen Organismen nicht mehr zu überwinden, so daß es zur Isolation der oberhalb liegenden Bachabschnitte kommt. Damit ist das vollständige Fehlen der an sich mit der Bachforelle vergesellschafteten Groppe (*Cottus gobio*) zu erklären, die laut SCHWEVERS (1986) bereits 10 cm hohe Hindernisse nicht mehr überwinden kann.

4.3 Libellenvorkommen

In drei Quellregionen wurden durch PATRZICH (1990) sowohl die Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltonii*) als auch die bis dahin in Hessen als ausgestorben geltende Gestreifte Quelljungfer (*C. bidentatus*) nachgewiesen - erstere an zwei, die zweite an drei Gewässern

bodenständig. Folgende Habitateigenschaften nennt der Autor für die Vorkommen:

- einige Dezimeter schmale, sehr seichte, aber ganzjährig wasserführende Bachläufe am quellnahen Oberlauf,
- Güteklasse I (oligosaprob),
- mulmiger Bachgrund mit Ansammlungen von feinem Detritus an strömungsarmen Stellen,
- wenigstens stundenweise Besonnung,
- häufig lichte Buchenhochwälder angrenzend.

Das Vorhandensein kleiner Fichtenforsten verschiedenen Alters schließt eine Besiedlung oberhalb liegender Bachabschnitte offenbar nicht aus; problematisch werden sie erst, wenn sie durch zunehmendes Alter Larvalhabitate vollständig überschatten (PATRZICH 1990).

Die *Cordulegaster*-Larven wirken als Prädatoren für die Larven des Feuersalamanders. Auch hier sollen daher die Vorkommensorte mit den Ergebnissen der Salamander-Kartierung verglichen werden:

- Im quellnahen Oberlauf des Gleibachs, wo beide Quelljungfer-Arten anhand ihrer Larven nachgewiesen wurden, wurden wie im übrigen Teil des Bachlaufs keine Salamander-Larven nachgewiesen, während im Nebenarm bis zu 3,2 Larven/10 m leben. Dieser Abschnitt ist zugleich fischfrei.
- Der Abschnitt des Fohnbachs, wo PATRZICH ebenfalls die Reproduktion beider *Cordulegaster*-Arten nachwies, zeigt sich eine sehr geringe Larvendichte des Feuersalamanders, direkt unterhalb steigt diese auf bis zu 2,8 Larven/10 m. Ob für diesen Unterschied die Prädation durch Libellenlarven oder eher die dem Salamander in unmittelbarer Quellnähe nicht mehr zuzurechnende Bachstruktur verantwortlich ist, bleibt unklar.
- An dem namenlosen Bachabschnitt nördlich des Waldhauses mit Larvenfunden von *Cordulegaster bidentatus* kommen zwischen 0,3 und 2,6 Larven/10 m des Feuersalamanders vor; der Libellen-Fundort ist jedoch anhand der Beschreibung nicht exakt identifizierbar.

Diese Befunde lassen eine eindeutige Aussage über die Prädationswirkung von Quelljungfer-Larven auf die Larven des Feuersalamanders nicht zu, ein Einfluß erscheint jedoch wahrscheinlich.

5 Ökomorphologie der Gewässer; Vegetation und Böden

5.1 Struktur der Bachläufe und Auen

Die dreistufige Bewertung der ökomorphologischen Struktur der Bachläufe und eines insgesamt 10 m breiten Uferstreifens sowie die Aussagen zur Gehölzarten-Zusammensetzung erlauben eine erste Einschätzung des Handlungsbedarfs. Von insgesamt 72,6 km bewerteten Uferstreifen (wobei in der Regel die Bewertung der gegenüberliegenden Ufer übereinstimmt) wurden eingestuft

- 25,1 km (35 %) als natürlich oder naturnah (Kategorie 1),
- 22,8 km (31 %) als wenig beeinträchtigt, den natürlichen Verhältnissen noch nahestehend (Kategorie 2),
- 24,8 km (34 %) als stark beeinträchtigt bis naturfern (Kategorie 3).

Fließgewässer in natürlichem bzw. naturnahem Zustand zeigen in den aufgrund der Geländemorphologie möglichen Grenzen eine Dynamik mit Uferabbrüchen und - wenn eine wenigstens schmale Aue vorhanden ist - mehr oder minder ausgeprägte Mäander. Die Gehölzvegetation entspricht mit Laubholz-Bestockung - azonalen Bachauenwäldern und zonalen Buchen(misch)wäldern - überwiegend den natürlicherweise am Standort zu erwartenden Gesellschaften. Anthropogene Eingriffe u.a. durch Wegebau fanden nicht innerhalb des 10 m breiten Auenstreifens statt.

Stark beeinträchtigte bis naturferne Gewässerabschnitte zeichnen sich dagegen durch starke anthropogene Eingriffe wie Fichten-Monokulturen am Gewässerufer, Bachbegradigung und -verbau, unmittelbar angrenzende Forstwege, Fischteich-Anlagen usw. aus (vgl. Abschnitt 6).

Vier Typen von Tälern kleiner Waldfließgewässer sind im Krofdorfer Forst zu unterscheiden (Abb. 6):

- **Typ 1: kleinste Rinnsale**, die bislang kaum eine talartige Einkerbung in die Geländemorphologie erodierten, so daß man im Prinzip nicht einmal von einem Tal sprechen kann. Die Gewässer fallen häufig trocken. Mit Ausnahme einzelner Kleinflächen mit Sickerquellen kann sich keine Ufergehölz-Vegetation ausbilden, im Waldbild sind die flächigen Waldgesellschaften nicht unterbrochen.
- **Typ 2: kleine Kerbtäler ohne Aue**, d.h. das schmale Fließgewässer grenzt unmittelbar an die mehr oder minder steil eingetieften Talhänge. Auch hier überschirmten Buchen bzw. forstliche Ersatzgesellschaften den Bachlauf.
- **Typ 3: weiter geöffnete Kerbtäler mit einer schmalen Aue**, die zumindest natürlicherweise einen von Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) gebildeten Bachauenwald tragen (s. Abschnitt 5.3).
- **Typ 4: breite Bachauen**; neben dem ufernahen Bachauenwald würde unter natürlichen Bedingungen ein Eichen-Hainbuchenwald und auf stärker quellfeuchten Stellen ein Erlen-Feuchtwald stocken - im Krofdorfer Forst wurde der Wald meist zugunsten von Grünland-Nutzung gerodet und z.T. mit Fichte aufgeforstet.

