27. Bericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, S.271 – 320, 1985

Verbreitung, Ökologie und Schutz der Amphibien im Raum Bielefeld – West

Auswertung von Amphibienbestandsaufnahmen als Beitrag zur Landschaftsplanung

Mit 10 Tabellen, 10 Abbildungen und 10 Photos

Jochen Lüttmann, Hannover

Inhalt:

1. Einführung 272
2. Untersuchungsgebiet 273
3. Material und Methode 274
4. Ergebnisse 275
   - 4.1 Raumverteilung der Amphibien 275
   - 4.11 Wahl des Laichhabitates 276
   - 4.12 Wahl des Landhabitates 280
   - 4.2 Die Laichgewässer 280
   - 4.3 Die Laichpopulationen 281
   - 4.4 Faktoren der Laichplatzwahl 285
   - 4.5 Chemisch – physikalische Kenngrößen 287
   - 4.6 Teichwirtschaft und Amphibienfauna 292
   - 4.7 Komplexe Schadfaktoren 294
   - 4.8 Folgen der Habitatvernichtung 298
   - 4.9 Der Jahreslebensraum 299
5. Zusammenfassung: Bestandssituation der Amphibien 302
6. Empfehlungen für ein Arten – und Biotopschutzkonzept 304
   - 6.1 Erhaltung, Pflege und Neuanlage 304
   - 6.2 Sicherung und Entwicklung der Jahreslebensräume 306
   - 6.3 Schutz wandernder Amphibienarten gegen Straßentod 308
7. Zusammenfassung 312
8. Literatur 312

1. Einführung

Die Situation der einheimischen Amphibienarten und im wesentlichen auch die Gefährdungsursachen sind im überregionalen Rahmen seit Jahren bekannt (FELDMANN 1977, BLAB 1978, LEMMEL 1977).
Aufgrund der totalen Laichplatzabhängigkeit nahezu aller Arten ist die seit Jahren beobachtete negative Entwicklung der Amphibienbestände eng mit dem Angebot bzw. Schwund der Kleingewässer in unserer Landschaft korreliert.
Eine umfassende Verbesserung der Bestandssituation kann nur durch die Sicherung der Laichplätze und der Wanderung als wesentliche Stationen in der Jahresperiodik der Amphibienpopulationen erreicht werden.
Voraussetzung hierfür ist eine flächenbezogene Kenntnis der Lurchbestände, also die Kartierung der Laichplätze und der Wanderstraßen.
Die Klärung dieser Fragen als Teil der faunistischen Grundinformation des Ökologischen Beitrages für das Gebiet des Landschaftsplanes Bielefeld – West (LÜTTMANN, LOSKE, SMOLIS & WITTING 1982) ist zentraler Gegenstand dieser Arbeit.
Darüber hinaus soll durch ein Minimalprogramm begleitender Erhebungen versucht werden, wesentliche, den Rückgang der Amphibienpopulationen im Raum Bielefeld – West verursachende Faktoren aufzudecken.
Im Gegensatz zur Vegetationskunde mit ihren vielfältigen und weit entwickelten Methoden der Bestandsaufnahme ist es bisher nicht gelungen, methodisch einheitliche Ansätze zur Erfassung tierökologischer Information zur Anwendung in der Landschaftsplanung zu entwickeln.
Ein besonderes Problem der tierökologischen Arbeit besteht darin, daß viele der zu erhebenden Daten als Merkmal nicht quantitativ erfassbar sind, sondern daß sie ordinalen oder gar lediglich nominalen Charakters sind (PRECHT 1979).
Da die Auswertung u.U. vorliegender Rasterkartierungen (siehe FELDMANN et al. 1982) aufgrund der diesen Kartierungen eigenen geringen Flächenkonkretisierung – meist wird das Raster der TK 25 zugrundegelegt – im Rahmen der Landschaftsplanung ausscheidet, ergab sich für das Gebiet des Landschaftsplanes Bielefeld – West die Notwendigkeit, Bestandsaufnahmen selbst durchzuführen. Das damit Mängel in der methodischen und systematischen Erkenntniserarbeitung, d.h. dem wissenschaftlichen Wert der Aussage und ihrer Verwertbarkeit vorprogrammiert waren, ist selbstverständlich, wenn man die zur Verfügung stehende Bearbeitungszeit von 1 Jahr im Verhältnis zur bearbeiteten Fläche von 101 qkm berücksichtigt.
An dieser Stelle möchte ich den Mitgliedern der Arbeitsgemeinschaft Ökologie, welche mir bei der Feldarbeit behilflich waren, aufrichtig danken: K.H.Loske (Geseke – Langeneike), A.Witting (Hannover) und Herrn M.Smolis (Höxter), dem ich auch zahlreiche wertvolle Hinweise bei der Erarbeitung des Manuskriptes verdanke.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt das Plangebiet des Landschaftsplanes Bielefeld – West, Ostwestfalen, Bundesrepublik Deutschland.
Das Untersuchungsgebiet ist naturräumlich deutlich dreigeteilt: im Norden das Ravensberger Hügelland, im Süden die Sandlandschaft des Ostmünsterlandes (Sennelandschaft), voneinander scharf getrennt durch den Höhenzug des Teutoburger Waldes (s. Abb. 1).

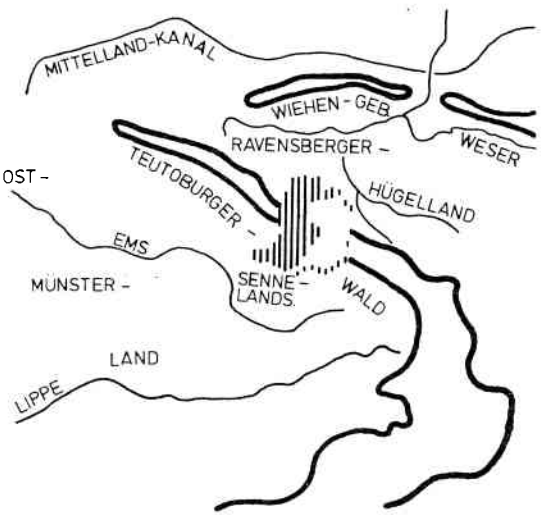


Abbildung 1: Lage und naturräumliche Situation des Untersuchungsgebietes

Das Relief des Ravensberger Hügellandes (150 – 200 m ü.NN) ist geprägt durch die starke Zertalung der Landschaft in Bachauen (Sieke) und Hochflächen (Riedel), typische Erscheinungen einer vom Menschen lange bewirtschafteten Lößlandschaft. Die Streusiedlung herrscht vor.
Randsiedlungen von Bielefeld greifen zunehmend zeilenartig in die Landschaft hinein. Die Riedel sind rein ackerbaulich genutzt und weitgehend von naturnahen Biotopen ausgeräumt. Der Teutoburger Wald trägt heute eine noch weitgehend geschlossene Walddecke aus Buchenwald auf Kalk. Auf dem Sandsteinzug herrschen Nadelholzforsten vor. Der Teutoburger Wald erhebt sich bis 370 m ü.NN.

Die Sennelandschaft ist geprägt durch zahlreiche die eiszeitliche Sandebene durchbrechende Grundmoränenrücken (80 – 100 m ü.NN). Der überwiegend agrarisch geprägte Raum wird heute durch die Ansiedlung von Kleinindustrie und um sich greifende Bebauung zersplittert.