Von Feuersalamander-Larven besiedelt sind in erster Linie die Bachtypen 2 und 3, geringer dagegen die kleinsten (meist temporären) Rinnsale und nicht nennenswert die etwas größeren Fließgewässer innerhalb einer breiten Aue, wo bereits Fische als Prädatoren vorkommen (s. Abschnitt 4.2).

5.2 Gehölzvegetation der Uferstreifen

Um die Häufigkeit der verschiedenen Baumarten der je 5 m breiten Uferstreifen zu verdeutlichen, sind in Tab. 2 die prozentualen Anteile der Arten an der Bestockung der einzelnen Bachabschnitte rechnerisch auf durch die Bäume eingenommene Uferlänge bezogen. Demnach nehmen Laubbäume 75,1 % der gesamten Uferlänge ein, Nadelbäume (bis auf wenige Ausnahmen Fichte, *Picea*

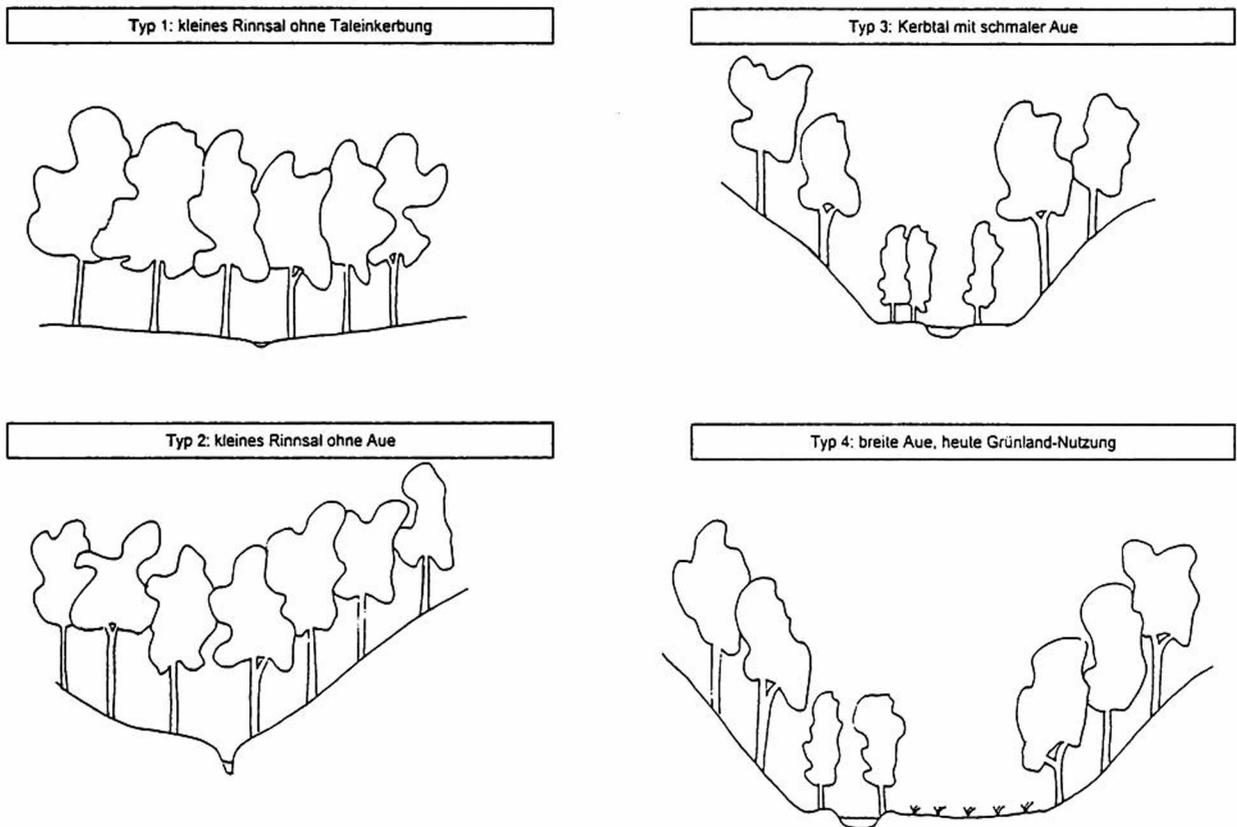


Abb. 6: Geomorphologische Grundformen der Täler kleiner Waldfließgewässer im Krofdorfer Forst (in Anlehnung an Hessisches Forstamt Gießen 1991).

abies) 24,9 %; gehölzfreie Abschnitte wurden nicht bewertet. Die bedeutsamste Baumart ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) mit 42,1 %, nach der Fichte gefolgt von der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) mit 21,3 %. Erle und Esche (*Fraxinus excelsior*) gemeinsam nehmen 22,9 % der Uferlänge ein (als Absolutwert 15,7 km). Somit finden sich an knapp einem Viertel der Ufer Bachauenwälder, ungeachtet ihrer Fragmentierung und Qualität. Dabei ist zu berücksichtigen, daß diese im quellnahen Bereich in der Regel von Natur aus nicht vorkommen, da die Geländemorphologie mit fehlender Talverebnung keinen Raum bietet. Eichen (*Quercus robur*, *Q. petraeae*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) spielen dagegen nur vergleichsweise kleinräumig eine Rolle.

Tab. 2: Prozentualen Anteile der Baumarten an der Bestockung der einzelnen Bachabschnitte, rechnerisch auf durch die Bäume eingenommene Uferlänge bezogen (bewertete Uferlänge: 70,1 km).

	Uferlänge (m)	Anteil (%)
Buche	28 875	41,2
Stiel- und Traubeneiche	2 700	3,9
Hainbuche	4218	6,0
Schwarzerle	14 605	20,8
Esche	1 085	1,6
sonstige Laubbäume	1 526	2,1
Fichte u.a. Nadelbäume	17 092	24,4

Mindestens 90 % Laubbaum-Anteil besitzt die Bestockung auf 45,4 km Uferlänge, beidseitig auf 21,0 km Tallänge (vgl. Tab. 1). Einseitige Bestockung mit ≥ 60 % Schwarzerle findet sich auf 27,6 km Uferlänge, beidseitig auf 6,1 km Tallänge.

Problembereiche mit besonders dringlichem Handlungsbedarf stellen dagegen 9,8 km Ufer mit ≥ 90 % bzw. 15,4 km Ufer mit ≥ 60 % Fichten-Bestockung (beidseitig 6,6 bzw. 11,3 km Tallänge) dar.

5.3 Feuchtwald-Gesellschaften

Aus vegetationskundlicher Sicht sind bachbegleitende Feuchtwälder von besonderer Bedeutung für den Naturschutz: Die Biotoptypen Erlen- und Eschenwald an Fließgewässern sind in der bundesweiten Roten Liste (RIECKEN et al. 1994) als gefährdet geführt, ebenso die unten genannten Gesellschaften in verschiedenen Bundesländern überwiegend als gefährdet (vgl. JEDICKE 1997); eine Rote Liste der Pflanzengesellschaften für Hessen und den Bund besteht nicht. POTT (1995) bezeichnet das *Carici remotae-Fraxinetum* als „stark gefährdeten, wertvollen Bachauenwald“.

Pflanzensoziologisch handelt es sich bei den überwiegend galerieartigen Feuchtwäldern im Krofdorfer Forst vor allem um Erlen-Eschen-Bachrinnenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*), stellenweise Hainmieren-Schwarzerlenwald (*Stellario nemorum-Alnetum*) sowie punktuell auf stark quelligen Standorten Erlen-Quellwald (*Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum glutinosae*) (JEDICKE 1988). Alle drei

Gesellschaften einschließlich des *Carici remotae-Fraxinetum* werden in der Baumschicht durch die Schwarzerle geprägt, nur auf einigen Teilflächen des Bachrinnenwaldes dominiert die in dieser Gesellschaft an sich typischere Esche (vgl. ELLENBERG 1996, POTT 1995, SCHMIDT 1995).

Mit Ausnahme von Teilabschnitten des Fohnbachtals, in welchem solche Feuchtwälder im Talquerprofil bis zu 35 m Breite erreichen, sind diese häufig auf eine Baumreihe bzw. wenige Meter schmale Galerien entlang des Ufers beschränkt. Dieses entspricht aufgrund der standörtlichen Bedingungen zum Teil den natürlichen Verhältnissen, vielfach werden die Feuchtwälder aber durch unmittelbar angrenzende Fichtenforsten offensichtlich eingeschränkt. Trotz der verbreiteten Fragmentierung der Feuchtwälder durch solche nicht standortheimischen Waldbestände bietet der Krofdorfer Forst mit der genannten 15,7 km Uferlänge mit Erlen- und Eschenbeständen einen relativ guten Ausgangsbestand für weitergehende Renaturierungen.

5.4 Bodentypen

Auf 14 im Jahr 1987 untersuchten Probeflächen von Feuchtwald-Gesellschaften in der Fohnbach- und Gleichbachaue wurden zugleich Bodenprofile aufgenommen. Dabei wurden anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Bodenkunde 1982) folgende Bodentypen bestimmt:

- Vega-Gley (allochthoner brauner Auenboden) auf fünf Flächen des *Stellario nemorum-Alnetum* sowie auf zwei Flächen des *Carici remotae-Fraxinetum*;
- Auengley auf einer Fläche des *Carici-Fraxinetum*;
- Anmoorgley auf je einer Fläche des *Carici-Fraxinetum* und des *Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum*;
- Quellengley auf einer Fläche des *Carici-Fraxinetum*;
- Naßgley auf einer Fläche des *Chrysosplenio-Alnetum*;
- Auftragsboden über Auengley in einer Fläche des *Stellario-Alnetum*;
- Auengley-Brauner Auenboden als Übergangstyp auf einer Fläche des *Stellario-Alnetum*.

Im Bereich der Talverehnungen sind somit sowohl Bodentypen aus der Klasse der Auenböden mit M-Horizont aus verlagertem Bodenmaterial als auch der Gleye mit grundwasserbeeinflussten Go- und Gr-Horizonten; zwischen beiden Klassen sind verschiedene Übergänge festzustellen. Von besonderer Seltenheit sind anmoorige Horizonte, in welchen aufgrund hochansteigenden Stau- und/oder Grundwassers der Abbau organischer Substanz gehemmt ist.

6 Diskussion anthropogener Einflüsse auf Waldfließgewässer und ihre Auen

Im Untersuchungsgebiet wurden bei den Kartierungen die in Tab. 3 zusammengefaßten, überwiegend negativ zu bewertenden anthropogenen Einflüsse festgestellt. Diese resultieren aus der Landnutzung und damit verbundenen Eingriffen durch Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Freizeit. Die sich daraus ergebenden Konsequenzen sind in der Tabelle jeweils exemplarisch und stichwortartig genannt.

Die größte Bedeutung besitzt bereits allein aufgrund ihrer Flächenwirksamkeit die forstwirtschaftliche Nutzung, die einer weiteren Diskussion im Zusammenhang mit den erzielten Ergebnissen und mit anderen Untersuchungen bedarf.

a) Fichtenforsten

Unmittelbar angrenzende Fichtenforsten wirken zwar auf die Vorkommen von Larven des Feuersalamanders in Fließgewässern nur begrenzt negativ und nicht als vollständiger Ausschlußfaktor. Dennoch ist zu konstatieren, daß die Salamander an Land hier - wenn überhaupt - nur einen suboptimalen Lebensraum finden. So fassen THIESMEIER und GÜNTHER (1996) zusammen: „Der typische Lebensraum juveniler und adulter Feuersalamander sind feuchte, quellbachdurchzogene Laubmischwälder ... Deutlich seltener (bis fehlend) sind die Tiere in Nadelwäldern, obwohl es auch hier individuelle Unterschiede gibt. So werden aus Thüringen Populationen aus reinen Nadelwaldgebieten beschrieben, die relativ feucht sind und die eine 'Krautschicht' aus Moosen und Farnen besitzen.“ Für den Feuersalamander wirken sie zumindest nicht als Ausbreitungsbarriere, da - wie REH et al. (1992) sowie VEITH und SEITZ (1995) anhand populationsgenetischer Untersuchungen zeigten - die metamorphosierten Tiere stärker über Wasserscheiden hinweg als entlang von Fließgewässern migrieren.