3. Material und Methode

Im Untersuchungsgebiet wurden 470 potentielle Laichgewässer ab Anfang März 1980 bis Ende Juni 1980 mehrfach auf Amphibien kartiert. Hinsichtlich Methodik und Arbeitsaufwand wurden die von FELDMANN (1975) für die "Amphibienkartierung Westfalen" vorgeschlagenen Richtlinien übernommen.

Wegen der bestehenden Unsicherheit dieser Fangmethode mit dem Kescher, – FELDMANN (1975) und HAGSTRÖM (1979) weisen auf eine mögliche Unterschätzung der Populationsgrößen mittels der Kescherfangmethode um mindestens 50 % hin, sind die angegebenen Abundanzen der Laichpopulationen als grobe Schätzwerte anzusehen.
Sie beruhen auf den absoluten Fangzahlen und sind um die oben angegebene Quote korrigiert.
Da die vorliegende Untersuchung zunächst eine flächendeckende Bearbeitung eines größeren Raumes zum Ziel hatte, schied die Möglichkeit der Gewinnung genauerer Populationsdaten mittels "Fang – und Wiederfang – Methoden", welche wesentlich zeitaufwendiger sind, aus.
Beim Grasfrosch konnte aus der ermittelten Zahl der Laichballen indirekt auf die Größendimension der am betreffenden Gewässer ablaichenden Grasfroschpopulation geschlossen werden.
Weitere Nachweise wurden durch Larvenfunde sowie durch den Nachweis rufender Tiere erbracht.
In Nächten, welche witterungsbedingt eine hohe Wanderaktivität bei den zum Laichgewässer anwandernden Amphibien erwarten ließen, wurden die Verkehrswege des Untersuchungsgebietes abgefahren und die auf der Straße sitzenden und die überfahrenen Tiere bestimmt und gezählt.
Die Bestandsaufnahme und Verteilung der Amphibien im Raum Bielefeld wirft zahlreiche Fragen auf, ob und in welchem Ausmaß abiotische Faktoren (evtl. anthropogenen Ursprungs) mit dem Populationsrückgang der Amphibien korreliert sind.
Zu deren Klärung kann die vorliegende Arbeit nur in bescheidenem Maß beitragen, da umfangreiche grundlegende Untersuchungen zu Belastung der aquatischen und terrestrischen Lebensräume der Lurche für den Raum bislang fehlen und im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen nicht erfasst werden können. Im Vordergrund der Erfassung steht deshalb die physiographische Aufnahme der Gewässer, welche im einzelnen die Frage nach Art, Struktur und Umfeld der Amphibienlaichplätze beantwortet.
Für eine kleine Auswahl von Gewässern wurden vertiefend physikalische und chemische Messungen des Wassers vorgenommen. Untersucht wurden Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, pH (alle elektrisch), Ammonium, Nitrit, Nitrat (calorimetrisch) und Gesamthärte sowie Carbonathärte (titrimetrisch).
Zur Darstellung der Untersuchungsmethoden siehe bei LÜTTMANN (1981). Die gewählten Methoden folgten MERCK (1978, 1980).

4. Ergebnisse

4.1 Raumverteilung der Amphibien

Tabelle 1 führt die im Untersuchungsraum nachgewiesenen Amphibienarten sowie die im Hinblick auf Habitatwahl (BLAB 1978, FELDMANN 1982) und tiergeographische Verbreitungsschwerpunkte (LEMMEL 1977, FELDMANN 1982) potentiell vorkommenden, nicht nachgewiesenen Arten auf.

GRASFROSCH	RANA TEMPORARIA	X
GRÜNFROSCH-KOMPL.	RANA ESCULENTA-KOMPLEX	-[2]
MOORFROSCH	RANA ARVALIS	-[1/3]
LAUBFROSCH	HYLA ARBOREA	-[1]
KREUZKRÖTE	BUFO CALAMITA	-[2]
ERDKRÖTE	BUFO BUFO	X
GELBBAUCHUNKE	BOMBINA VARIEGATA	-[1]
GEBURTSHELFERKRÖTE	ALYTES OBSTETRICANS	-[3]
TEICHMOLCH	TRITURUS VULGARIS	X
FADENMOLCH	TRITURUS HELVETICUS	X
KAMMOLCH	TRITURUS CRISTATUS	X
BERGMOLCH	TRITURUS ALPESTRIS	X
FEUERSALAMANDER	SALAMANDRA SALAMANDRA	X

X im Untersuchungsgebiet Bielefeld-West nachgewiesen
\- im Untersuchungsgebiet Bielefeld-West fehlend

1 möglicherweise nie im Gebiet/Teilgebiet
2 im Gebiet/Teilgebiet ausgestorben
3 Vorkommen unweit außerhalb der Grenzen des Untersuchungsgebietes

Tabelle 1: Artenspektrum der Amphibien im Untersuchungsgebiet

Das Fehlen der Kreuzkröte *(Bufo calamita)*, der Grünfrösche *(Rana esculenta / lessonae – Komplex)* und wohl auch der fehlende Nachweis der Geburtshelferkröte *(Alytes obstetricans)* ist möglicherweise auf die Vernichtung der Lebensgrundlagen dieser Arten im Raum in den vergangenen Jahren zurückzuführen.
Ob der Moorfrosch *(Rana arvalis)* jemals in den Feuchtgebieten der Sennelandschaft innerhalb des Untersuchungsraumes ein Vorkommen hatte, ist ungewiß.

4.11 Wahl des Laichhabitates

Im Untersuchungsraum konnten insgesamt 75 Amphibienlaichgewässer nachgewiesen werden (vgl. Abb. 1). Das entspricht der sehr geringen Dichte besetzter Laichgewässer von 0.7 Lg/qkm, vgl. Abb. 2.
Erdkröte und Grasfrosch sind in allen untersuchten Landschaftsräumen die häufigsten Arten (Abb. 3). Ihr Verbreitungsbild ist eng korreliert mit der in diesen Naturräumen vorherrschenden Größenordnung und Art der Laichgewässer:
Während die Erdkröte als Laichgewässer in der Sennelandschaft im allgemeinen Fischteiche der Größenordnung 900 – 1000 qm annimmt, überwiegen im Teutoburger Wald und in den Hochflächen des Ravensberger Hügellandes Kleingewässer mit einer mittleren Größe von ca. 200 qm, welche der Grasfrosch für sein Laichgeschäft deutlich bevorzugt.
Der Feuersalamander findet sich heute in nennenswerten Abundanzen lediglich am Oberlauf der Bäche des Teutoburger Waldes. Die oligosaproben Wasser der Bäche Schwarzbach und Hasbach (SPÄH 1979) scheinen als einzige den Monotopansprüchen des Feuersalamanders im Untersuchungsraum zu entsprechen. Luftfeuchte Wälder sind außerdem als Jahreslebensraum wichtig. Vereinzelt konnten Feuersalamander auch in den Sieken nachgewiesen werden, – wahrscheinlich Reste ursprünglich stärkerer Populationen innerhalb der ehemals bewaldeten Auen.
Die Faktoren für die Verbreitung der übrigen Schwanzlurche sind offensichtlich komplexer. So weisen FELDMANN (1968) und HÖNER (1972) auf Wirkungszusammenhänge zwischen thermischer Höhenstufe und Raumverteilung der Arten hin. So kann das von FELDMANN vermutete kontinuierliche höhenabhängige Alternieren der Dominanz von Teich – und Fadenmolch für das Untersuchungsgebiet Bielefeld – West (Tab. 2, Abb. 3) bestätigt werden. Der Fadenmolch hat im Landschaftsraum Teutoburger Wald (220 m ü.NN) seinen Verbreitungsschwerpunkt, kommt in den Sieken (100 – 150 m ü.NN) noch vor, meidet jedoch die kartierten Laichgewässer der Riedel (bei 150 – 220 m ü.NN) in denen der Teichmolch sein Verbreitungsmaximum hat.