Für andere Arten bzw. Gruppen des Makrozoobenthos ist jedoch ein wesentlich stärkerer negativer Einfluß auf die Biozönosen von Fließgewässern nachgewiesen. So zeigten HERING et al. (1993), daß maximal 200 m lange Abschnitte mit Fichtenreinbeständen im Alter zwischen 25 und 40 Jahren durchschnittlich nur 38 % der Individuenzahl des Makrozoobenthos im Vergleich zu Bachabschnitten innerhalb von Laubwald aufweisen. Besonders beeinträchtigt sind demnach Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Wasserkäfer (Coleoptera), aber auch Krebse (Crustacea), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera). Außerdem bewiesen die Autoren, daß das Ausbreitungsverhalten der Imagines mehrerer semiterrestrischer Insektengruppen behindert wird. Indikatororganismen für verschiedene Versauerungsstufen von Quellbächen auf basenarmem geologischem Untergrund im Hunsrück nennt MAUDEN (1994).

HERING et al. (1993) diskutieren verschiedene mögliche Ursachen der Verarmung der Bergbachfauna durch Fichtenforsten:

- Versauerung ist je nach geologischem Substrat und dessen Puffervermögen und in Abhängigkeit von der Längenausdehnung von „verfichteten“ Ufern nicht zwingend zu erwarten.
- Nahrungsmangel infolge des Fehlens von Licht, Falllaub, organischer Drift oder Beutetieren betrifft Algenaufwuchsfresser, Blattzerkleinerer (Schredderer) und Räuber.
- Das Fehlen bestimmter Mikrohabitate wie Wassermoose und flutende Ufervegetation, niedrigere Wassertemperaturen, Barrierewirkungen und ein Mangel der Schwarmhabitate für Insekten-Imagos können weitere Ursachen für das Fehlen bzw. verringerte Individuenzahlen einzelner Arten bilden.

Tab. 3: Anthropogene Einflüsse auf Waldfließgewässer und ihre Auen im Krofdorfer Forst sowie Beispiele für deren Folgen.

Verursacher	Einflußfaktoren	Konsequenzen
Forstwirtschaft	Einbringung bzw. bei natürlicher Verjüngung Tolerierung der Fichte u.a. Nadelbäume	→ beeinträchtigt Chemismus des Wassers, u.a. Versauerung → Fehlen von totem Laub als Habitatement im Gewässer → intensive Beschattung und weitgehend fehlende Krautschicht → massive Beschränkung der Lebensmöglichkeiten des Makrozoobenthos
	Förderung nicht autotypischer Bäume am potentiellen Standort von Bachauenwäldern	→ verringerte Bodenfeuchte unter Pappel → Seltenheit und Fragmentierung von Bachauenwäldern
	Altersklassenwald mit Kahlschlag-Nutzung	→ periodische Freistellung von Boden und Gewässer mit der Folge intensiver Besonnung, somit Erwärmung und starkes Pflanzenwachstum → keine langfristige Lebensmöglichkeit für „Schattenarten“ → eingeschränkte Strukturvielfalt innerhalb eines Bestands
	Mangel an Totholz sowie Alters- und Zerfallsstadien der autotypischen Wälder	→ eingeschränkte bis fehlende Lebensmöglichkeiten für Alt- und Totholz-Bewohner
	Störung der Gewässermorphologie durch Holzurückung	→ Verschlammung und Trübung des Gewässers, Störung von Bachuferstrukturen und Bodenhorizontierung hydromorpher Böden
	forstlicher Wegebau und dadurch ausgelöste Eingriffe in Aue und Gewässer, Bau von Rohrdurchlässen	→ Einschränkungen der Auedynamik, der Fläche von Gleyen, Auenböden und Auenvegetation, der fließenden Übergänge standörtlicher Bedingungen (Bodencatenen und Ökotope) → Unterbinden der für viele limnische Tierarten lebensnotwendigen Ausgleichswanderungen bachaufwärts und somit Isolation
Landwirtschaft	Grünlandnutzung ohne Einhaltung eines Pufferstreifens mit Erlen-Galeriewald zum Gewässer in Waldwiesentälern	→ Eintrag mineralischen und organischen Düngers → bei Fehlen eines Galeriewaldes intensive Besonnung und damit Erwärmung des Wassers und erhöhtes Pflanzenwachstum
	ungehinderter Zugang des Weideviehs zu Quellbereichen und zum Fließgewässer	→ Verschlammung des Gewässers und Zusetzen von Hohlräumen im Bodensubstrat (Mikrohabitat für viele Arten des Makrozoobenthos) → Wassertrübung
	Grünlandnutzung auf potentiellen Standorten frischer bis feuchter Eichen-Hainbuchen- und Erlen-Eschen-Wälder	→ Zurückdrängen der standorttypischen Waldvegetation → jedoch bei extensiver Grünlandnutzung zum Teil Entstehung von schutzwürdigen Feuchtwiesen-Gesellschaften
Wasserwirtschaft	Uferbefestigung und Begradigung, Gewährleisten eines „raschen Abflusses“	→ Verlust der natürlichen Dynamik von Fließgewässer und Aue sowie damit verbundener Habitatstrukturen (Prall- und Gleithänge, Uferabbrüche, Ökotope etc.) → Lebensraum-Verlust - je nach Stärke des Eingriffs - für einen Großteil des Makrozoobenthos sowie die Fischfauna
	Brückenbauwerke und Rohrdurchlässe	→ Unterbinden der für viele limnische Tierarten lebensnotwendigen Ausgleichswanderungen bachaufwärts und somit Isolation
Freizeitnutzung		→ Erwärmung, Nährstoff-Belastung und ggf. Trübung des Wassers im bachabwärts gelegenen Abschnitt, dadurch Einschränkung der Lebensmöglichkeiten u.a. kaltstenothermer Arten → Störung von Wasserhaushalt, Bodencatena und standorttypischer Vegetation sowie der davon abhängigen Tierarten
	Gartenanlage und intensive -pflege (häufig in Verbindung mit Teichen)	→ extrem naturferne Vegetation (bis hin zu Scherrasen und Zierkoniferen) → landschaftsästhetischer Negativfaktor (Einzäunung)

Für vier Probeflächen mit Buchen-Althölzern und fehlendem bis geringem Fichten-Anteil (maximal 13 %) an der Bestockung des Wassereinzugsgebiet wies FÜHRER (1990) im Krofdorfer Forst mittlere jährliche pH-Werte von Quellbächen zwischen 6,9 und 7,6 bei einer signifikanten Zunahme zwischen 1974 und 1986 nach. Somit und in Anbetracht der relativ basenreichen Böden im Gebiet ist bislang nicht von einer massiven Versauerung der Gewässer - durch Fichtenforsten und atmosphärische Ein-

träge - auszugehen. Das erklärt FÜHRER in Anbetracht mäßig bis stark saurer Böden im Hauptwurzelraum der Bäume durch eine Pufferung des Wassers auf der Fließstrecke zum Bach (undurchwurzelte Zone bzw. Grundwasserumsatzraum) aufgrund von Carbonatresten in tieferen Bodenlagen - wann dieser Puffer erschöpft sei, lasse sich nicht prognostizieren.

Auch die gewässerbegleitende Vegetation wandelt sich unter Fichtenforsten stark: Anstelle von Quellfluren und Quellwäldern mit dem Gegenblättrigen Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*) als Leitart stellen sich Torfmoose wie *Sphagnum fallax* und Gemeines Haarmützenmoos (*Polytrichum commune*) ein (HINTERLANG 1994).

b) Baumartenwahl

Auch wenn in der Aue Laubholz-Bestände begründet werden, so handelt es sich häufig nicht um auentypische Arten und damit verbundene Pflanzengesellschaften. Für stenöke, auf feuchte Bachauenwälder spezialisierte Arten ist damit eine Fragmentierung und gegebenenfalls Isolation der verbleibenden Wälder verbunden, die der potentiellen natürlichen Vegetation in den Auen entsprechen.

c) Altersklassenwald

Die vorherrschende Altersklassen-Nutzung bewirkt eine plötzliche Freistellung des Bodens und Gewässers, welche für den Bodenwasserhaushalt und für stenöke Schatten- und hygrophile Arten einen gravierenden Einschnitt bedeutet (vgl. SCHERZINGER 1996). Eine für spezialisierte Arten notwendige Konstanz des Lebensraums - die langfristige Existenz benötigter Habitatstrukturen an ein und demselben Ort - ist somit nicht gegeben. Zum anderen schränkt diese Form der forstlichen Nutzung die vertikale Strukturvielfalt innerhalb der Bestände stark ein.

d) Totholz-Mangel

Forstliche Nutzung verkürzt das natürliche Baumleben um durchschnittlich 50 %. Somit finden auf die Alters- und Zerfallsphase von Baumbeständen und damit einhergehende Habitatstrukturen angewiesene Organismen im Wirtschaftswald kaum geeignete Lebensbedingungen (u.a. SCHERZINGER 1996). Das trifft beispielsweise zu für viele Arten der epiphytischen und bodenbewohnenden Moose und Flechten, parasitische und saprophytische Pilze, Vögel, Schnecken (am Boden liegendes Totholz), Käfer (besonders Bockkäfer, Hirsch- und Blatthornkäfer, Kurzflügler und Buntkäfer), Schwebfliegen, Schmetterlingsmücken, Bienen, Holzwespen sowie Landasseln (vgl. Angaben zu den verschiedenen Artengruppen bei JEDICKE 1997).

e) Holzurückung

Verschiedentlich wurde festgestellt, daß bei einem Maschineneinsatz im Wald - insbesondere durch Rückemaßnahmen bei der Endnutzung von Beständen - die Bachufer und Gewässerstrukturen insgesamt beschädigt werden. Ausgelöst wird dadurch auch eine starke Wassertrübung und Verschlammung in unterhalb liegenden Bachabschnitten.

f) forstlicher Wegebau

Aus technischen Gründen folgen Forstwege häufig dem Talverlauf und verursachen hier durch Hanganschnitte und Aufschüttungen eine Störung von Wasserhaushalt, Bodencatena, Ökotonen mit den typischen Standortgradienten sowie der davon abhängigen Orga-

nismen und Biozöosen. Talquerungen durch Wege erfolgen im Falle der kleinen, quellnahen Fließgewässer in der Regel mittels Rohrdurchlässen, welche - wie am Beispiel der Fische beschrieben, jedoch für zahlreiche aquatische Organismen von Belang - bachaufwärts gerichtete Wanderungen als notwendiger Ausgleich für Verdriftungen unterbinden können.

7 Empfehlungen für den Bachauenschutz im Wald

Aus den Resultaten ergeben sich eine Reihe von Anforderungen an den Bachauenschutz im Wald. Diese sind auch im Zusammenhang mit einer zu fordernden Umsetzung der aktuell laufenden Gewässerstrukturgüte-Kartierung in Hessen (Hessisches Ministerium für Umwelt ... 1996) in praktische Maßnahmen bedeutsam. Die speziell im Wald mit einem Bachrenaturierungsprogramm exemplarisch - auch im Krofdorfer Forst - gestarteten ersten Renaturierungsprojekte sollten in ein breiter angelegtes landesweites Konzept überführt werden, für das Hessisches Ministerium für Landesentwicklung ... (1994) erste praxisorientierte Hinweise gibt.

Folgende grundsätzliche Empfehlungen sind als Ergebnis der Untersuchungen im Krofdorfer Forst zu folgern:

(1) Gewährleistung größtmöglicher Auendynamik

Das übergeordnete Hauptziel sollte lauten, in den Auen Prozeßschutz (JEDICKE 1995a) zu betreiben, d.h. den Ablauf natürlicher Prozesse möglichst ungestört zuzulassen. Dieses betrifft vor allem die Auendynamik mit permanenten Erosions- und Sedimentationsprozessen sowie dadurch ausgelöste Laufveränderungen. Diese wird u.a. durch ufernahe Baumpflanzungen eingeschränkt. Die nachfolgenden Punkte geben Hinweise zu Detailaufgaben, die gemeinsam zum Ziel eines dynamischen Naturschutzes führen können.