Ebenso scheint die tatsächliche Besonnung der Laichgewässer in Abhängigkeit von ihrer Lage im Raum und damit zusammenhängend die Vorzugstemperatur der Amphibien (STRÜBING 1954) ein die Raumverteilung der Amphibien limitierender Faktor zu sein, wie wir bereits an anderer Stelle (LÜTTMANN & SMOLIS 1983) ausgeführt haben.
Während die Verteilung des Fadenmolches im Raum die Habitatpräferenz dieses Lurches für die kühlen, stark gegen die potentielle Besonnung abgeschirmten Laichplätze v.a. des Nordhanges des Teutoburger Waldes belegt, haben Kammolch und Teichmolch ihre Verbreitungsmaxima (Abundanz, Stetigkeit, vgl. Abb. 3 und Tab. 2) in den der Sonne uhrglasähnlich geöffneten Riedeln des Ravensberger Hügellandes. Der warm-stenotherme Kammolch ist auf die Riedel beschränkt. Ein eher indifferentes Verbreitungsmuster zeigt der Bergmolch.
In der Sennelandschaft konnten keine Molche trotz intensiver Nachsuche auch an in älterer Literatur (THONAK 1968, SPRUCK 1968) erwähnten Laichplätzen nachgewiesen werden.

ANTEIL DER VON DEN EINZELNEN ARTEN BESIEDELTEN GEWÄSSER, DIFFERENZIERT NACH GEOMEREN (%)

GEOMER	ANZAHL DER LAICHGEW.	FS	BM	KM	FM	TM	EK	GF
TEUTOBURGER WALD	9	22.2	33.3	-	11.1	11.1	33.3	66.6
SENNE	8	-	-	-	-	-	50.0	75.0
SIEKE DES RAV. HÜGELLANDES	47	2.1	21.3	4.3	2.1	25.5	59.6	74.0
RIEDEL DES RAV. HÜGELLANDES	12	-	25.0	16.6	-	58.3	50.0	58.3

(Arten Feuersalamander (FS), Bergmolch(BM), Kammolch(KM), Fadenmolch(FM) Teichmolch(TM), Erdkröte(EK) und Grasfrosch(GF))

Tabelle 2: Stetigkeit der Arten in den Laichgewässern, bezogen auf die Landschaftsräume des Untersuchungsgebietes in %