(2) Umbau von Fichten-Vorkommen in naturnähere Bestände

Mittelfristig sollten Fichtenforsten zumindest in beiderseits möglichst breiten Streifen entlang der Fließgewässer durch Laubbäume ersetzt werden, wie es im Krofdorfer Forst zugunsten des Quelljungfer-Schutzes in Einzelfällen bereits erfolgte. Die erforderliche Breite solcher Streifen richtet sich nach verschiedenen Faktoren:

- Breitenausdehnung der Talau: Bei fehlender oder nur wenige Meter breiter Aue sind auch die angrenzenden unteren Hangbereiche von Nadelbäumen freizuhalten. Ansonsten sollte generell die gesamte Talbreite eine Tabuzone darstellen.
- geologisches Ausgangssubstrat: Auf basenarmem Gestein mit der Gefahr einer Versauerung der Gewässer muß der Abstand vom Gewässer zu Nadelholzforsten unter Berücksichtigung der hydrologischen Situation (z.B. Sickerquellen an den Talhängen) größer sein als auf gegenüber Versauerung relativ unempfindlichem Untergrund.
- Exposition und Hangform: Je nach Geländemorphologie ist ein größerer oder geringerer Abstand anzu-

streben, um eine erhöhte Schattenwirkung von Nadelbaum-Althölzern auf den Bach zu vermeiden.

Quellbereiche sind grundsätzlich von Nadelbäumen freizuhalten und sollten im Wald im allgemeinen der natürlichen Sukzession überlassen bleiben.

(3) Förderung von Bachauenwäldern und Wäldern feuchter Standorte

Erlen-Eschen-Bachrinnenwälder bilden an einem großen Teil der Gewässer die natürliche Ufervegetation, sofern eine wenigstens schmale Talverebnung vorhanden ist. Durch Initial-Bepflanzung und/oder Sukzession sollte diese dort wiederhergestellt werden, wo sie heute Lücken aufweist. Neben Schwarzerle und Esche sollten auf feuchten (nicht nassen) Böden zusätzlich auch Feldulme (*Ulmus minor*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Stieleiche (*Quercus robur*) als Hauptbaumarten sowie beigemischt zum Teil Winterlinde (*Tilia cordata*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Traubeneiche (*Quercus petraea*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Berg- und Spitzahorn (*Acer pseudoplatanus* und *A. platanooides*) sowie Flatterulme (*Ulmus laevis*) gefördert werden (vgl. GODT et al. 1988).

Im hessischen Staats-, Kommunal- und Gemeinschaftswald (77 % der gesamten Waldfläche des Landes) schätzt WEIMANN (1993) die Existenz von rund 1200 Beständen von „Wäldern wasserzügiger Standorte“ im Sinne der Bachauenwälder nach Hessischer Biotopkartierung auf 1140 ha Fläche (ohne Bruch- und Sumpfwälder mit zusätzlich 1130 ha). Dieses entspricht 0,18 bzw. zusammen 0,35 % der betrachteten Waldfläche - ein minimaler Anteil, der einer Vergrößerung bedarf.

(4) Schonung der Gewässer bei forstlichen Maßnahmen und Beweidung

Ein kleinräumiges Mosaik in der Habitatstruktur innerhalb der Gewässer ist aus faunistischer Sicht wertvoll - mit Zonen unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten und folglich einer hohen Variabilität in der Korngrößenverteilung des Sediments. Bei forstlichen Maßnahmen dürfen auch versehentlich keine Schäden an den Gewässern und ihren Ufern vorkommen; Begradigungen z.B. im Zusammenhang mit Wegebau sind nicht vertretbar.

In den landwirtschaftlich genutzten Wiesentälern ist ein Zugang des Weideviehs zu Quellbereichen (auch Sickerquellen) grundsätzlich nicht und zum Bach als Tränke nur punktuell an wenig sensiblen Bereichen zuzulassen (z.B. mit steinigem Bachgrund). Durch mindestens 5 m breite Pufferstreifen zur Grünlandnutzung sind nutzungsbedingte negative Randeinwirkungen zu verringern. Über die Notwendigkeit einer Änderung bestehender Nutzungsformen und -intensitäten bzw. die Fördermöglichkeiten verträglicher Nutzungen ist im Einzelfall zu urteilen.

(5) Entschärfung von Wanderungshindernissen im Längsgradienten der Gewässer

Wanderungshindernisse innerhalb der Fließgewässer wie Querverbauungen und insbesondere Rohrdurchlässe unter Wegen sind überwindbar zu gestalten. Geeignete Maßnahmen dazu bilden

- ein Rückbau von Forstwegen, die nicht zwingend erforderlich sind bzw. ihre Funktion auch als Sackgassen erfüllen können, unter vollständiger Entfernung der Rohrdurchlässe und damit verbundenen Aufschüttungen;
- der Bau kleiner Brücken, möglichst unter Verwendung von im Gebiet gewonnenen Steinen, mit breitem Querschnitt für den Bach und gleichem Bodensubstrat wie in den angrenzenden Bachabschnitten;
- eine Modifikation bestehender Rohrdurchlässe durch Ersatz runder Rohre durch breitere Kastenprofile, die ein natürliches Substrat am Bachgrund zulassen.

(6) Offenhaltung von Teilbereichen mit Vorkommen von Quelljungfern

Um die für die Quelljungfern notwendige wenigstens stundenweise Besonnung des Gewässers (s. Abschnitt 4.3) in Teilabschnitten zu erhalten, sind zwei Wege denkbar:

- entweder sporadisch durch gezielte Pflege einzugreifen, um Großseggenbestände offenzuhalten oder auch Grünlandnutzung weiter zu betreiben, auch wenn sie ökonomisch kaum tragfähig ist;
- oder langfristige Prozessschutz zu betreiben, d.h. auf forstliche Nutzung im Talbereich ganz zu verzichten und darauf zu vertrauen, daß sich über die natürliche Waldentwicklung durch kleinräumigen Zusammenbruch überalterter Baumbestände ausreichend Freiflächen bilden.

Es sollte längerfristig vor allem mit der zweiten Möglichkeit experimentiert werden.

(7) Kritische Überprüfung des forstlichen Wegebaus

Die Notwendigkeit des Neu- und Ausbaus von Forstwegen ist kritisch zu betrachten. Sensible Bereiche wie Bachauen und Quellhorizonte sind dabei weitestmöglich zu meiden. In besonders empfindlichen Bereichen sind die Möglichkeiten zu prüfen, bestehende Wege zurückzubauen oder zu verlegen.

(8) Umstellung auf naturnahe Waldbauverfahren

Aufgrund der negativen Umweltwirkungen von Kahlschlägen ist prioritär in den Auenbereichen von der früher üblichen Kahlschlagwirtschaft auf dauerwaldartige Nutzung (naturnah, naturgemäß oder „ökologisch“ analog zum ökologischen Landbau) umzustellen (vgl. SCHERZINGER 1996). Gerade in den bachbegleitenden Wäldern sollte grundsätzlich nur einzelstammweise genutzt werden, um das feuchte Waldinnenklima permanent zu erhalten. Die Ergebnisse von FÜHRER (1990) aus dem Krofdorfer Forst belegen zudem eine deutliche Abflusserhöhung als Folge von Kahlschlägen, die sich negativ z.B. durch eine erhöhte Verdriftung von Feuersalamander-Larven auswirken wird.

(9) Realisierung eines Alt- und Totholzschutzes

Der Bedeutung von Alt- und Totholz entsprechend, ist ein verstärkter Schutz dieses Habitat(element)s erforderlich. Dazu sind parallel zwei Strategien zu verfolgen:

- Auf den Erfahrungen des hessischen Altholzinsel-Programms aufbauend (vgl. JEDICKE 1995b), sind gerade auch Bachauenwälder ganz aus der Nutzung zu

entlassen und als Totalreservate zu sichern. Die für Buchen-Altholzinseln empfohlene Minimalfläche von 5 ha sollte auch hier nicht unterschritten werden. Angesichts der geringen Breitenausdehnung der untersuchten, meist galerieartigen Feuchtwälder sollten hier im Sinne des Biotopverbunds die Auen ganzer Fließgewässer-Systeme berücksichtigt werden. Da die Schwarzerle als Hauptbaumart in Hessen wirtschaftlich von keiner entscheidenden Bedeutung ist, sollte dieser Anspruch realisierbar sein.

- Zusätzlich sind in jedem weiterhin genutzten Bestand einzelne Stämme bzw. Baumgruppen als künftiges Totholz von Nutzungseingriffen zu verschonen, da viele wirbellose Totholz-Bewohner eine sehr geringe Ausbreitungsfähigkeit haben.

In den hessischen Erlenbeständen überwiegen 21- bis 40jährige Bäume, während über 61jährige die Ausnahme bilden (WEIMANN 1993); dieser Hinweis belegt den besonders gravierenden Mangel an Alt- und Totholz dieser für die kleinen Bachauen charakteristischen Baumart.

(10) Verzicht auf Freizeitnutzungen in den Auen

Die punktuellen Nutzungen von Fischteichen und Ziergärten sind als private Privilegien von Einzelpersonen nicht länger zu tolerieren; Möglichkeiten der Renaturierung dieser Flächen sollten geprüft werden.

Die Richtlinie für die Bewirtschaftung des Staatswaldes (Hessisches Ministerium für Landesentwicklung ... 1993) enthält Aussagen, deren Umsetzung in die Praxis zur Realisierung verschiedener hier genannter Ziele für den Bachauenschutz dienlich ist - etwa zum Vorrang von Schutzfunktionen gegenüber anderen Teilzielen, zur Berücksichtigung des Naturschutzes auch ohne formale Ausweisung bei allen forstlichen Planungen und Maßnahmen, zur standortgemäßen Baumartenwahl unter Bevorzugung der Gehölze, die in den jeweils vorkommenden natürlichen Waldgesellschaften zu erwarten sind, zur natürlichen Verjüngung; „Waldstandorte und Waldstrukturelemente von besonderer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz sind zu erhalten und zu gestalten“.

Danksagung

Mit großem Engagement, für das ihnen herzlich gedankt wird, führten Simone Gilbert, Bettina Uth, Ingo Ensminger und Matthias Gall (Geographisches Institut der Justus-Liebig-Universität Gießen) die Kartierung von Salamander-Larven und der ökomorphologischen Daten durch. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft wird für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten im Rahmen eines Projekts zu Biotopschutzkonzepten im Wald gedankt. Ebenso gilt der Dank den Mitarbeitern der Hessischen Forstämter Biebental und Gießen für die in jeder Hinsicht gewährte Unterstützung.

Zusammenfassung

Am Beispiel des überwiegend aus kleinen Quellbächen bestehenden rund 37,5 km langen Fließgewässer-Netztes des Krofdorfer Forstes bei Gießen werden Ergebnisse verschiedener ökologischer Untersuchungen dargestellt:

zur Fauna am Beispiel von Feuersalamander (*Salamandra salamandra*), Fischen und Quelljungfer-Arten (*Cordulegaster spec.*), zur ökomorphologischen Struktur von Gewässern und Auen, zu Uferbestockung, Feuchtwald-Vegetation und Bodentypen. Auf dieser Grundlage erfolgt eine Beschreibung anthropogener Einflüsse auf Waldfließgewässer und ihrer Auen im Gebiet. In zehn Punkten werden daraus resultierende Empfehlungen für den Bachauenschutz im Wald gefolgert.

Literatur

- Arbeitsgruppe Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.) 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 3. Aufl.
- Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) 1950: Klima-Atlas von Hessen. Bad Kissingen.
- ELLENBERG, H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. Verl. Eugen Ulmer, Stuttgart. 1096 S.
- FÜHRER, H.-W. 1990: Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten - Projektstudie im Krofdorfer Buchenforst - Forstl. Forschungsber. München 106, 241 S. + Anhang.
- GODT, J., GROSSE-BRAUCKMANN, G., POPP, D., STEIN, J. & WIENHAUS, H. 1988: Naturnahe Entwicklung der Wälder in Hessen - Leitfaden für die Beteiligung von Vertretern der Naturschutzverbände an Forsteinrichtungsverfahren im Rahmen des § 29 Bundesnaturschutzgesetz. Bot. & Natursch. in Hessen, Beih. 1, Frankfurt/M., 69 Seiten.
- GUNKEL, G. (Hrsg.) 1996: Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verl., Jena/Stuttgart, 471 S.
- HERING, D., REICH, M. & PLACHTER, H. 1993: Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen. Z. Ökologie & Natursch. 2, (1), 31-42.
- Hessischer Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) 1981: Das Klima von Hessen - Standortkunde im Rahmen der Agrarstrukturellen Vorplanung. Wiesbaden.
- Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg., 1993): Richtlinie für die Bewirtschaftung des Hessischen Staatswaldes - 1993 - (RIBES 93). Wiesbaden, II + 19 Seiten.
- Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.) 1994: Behandlung gewässerbegleitender Flächen im Wald und in Waldgemengelagen. Merkblatt 33, Hessisches Landesforstverwaltung/Hessische Naturschutzverwaltung, Wiesbaden/Hann. Münden, 30 S.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (Hrsg.) 1996: Wege zu naturnahen Gewässern - Die Gewässerstrukturgüte-Kartierung in Hessen. Wiesbaden, 17 S.
- HINTERLANG, D. 1994: Von Bäumen, Kräutern und Moosen an Quellen. LÖBF-Mitt. 19, (1), 18-23.
- Hessisches Forstamt Gießen, Revierförsterei Krofdorf (Hrsg.) 1991: Waldbauliche Behandlung von Sonder-