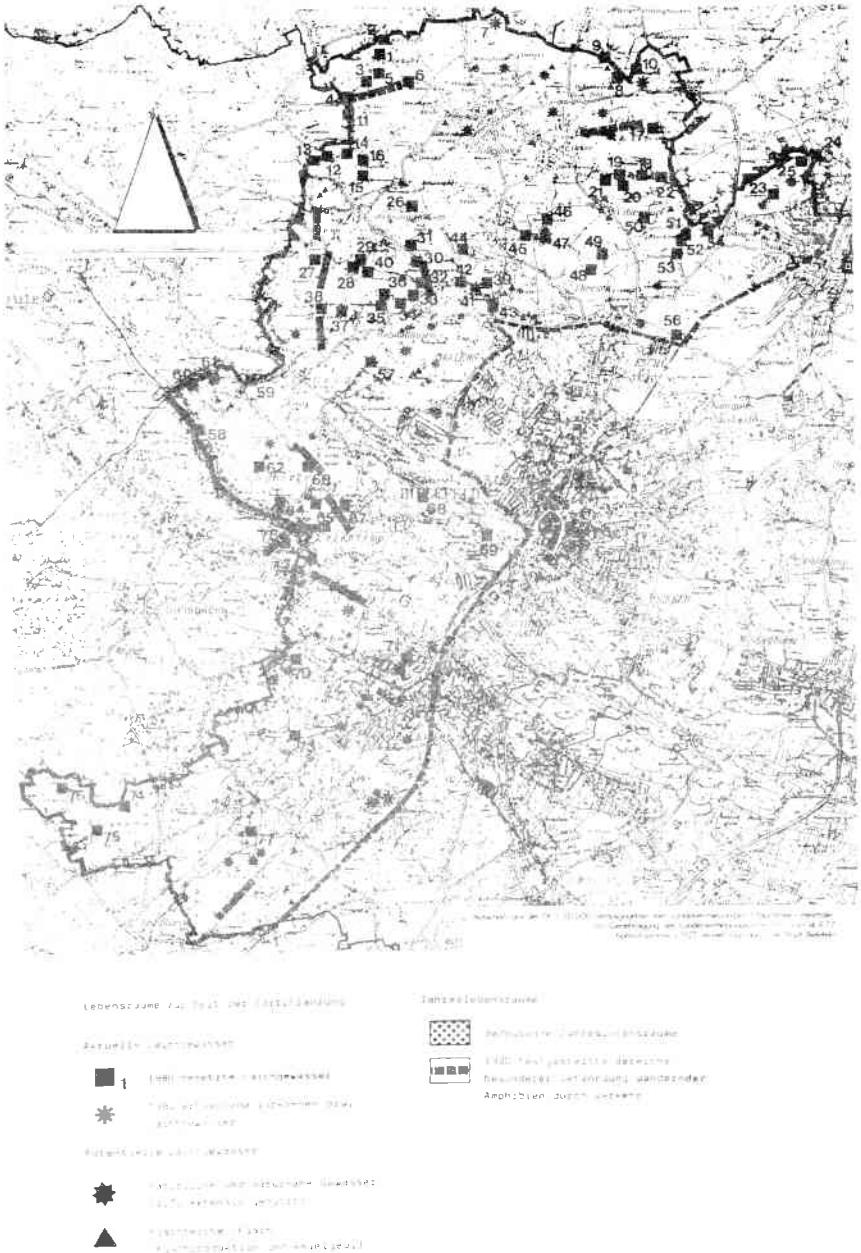


Abbildung 2: Verteilung der Laichgewässer im Raum

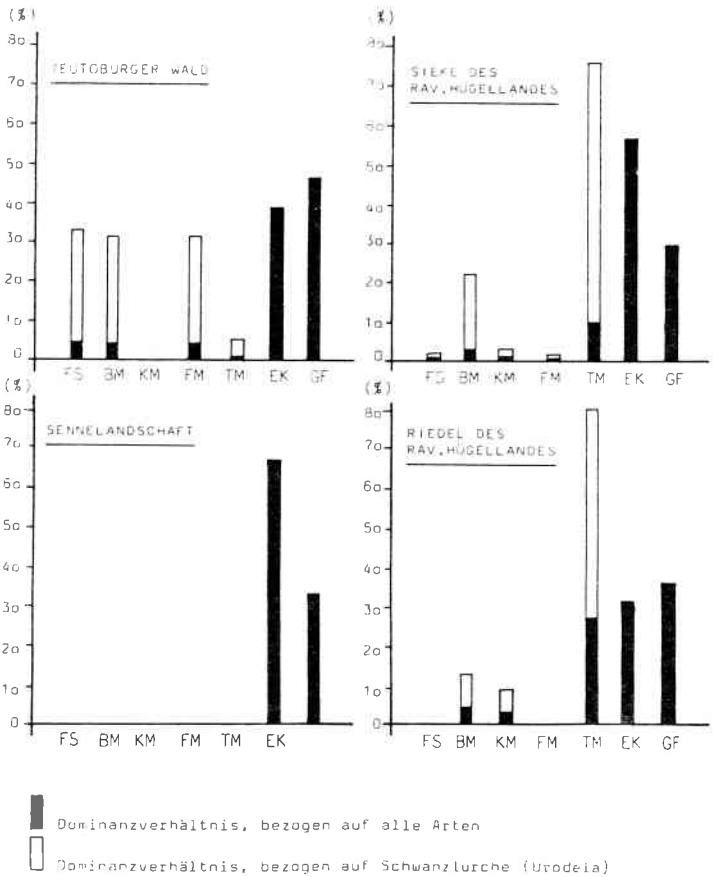


Abbildung 3: Dominanzverhältnis der Arten Feuersalamander (FS), Bergmolch (BM), Kammolch (KM), Teichmolch (TM), Erdkröte (EK) und Grasfrosch (GF) für die vier Landschaftsräume des Untersuchungsgebietes

4.12 Wahl des Landhabitates

Während der terrestrischen Phase ist die Raumverteilung der Erdkrötenpopulationen eng korreliert mit der Verteilung von Waldstrukturen im Raum Bielefeld – West.
Dabei meidet sie i.a. dichte, großflächige Waldbestände und hat ihre höchste Dichte in Waldrand – und Feldgehölzbiotopen (edge – effect).
Der Grasfrosch besiedelt im wesentlichen alle Lebensräume des Untersuchungsbereiches, hat seinen Verbreitungsschwerpunkt aber in den Auewäldern der Bäche des Ravensberger Hügellandes. In den Wiesen und in den Hochstaudenfluren der Sieke und der Auen in der Senne findet er ebenfalls optimale Habitate.
Großräumig erhaltene Jahreslebensräume des Grasfrosches und potentiell auch der ökologisch verwandten Art Moorfrosch *(Rana arvalis)*, welcher mehr noch als der Grasfrosch auf nasse Niedermoorstandorte angewiesen ist, befinden sich im Süden des Untersuchungsgebietes in der Lutterbach – und der Lichtebachaue.
Berg – und Teichmolch sind in Bezug auf die Wahl des Landhabitates als "euryök" einzustufen. Dominanter Faktor ist das Mikroklima (BLAB 1978).

4.2 Die Laichgewässer

Die Vernichtung und Entwertung der Kleingewässer muß als ein wesentlicher Faktor für die Bestandsgefährdung der stark laichplatzabhängigen Amphibien angesehen werden.
30 von 234 (12,8 %) näher untersuchten Gewässern waren im Untersuchungsgebiet entgegen den durchschnittlich 3 – 5 Jahre alten Kartenunterlagen nicht mehr aufzufinden. 7 Gewässer wurden 1980 während der Untersuchungen durch Verfüllung oder Ausbau vernichtet.
Dieser Anteil erscheint gegenüber dem von FELDMANN (1978) festgestellten Schwund der Kleingewässer bis zu 50 % innerhalb eines Jahrzehnts noch relativ gering.
Werden die kartierten Gewässer jedoch nach Gewässertyp und Anteil der besetzten Gewässer geordnet, so ergibt sich eine für den Erhalt der Amphibienpopulationen im Raum Bielefeld – West eindeutig negative Flächenbilanz (Tabelle 3):
Natürliche Gewässer (Weiher, Tümpel und Quellmulden) haben nur einen Anteil von 27,1 % an der Gesamtheit der vorhandenen bzw. kartierten Gewässer, künstliche Stauteiche dagegen haben den höchsten Anteil.
Während jedoch mehr als die Hälfte der natürlichen Gewässer einen in der Regel arten – und individuenreichen Amphibienbestand aufweisen, konnten in nur 26,6 % aller Stauteiche Amphibien nachgewiesen werden, – zumeist in außerordentlich geringer Dichte. Dieser Gewässertyp stellt im Landschaftsraum 'Sieke' fast 2/3 (61,5 %) aller Gewässer.

Art des Gewässers (t.Schlüssel o.Bö)	Anteil an Summe kart.Gewässer (n) / (%)		davon besetzte Gewässer (n) / (%)		Verteilung (%) der Gewässertypen auf Geomere				
					'TEUT.WALD'	'SENNE'	'SIEKE'	'RIEDEL'	Σ
1 Weiher	25	12.6	11	50.4	4.	48.	28.	20.	100
2 Teich	109	54.8	29	26.6	11.	21.1	51.4	16.5	100
3 Tümpel,temporär	13	6.5	8	61.5	15.3	7.6	46.5	30.6	100
5 Quellmulde	16	8.0	4	25.0	68.8	--	25.	6.2	100
6 Grabensystem	5	2.5	5	100.	40.	--	60.	--	100
7 Abgrabung	3	1.5	1	33.3	--	33.3	33.3	33.3	100
8 Feuerlöschteich	3	1.5	1	33.3	--	66.6.	--	33.3	100
9 Überschwemmungsgelände/Bruch	24	12.1	15	62.5	4.2	37.5	58.3	--	100
11 Klärteich	1	0.5	1	100.	--	100.	--	--	100

Tabelle 3: Übersicht über die kartierten Kleingewässer

4.3 Die Laichpopulationen

Ist die Verfügbarkeit geeigneter Laichgewässer ein zunächst verteilungslimitierender Faktor für alle Amphibien, so unterliegen die Gewässer und damit auch die Laichpopulationen zusätzlich einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Einflüssen, welche sich als limitierende Faktoren in Artenvielfalt und Individuenzahl der Amphibienpopulationen niederschlagen.
Dies gilt auch für solche Arten, welche i.a. eine weitgehende Toleranz gegenüber Schwankungen der Umweltfaktoren haben (euryöke Arten wie Erdkröte, Grasfrosch, Teichmolch).

Eine vergleichende Darstellung der Besiedlung der Gewässer durch die Amphibien mit Hilfe der Größen Abundanz und Diversität (berechnet nach HURLBERT 1971) gibt ein Bild vom Ausprägungsgrad der Lebensgemeinschaft und ermöglicht eine grobe Aussage, in wieweit die Habitatansprüche der Lurcharten im jeweiligen Gewässer ganz oder nur teilweise erfüllt werden.
Um zu prüfen, ob echte Unterschiede in der Dichte der Laichpopulationen vorliegen, werden die beobachteten Abundanzwerte mit einem errechneten, hypothetischen Erwartungswert der Populationsdichte (nach MÜHLENBERG 1976), welcher der mittleren Populationsdichte aller kartierten Gewässer entspricht, verglichen.

Die Laichquartiere sind hinsichtlich Arten- und Individuenzahl trotz weitgehend homogener natürlicher Voraussetzungen im Laichgewässer signifikant unterschiedlich:
Beispielhaft wurden die Erwartungs- und Beobachtungswerte für die Abundanz für die Arten Erdkröte, Grasfrosch und Teichmolch in der Abb. 4 dargestellt.
Das relativ häufige Vorkommen von Erdkröten in z.T. ausgeprägt suboptimalen Gewässern kann teilweise durch die weitere ökologische Amplitude der Art erklärt werden, entscheidend ist jedoch wohl die ausgeprägte Laichplatzbindung dieser Art (HEUSSER 1960).
Bei den untersuchten Teichmolchquartieren halten sich insgesamt optimale und suboptimale Laichgewässer die Waage. Dabei ist die Streuung der festgestellten Abundanzen über dem Erwartungswert ungleich höher als bei den anderen Arten. Dies ist möglicherweise dadurch zu erklären, daß die Molche auf Veränderungen des Laichgewässers und andere Umweltveränderungen flexibler als die Erdkröte durch Abwanderung aus den suboptimalen Gewässern und Konzentration in den optimalen reagieren.
An einigen Laichplätzen des Grasfrosches treten solche "Konzentrationseffekte" (Abb. 4, Tab. 4b) offensichtlich auch auf. Eine mögliche Erklärung in Bezug auf den Grasfrosch gibt BLAB (1978), indem er die Bedeutung hoher Individuenkonzentrationen als Voraussetzung für die optimale Entfaltung des Laichgeschehens aufzeigt.
Neben dem Konzentrationseffekt auf der einen Seite fällt die große Zahl von Laichgewässern auf, in denen nur geringe Populations- bzw. Individuenzahlen festgestellt werden konnten (Tab. 4b). So sind fast ein Drittel (28 %) aller Molch-Laichgewässer mit Kleinstpopulationen von wenigen Individuen besetzt. Für Erdkröte und Grasfrosch ergibt sich ein ähnliches Bild (Tab. 4b).

DIMENSIONSKLASSE / ART	1	2	3	4	5
GRASFROSCH*	1-3	4-10	11-30	31-50	GR50
ERDKRÖTE**	1-2	3-5	6 -15	16-40	GR40
TEICHMOLCH BERGMOLCH KAMMOLCH FADENMOLCH	1-2	3-10	11-20	21-40	GR40

** bezogen auf ♀♀-Exemplare
* bezogen auf Laichballen

Tabelle 4a: Abundanzklassen der Laichpopulationen

DIMENSIONS-KLASSE	ANZAHL (n) UND ANTEIL (%) DER LAICHGEELLSCHAFTEN					
	MOLCHE		ERDKRÖTE		GRASFROSCH	
	(n)	(%)	(n)	(%)	(n)	(%)
1	7	28.0	14	34.1	4	7.4
2	5	20.0	20	14.6	17	31.5
3	7	28.0	10	24.4	19	35.1
4	3	12.0	9	22.0	5	9.3
5	2	8.0	2	4.9	9	16.7
GRÖßER 5	1	4.0				

Tabelle 4b: Verteilung der beobachteten Populationsgrößen im Laichgewässer auf die Abundanzklassen nach Tabelle 4a

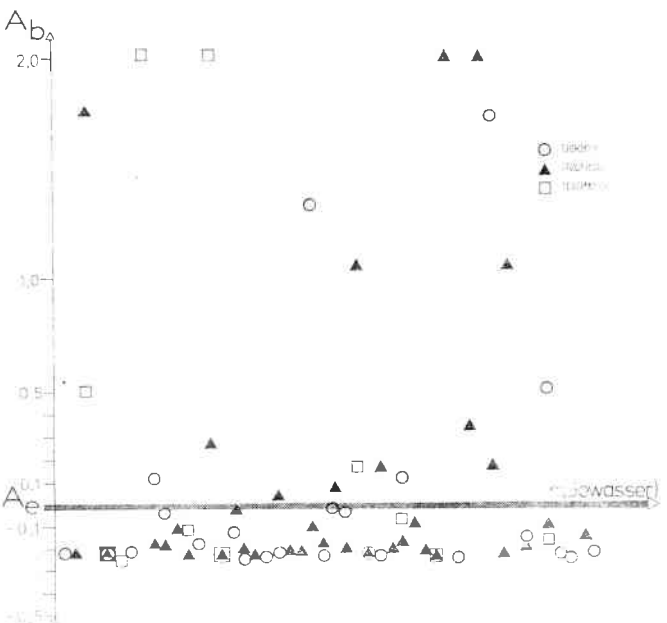


Abbildung 4: Abweichung der beobachteten Abundanz (AB) für Erdkröte (Kreise), Grasfrosch (Dreiecke) und Teichmolch – Populationen (Quadrate) in den Sieken des Ravensberger Hügellandes vom Erwartungswert Ae (Ae = 0)

Überhaupt liegen die für das Untersuchungsgebiet Bielefeld – West errechneten Mittelwerte für die Siedlungsdichte mit 22,7 Individuen pro Laichgewässer (*Triturus* – Arten) deutlich unter den von anderen Autoren festgestellten (LAMMERING 1979: 29,7 im Kreis Coesfeld; FELDMANN 1978: 41). Für die vergleichbaren Untersuchungsräume "Halle" bzw. "Ravensberger Hügelland" geben LIENENBECKER (1979) und HÖNER (1972) sogar Werte von 87 bzw. 81 Individuen pro Laichgewässer an.
Bezogen auf die festgestellte Zahl der Laichballen laichen im Mittel 25,4 Grasfrösche an einem Laichgewässer ab. Dieser Mittelwert, enthalten in Abundanzklasse 3, ist in 31,1 % aller kartierten Laichgewässer des Grasfrosches realisiert.
Mehrjährig gewonnene Daten zur Populationsentwicklung, welche eine notwendige Grundlage für wissenschaftlich exakte Beurteilungen der Situation von Tierarten in einem Raum darstellen (u.a. SCHWERDTFEGER 1978), liegen für den Raum Bielefeld – West nur im Einzelfall vor.
Ein Bild der Regression der Amphibienpopulationen im Untersuchungsgebiet gibt ein Vergleich der von THONACK (1968) veröffentlichten Daten mit den vom Verfasser 1980 ermittelten, s. Abb. 5 und Tab. 5. Die Bilanz der Bestandsentwicklung in diesem auch im Jahr 1980 noch naturkundlich äußerst wertvollen Kleingewässerkomplex bei Bielefeld – Schildesche* ist für Teichmolch und Kammolch gleichmaßen negativ.

An elf weiteren Gewässern, an denen im Rahmen von Examensarbeiten an der PH Bielefeld (1967 – 1968) Bestandsaufnahmen an Molchen durchgeführt wurden, konnten aufgrund von Biotopzerstörungen keine Vergleichsdaten mehr gewonnen werden.

GEWÄSSERKOMPLEX 56			
ART	INDIVIDUENBESTAND		
	1967	1968	1980
	MÄNNCHEN , WEIBCHEN		
TEICHMOLCH	308,353	356,374	4,6
BERGMOLCH	14,16	64,54	2,2
KAMMOLCH	20,20	23,21	-,-

Tabelle 5: Entwicklung der Individuenzahlen in einem Kleingewässerkomplex bei Bielefeld – Schildesche (1967 – 1980)

*Der genannte Kleingewässerkomplex bei Schildesche wurde mittlerweile durch den nicht aufzuhaltenden Fortgang der Baumaßnahmen zur Johannisbachtalsperre vollständig zerstört).