- standorten an Waldfließgewässern - Exkursionsführer. Unveröff. Mskr., Gießen, 32 S.
- JEDICKE, E. 1988: Vegetationskundliche Untersuchungen an erlenreichen Waldgesellschaften Mittel- und Nordhessens als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Unveröff. Mskr., Justus-Liebig-Univers. Gießen, Insti. Geographie, Gießen, 143 S.
- JEDICKE, E. 1992: Die Amphibien Hessens. Verl. Eugen Ulmer, Stuttgart. 152 S.
- JEDICKE, E. 1995a: Ressourcenschutz und Prozeßschutz - Erforderliche Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. *Natursch. & Landschaftspl.* 27, (4), 125-133.
- JEDICKE, E. 1995b: Konzept für den Alt- und Totholzschutz - Anregungen zu einer Neuauflage des Altholzinsel-Programms in Hessen. *Allgem. Forst Zeitschr.* 50, (10), 522-524.
- JEDICKE, E. 1997: Die Roten Listen - gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. Buch und CD-ROM, Verl. Eugen Ulmer, Stuttgart (im Druck).
- KLAUSING, O. 1988: Die Naturräume Hessens + Karte 1 : 200.000. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz
- REH, W., VEITH, M. & SEITZ, A. 1992: Zur Auswirkung natürlicher und anthropogener Landschaftsstrukturen auf Amphibienpopulationen. In: BITZ, A., VEITH, M., (Hrsg.) *Herpetologie in Rheinland Pfalz. Fauna Flora Rheinh.-Pfalz*, Beih. 6, 135-145.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. 1994: Rote Liste der Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch.* 41, 184 S.
- SCHERZINGER, W. 1996: Naturschutz im Wald. Verl. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHMIDT, P.A. 1995: Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. *Schr.-R. Sächs. Landesanst. Forsten* 4/95, Graupa, 95 S.
- SCHWEVERS, U. 1986: Die Fischfauna von Wißmarbach, Gleibach, Fohnbach und Bieberbach. *Fischökologisches Gutachten im Auftrag der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Gießen*. Unveröff., Gießen, 120 S.
- SOUND, P. & VEITH, M. 1994: Zum Vorkommen der Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra salamandra/terrestris*) in Abhängigkeit von der Forellendichte sowie einiger abiotischer Faktoren. *Z. Feldherpetol.* 1, 89-101.
- 67, *Schr.-R. Hess. Landesanst. Umwelt, Wiesbaden*, 43 S. + Karte.
- KNAPP, R. 1967: Die Vegetation des Landes Hessen. *Ber. Oberhess. Ges. Natur- & Heilkde. Gießen, N.F., Naturwiss. Abt.*, 35, 93-148.
- KNAPP, R. & ASTHALTER, K. 1975: Forstliche Wuchsraum-Einheiten von Hessen. *Oberhess. Naturw. Zeitschr.* 42, 13-20.
- LAUKÖTTER, G. 1994: Zurück zu den Quellen - Ökologie und Naturschutz hochsensibler Kleinbiotope. *LÖBF-Mitt.* 19, (1), 10-17.
- LEIB, J. & UHLIG, H. 1982: Krofdorfer Forst. In: SCHULZE, W. & UHLIG, H. (Hrsg.) *Gießener Geographischer Exkursionsführer Mittleres Hessen*, Bd. II. Brühlscher Verl., Gießen, 185-204.
- MAUDEN, R. 1994: Der Einfluß der Gewässerversauerung auf die Quellbachzoozönose. *LÖBF-Mitt.* 19, (1), 24-28.
- PATRZICH, R. 1990: Zum Vorkommen von *Cordulegaster bidentatus* SÉLYS (Odonata: Cordulegasteridae) bei Gießen/Hessen. *Hess. Faunist. Briefe* 10, (1), 4-13.
- POTT, R. 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. Verl. Eugen Ulmer, Stuttgart. 622 S.
- THIESMEIER, B. (1992): Ökologie des Feuersalamanders. *Ökologie* 6, Westarp Wissenschaften, Essen, 125 S.
- THIESMEIER, B. & GÜNTHER, R. 1996: Feuersalamander - *Salamandra salamandra* (LINAEUS, 1758). In: GÜNTHER, G. (Hrsg.) *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*, Gustav Fischer Verl., Jena, 82-104.
- VEITH, M., SEITZ, A. 1995: Anwendungsmöglichkeiten der Populationsgenetik für den Artenschutz. *Verh. Ges. f. Ökol.* 24, 219-226.
- WEIMANN, H.-J. (1993): *Natur - Struktur - Kultur*. Graphiken zum Wald in Hessen. Hessische Forsteinrichtungsanstalt, Hessische Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) *Forschungsber.* 17, Gießen/Hann. Münden, 268 S.
- WERTH, W. 1987: Ökomorphologische Gewässerbewertungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). *Öster. Wasserw.* 39, (5/6), 122-129.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Eckhard Jedicke
Jahnstraße 22
34454 Arolsen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [1](#)

Autor(en)/Author(s): Jedicke Eckhard

Artikel/Article: [Schutz kleiner Fließgewässer im Wald Ökologische Untersuchungen der Bachauen im Krofdorfer Forst bei Gießen als Grundlage für den Naturschutz 40-52](#)