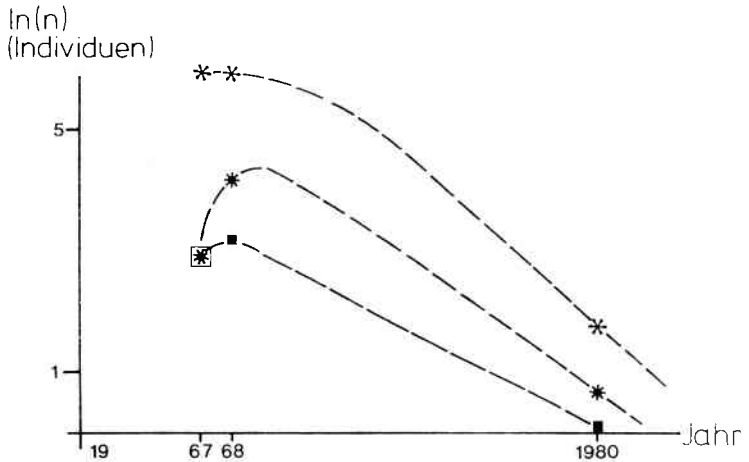


Abbildung 5: Gemessener und hypothetischer Verlauf der Abundanzen von Amphibienpopulationen in einem Kleingewässer 1967 – 1980 (Gewässerkomplex 56; Individuenzahl/LG dargestellt als nat. Log.; obere Kurve Teichmolch; mittlere Kurve Bergmolch; untere Kurve Kammolch; Kurve geschätzt)

4.4 Faktoren der Laichplatzwahl

Alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten benötigen mehr oder weniger ausgeprägte horizontale Strukturen im Laichgewässer als Schlüsselreize zur Auslösung von Brutverhalten und/oder zum Anheften der Laichballen oder –schnüre.
Der Kammolch meidet im Untersuchungsgebiet alle Kleingewässer von nur wenigen qm Wasserfläche.
Größere, naturnahe Gewässer (durchschnittliche Fläche ca. 500 qm), wie sie nach BLAB (1978) den Laichplatzschemata der Molcharten (vor allem Kammolch und Teichmolch) weitgehend gerecht werden und die allein maximale Abundanzen aufweisen, stehen diesen Arten im Untersuchungsgebiet im Gegensatz zu den von LIENENBECKER (1979) und HÖNER (1972) untersuchten Räumen andererseits kaum mehr zur Verfügung, sondern werden meist mehr oder weniger intensiv als Fischteich genutzt (zur Problematik der Fischteiche s. Kap. 4.6). Das einzige im Untersuchungsgebiet vom Kammolch besiedelte natürliche Kleingewässer, ein flacher, vegetationsreicher von mehreren Quellen gespeister Quellbereich, hat immerhin eine Fläche von über 500 qm.

Kammolche bevorzugen im Untersuchungsgebiet Gewässer mit ausgeprägten, vor allem submersen Strukturen, wobei bei fehlender Unterwasservegetation auch andere Strukturen wie z.B. im Wasser verrottendes Astwerk akzeptiert werden.
Einen weiteren Schwerpunkt hat der Kammolch im Untersuchungsgebiet Bielefeld – West in den von mehreren Quellen gespeisten ständig überrieselten oder flach überstauten Überschwemmungsbereichen im Oberlauf der Bäche des Ravensberger Hügellandes.
Auch die anderen Molcharten (Bergmolch, Teichmolch und Fadenmolch) erreichen ihr Abundanzmaximum in Gewässern, in denen Tauchpflanzen und Schwimmblattpflanzen eine Deckung von mehr als 25 % erreichen. Eine Besonderheit sind dabei die intermittierenden Kleinstgewässer, auf denen *Glyceria fluitans* flutend die gesamte Wasserfläche deckt. Dieser Gewässertyp scheint dem Teichmolch im Untersuchungsgebiet gerecht zu werden; hier ist er meist als einzige Art in hoher Abundanz vertreten. Suboptimale Bedingungen – entsprechend hinter dem Erwartungswert (s. Kap. 4.3) zurückbleibenden Abundanzen – haben Molche in größeren, steilwandigen Gewässern wie Fischteichen, in denen meist kleinere flutende Rasen von *Glyceria fluitans* die Minimalansprüche der Molche erfüllen.
Größere Populationen der Erdkröte finden sich im Untersuchungsgebiet nur in stabilen, größeren Gewässern von wenigsten 500 – 1000 qm.
Völlig von Vegetation bedeckte Gewässer meidet die Erdkröte deutlich und beweist damit die von BLAB (1978) beschriebene Präferenz für offenes Wasser.
Geringfügig ausgeprägter ist die Bindung der Erdkröte für stengelartige Uferstrukturen, an die sie ihre Laichschnüre heften kann.
Fehlen solche Minimalstrukturen, – wie das bei bewirtschafteten Teichanlagen mit Steilufern und Tiefwasserzonen im allgemeinen der Fall ist, kann sich keine Laichplatzorganisation entfalten. Die Erdkröten laichen im Gewässer diffus und unkoordiniert ab (BLAB 1978). Solche Laichgewässer stellen suboptimale Laichhabitate dar, die nur mangels besserer Laichquartiere bzw. auf Grund der Ortsprägung der Tiere aufgesucht werden.
Als einzige Art im Untersuchungsgebiet hat der Grasfrosch eine Präferenz für die überrieselten und überstauten Bruch – und Auwaldbereiche in den Talauen.
Sein Abundanzmaximum erreicht er in den meist in den Auwäldern angelegten, kleinen extensiven Fischteichen im Oberlauf der Sieke des Ravensberger Hügellandes, wo er seinen Laich in die Kolke der Zu – und Abläufe der Gewässer absetzt.
Ein mitentscheidender Faktor hierfür scheint der Sauerstoffreichtum (des fließendes Grundwassers) solcher Habitate für die Entwicklung von Laich und Larven zu sein (BLAB 1978).

4.5 Chemisch – physikalische Kenngrößen der Laichgewässer

Ebenso wie autökologisch begründete Präferenzen und damit zusammenhängend bestimmte Landschaftsfaktoren das Verteilungsbild der Amphibien im Raum Bielefeld – West qualitativ und quantitativ bestimmen, lassen sich nach Betrachtung der auf die Brutgewässer einwirkenden Faktoren, insbesondere der Schadeinflüsse durch wasserchemische bzw. physikalische Veränderungen, anthropogene Einflüsse auf die Laichquartiere grob abgrenzen.

Leitfähigkeit

Auf die limitierende Wirkung hoher Elektrolytkonzentrationen (gemessen als Leitfähigkeit*) auf Molchpopulationen haben GROTE (1976) und LAMMERING (1979) aufmerksam gemacht.
Ihrer Feststellung nach fallen gering besetzte Laichquartiere durch hohe Werte der Leitfähigkeit auf.
Zusammenfassend stellt LAMMERING (1979) fest, "daß mit steigenden µS – Werten die Individuenzahl der Molche pro Gewässer abnimmt."
Parallelen zu den Beobachtungen von LAMMERING und GROTE konnten wir im Untersuchungsgebiet durch sinkende Diversitätswerte (nach HURLBERT 1971) bei steigenden ionalen Konzentrationen nachweisen (LÜTTMANN & SMOLIS 1983), wie aus Abb. 6 zu ersehen.
Insgesamt lassen die im Untersuchungsgebiet gemessenen Leitfähigkeitswerte auf eine breite ökologische Toleranz der Arten im Hinblick auf die durch Leitfähigkeit indizierte Gewässergüteverminderung erkennen.
So wurden Molchpopulationen in geringer Abundanz in Laichquartieren mit einem Maximalwert von 747 µS und einem Minimalwert von 128 µS festgestellt.
Insgesamt ist die gefundene Streuung der Leitfähigkeitswerte in den besetzten Laichquartieren des Raumes sehr hoch (Tab. 6).
Deswegen und auf Grund der starken Abhängigkeit der Leitfähigkeit von natürlichen Faktoren wie Boden und Grundwasserbeschaffenheit kann eine 'Verödungszone', d.h. eine Elektrolytkonzentration, bei der Amphibien ein Gewässer nicht mehr besiedeln, wie sie von GROTE (1976) für eine Leitfähigkeit ab 850 µS angegeben wird, nicht angenommen werden.

*Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die im Wasser gelösten Salze (Elektrolytkonzentration). Überdurchschnittliche Werte weisen meist auf eine Verschmutzung durch eingeschwemmte Düngesalze oder landwirtschaftliche bzw. Haus – Abwässer (z.B. Harnstoff) hin.

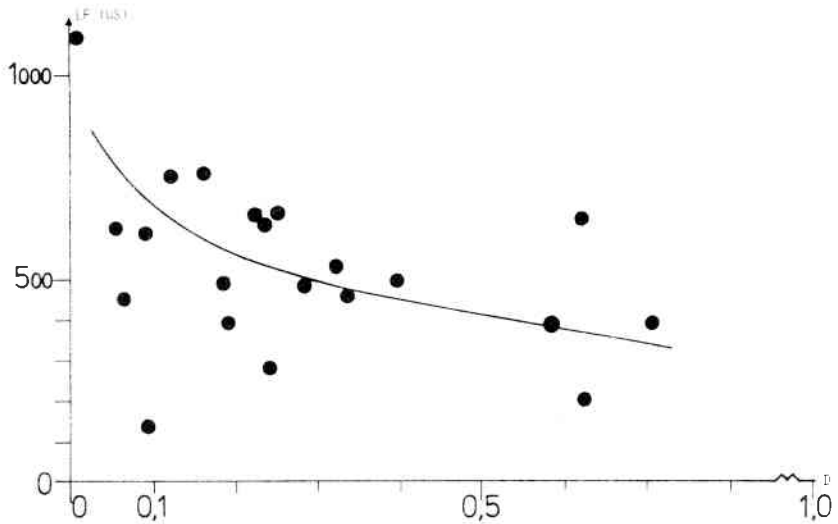


Abbildung 6: Abhängigkeit der Diversität D (nach HURLBERT 1971) von Laichpopulationen der Gattung Triturus von den maximalen Elektrolyt-Konzentrationen des Laichgewässers, gemessen als elektrische Leitfähigkeit (LF, in µS/cm). Die Kurve wurde abgeschätzt. (aus: LÜTTMANN & SMOLIS 1983)

LAICHGEWÄSSER IM GEOMER	SUMME ALLER BESETZTEN LAICHGEWÄSSER		MOLCH-LAICHGEWÄSSER		GRASFROSCH-LAICHGEWÄSSER		ERDKRÖTEN-LAICHGEWÄSSER	
	$\bar{x}$	µS	$\bar{x}$	µS	$\bar{x}$	µS	$\bar{x}$	µS
STEILE DES RAVENSBERGER HÜGELLANDES	582.	137.5	563.5	135.5	573.	129.6	545.5	207.1
RIEDEL DES RAVENSBERGER HÜGELLANDES	490.5	352.4	368.2	207.4	319.	274.	279.	141.
GESAMT-UNTERSUCHUNGS-GEBIET	528.6	163.	460.6	184.6	509.3	173.9	512.3	155.3

gemessen Aug.1980 , WTW-LF-Meter LF 56 , Tauchtiefe 10 cm , 20 °C

Tabelle 6: Vergleich der Mittelwerte der gemessenen Leitfähigkeit (µS) in den von Amphibien besetzten Gewässern

Bemerkenswert war der im Mittel niedrige Leitfähigkeitswert der Gewässer aus den Riedeln des Ravensberger Hügellandes. Trotz ihrer Insellage inmitten intensiv bewirtschafteter Flächen weisen die wenigen verbliebenen Kleingewässer auf den Riedeln LF – Werte auf, welche unter dem Mittel der Gewässer der übrigen Landschaftsräume liegen.
U.U. ist daraus zu schließen, daß diese Gewässer besser als andere gegen den direkten Eintrag von Düngesalzen beim Ausbringen von Kunstdünger auf die Äcker auf Grund der vorherrschenden Kuppenlage der Gewässer geschützt sind.
Die meist verbliebenen Ufergebüsche und besonders die Lage der Gewässer in direkter Hofnähe tragen ebenso hierzu bei.
Demgegenüber weisen die Gewässer in den Sieken des Ravensberger Hügellandes hohe Leitfähigkeitswerte auf.
Zwar sind Düngemittel in den vorherrschenden Parabraunerden dieser Landschaftseinheit meist sorptiv gebunden, werden jedoch bei Starkregen mit den Bodenpartikeln erodiert und in die Sieke eingeschwemmt und gelangen schließlich in die Gewässer (LÜTTMANN, LOSKE, SMOLIS & WITTING 1982).
Nach entsprechenden Starkregenfällen beobachtete HILDEBRAND (1975) ein Ansteigen der Leitfähigkeit sowie der Parameter Ammonium und Nitrat bis zum Dreifachen.

Auffällig ist ebenfalls die zu beobachtende Kohärenz zwischen dem Fehlen einer Amphibienpopulation in bestimmten Laichgewässern und in diesen gemessenen hohen Werten für die "Verschmutzungszeiger" Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2) und Nitrat (NO_3), vgl. Tab. 7.
In Verbindung mit hohen pH – Werten können schon geringe Mengen von Ammonium zum Erreichen toxischer Konzentrationen von Ammoniak (NH_3) führen. Betroffen sind hier u.U. stark gekalkte Fischteiche, wie wir sie im Ravensberger Hügelland des öfteren finden.
Für Fische werden als todbringende Konzentrationen 0,1 – 0,2 ppm NH_3 angegeben (MERCK 1980), für Strudelwürmer (Turbellaria) 0,4 ppm und für Insektenlarven über 9,0 ppm (ANT 1978).
Als Maß für die Belastung der Amphibiengewässer und ihrer Laichpopulationen können die von uns gemessenen Werte jedoch nur eingeschränkt dienen, da experimentell oder unter Freilandbedingungen ermittelte Grenzwerte für die Gruppe der Amphibien bislang nicht existieren.

Sauerstoffsättigung, O_2 – Defizit
Eine deutliche Abhängigkeit der Amphibienabundanzen von der Sauerstoffsättigung der Gewässer, wie sie LAMMERING (1979) darstellt, kann im Untersuchungsgebiet nicht nachvollzogen werden. Molchlaichgewässer mit hohen Individuenkonzentrationen (und hohem Diversitätsindex) wiesen O_2 – Defizite größer 75 % auf (hierbei ist zu berücksichtigen, daß die gewonnenen Werte den ausgeprägten Tagesgang des O_2 nicht berücksichtigten, vgl. Tab. 7).
Insbesondere natürliche Kleingewässer, welche allgemein Habitatschwerpunkt der Urodelen im Untersuchungsgebiet darstellten, wiesen hohe O_2 – Defizite auf (Tab. 7).

Tabelle 7: Chemisch-physikalische Kennwerte der kartierten Laichgewässer

Übersicht Gewässer-Qualität

LANDSCHAFTSRAUM TEUTOBURGER WALD /SENNELANDSCHAFT

Kart.-Nr.	lfde Nr.	T (°C)	LF (µS)	O₂ (mg/l)	O₂-Sätt. (%)	NH_4^+ (ppm)	NO_2^- (ppm)	NO_3^- (ppm)	Ges.Härte (°dH)	Ca-Härte (°dH)	pH	desonnt/ Schattig
TEUTOBURGER WALD												
200A	--	18.2	508	0.5	94.5	≤1.0	NN	NN	13	18¹	7.8	H
	58	17.1	380	6.4	10.9	0.5	0.25	NN	10	10	7.5	SH
	64	18.5	290	8.5	6.6	0.5	0.1	NN	7	7	8.1	S
	67	17.6	538	1.2	14.2	NN	0.1	10	13	10	7.4	S
203	--	20.4	410	6.4	4.5	≤1.(4)	0.25	--	17	23¹	7.4	SH
SENNELANDSCHAFT												
	72	15.0	634	4.47	54.2	NN	0.2	10	--	--	6.4	SH
	73	19.2	581	1.0	88.9	≤1.(3)	NN	NN	--	--	7.0	SH
	74	21.3	501	4.0	36.3	NN	0.05	NN	--	--	7.0	S
	75	22.8	479	8.8	4.6	NN	0.25	NN	15	10	8.25	S
	77	17.0	655	8.0	6.5	NN	0.05	NN	12	12	9.0	S
204A	--	15.4	382	3.8	60.5	NN	0.1	100	13	5	6.5	SH
263	--	20.2	438	9.9	(12.3¹)	0.5	0.25	≤10	--	--	7.5	S
270	--	20.2	488	8.6	2.4	NN	0.25	10	--	7	8.25	S
SIEKE DES RAVENSBERGER HÜGELLANDES												
	10	14.7	747	4.2	57.3	NN	0.2	30	-	-	-	S
	11	18.7	371	6.0	33.8	NN	0.2	30	-	-	-	S
	18	17.3	468	5.9	36.6	1.0	0.05	NN	-	-	-	SH
	19	21.8	645	1.6	81.3	NN	NN	NN	-	-	-	S
	24	17.7	752	5.6	39.4	0.2	0.2	-	-	-	-	SH
	24A	20.0	700	5.6	36.7	0.5	1.0	-	-	-	-	SH
	25	21.5	649	5.9	31.5	NN	0.5	20	-	-	-	S
	25A	19.8	703	6.2	30.2	NN	0.1	20	-	-	-	S
	32	19.0	501	3.5	61.0	1.0	0.25	NN	13	10	7.3	SH
	33	21.6	629	5.25	38.9	NN	1.0	100	22	13	9.3	S

	34	22.2	487	NN	100.	NN	NN	100	19	12	6.7	SH
	37	18.2	761	4.0	56,3	1.0	1.0	-	24	14	8.0	S
	28	18.4	415	6.8	25.4	NN	0.5	30	10	5	8.4	H
	29	17.5	396	5.8	37,5	NN	0.1	30	10	5	7.7	H
177	--	21.7	695	5.0	41.7	NN	0.4	20	24	18	8.2	S
	68	18.6	542	4.1	54,8	NN	0,25	10	--	--	7.3	S
	68A	19,2	392	4.8	46,5	NN	0,25	10	--	--	7.3	S

115 56

A	19.5	344	3.6	59,7	NN	NN	NN	10	131	7.6	S
B	17.5	338	3.6	61.2	NN	NN	NN	10	9	7.2	SH
C	19.8	472	3,0	66,2	NN	0.1	NN	15	12	7.2	S
D	14.5	216	1.4	85.8	0,25	NN	NN	8	5	6.9	SH
E	16.6	465	3.6	61.9	1.0	0.2	NN	14	12	7.6	SH
F	17.3	393	3.5	62,4	10.	NN	NN	12	10	6,9	S
G	17.8	420	3.0	67,5	G1(5)	NN	NN	10	--	6.8	S
H	14.5	444	7,9	20.0	NN	0,1	30	13	5	7.2	S

RIEDEL DES RAVENSBERGER HÜGELLANDES

1	20.6	197	5.4	38 3	0.5	NN	NN	5	3	6.5	S
6	19.0	634	3.1	65,5	1,0	0.25	NN	-	-	-	S
31	18.1	397	0.4	95.6	NN	NN	NN	10	9	6.9	S
38	15.4	128	0.7	92.8	1.0	0.05	NN	3	2	6,3	S
55	18.4	485	2.25	75.3	G1.0	0.05	NN	-	-	-	S
162	--	24.1	1102	1.8	78,1	G10.	0.05	NN	-	-	-	S

LEGENDE ZUR TABELLE 'WASSERQUALITÄT' (1 - 3)

NN	NICHT NACHWEISBAR
--	OHNE BEFUND/KEIN TEST DURCHGEFÜHRT
G1	GRÖßER ALS 1
(1)	SCHÄTZWERT
S	BESONNT
H	BESCHATTET

U.U. wird der O_2 – Mangel in solchen Gewässern zum indirekt positiven ökologischen Faktor, indem er den Molchen, welche Haut– und Lungenatmung haben, einen Vorteil gegenüber ihren rein kiemenatmenden Feinden unter den Fischen verschafft.
Auf die Bedeutung strömenden – und damit meist sauerstoffreichen Wassers für das Laichgeschäft des Grasfrosches (BLAB 1978) wurde bereits eingegangen.

COSTA (1967) berichtet über Grasfroschlarven, welche sauerstoffarme Gewässer aktiv meiden. Inwieweit sich O_2 – Defizite auf Grasfroschlarven hinsichtlich Mortalität oder verhaltensschädigend auswirken (BLAB 1978), bleibt noch zu prüfen. Für die nordamerikanische Krötenart *'Bufo woodhousii'* wird dies von WASSERSUG & SEIBERT (1975) ab einem O_2 – Defizit von 73 % bestätigt. Eine Übertragbarkeit muß jedoch für die einheimischen Arten noch überprüft werden, ist aber aus verschiedenen, bei WASSERSUG angeführten Gründen zweifelhaft.

4.6 Teichwirtschaft und Amphibienfauna

Ausgedehnte Teichflächen, welche unter gewissen Bedingungen ornithologisch und gesamtökologisch durchaus wertvolle Lebensräume darstellen können, haben im allgemeinen für Amphibien nur geringe Bedeutung.
Artendichte, Artenvielfalt und Erfolg der Reproduktion der in den Fischteichen ablaichenden Amphibien ist eng mit der Quantität und Qualität des jeweiligen Fischbesatzes korreliert. Während Amphibien und ihre Entwicklungsstadien in Gewässern mit weitgehend natürlichem Fischbestand ihren potentiellen Feinden, bestimmten Fischen der Familien Salmonidae, Esocidae und Percidae in den von ihnen bewohnten Flachwasserzonen z.T. entgehen können, führt der Überbesatz in den Teichanlagen zu einem solchen Prädationsdruck, daß Amphibienlarven nach und nach völlig eliminiert werden (MÜLLER 1968). Das noch Jahre anhaltende Auftreten von adulten Amphibien an einem Fischgewässer ist "kein Beweis für ein etwaiges Nebeneinander von Amphibien und Besatzfisch (PUTZER 1981, schriftl. Mitt.), sondern lediglich Ausdruck der starken Laichplatztreue dieser Art!
Selbst Friedfischarten können Amphibienpopulationen durch Fressdruck auf Eier und Larven erheblich schädigen (MÜLLER 1979, schriftl. an MELF – NW).
Eine Bestätigung dieser Beziehung aufgrund raumbezogen gewonnener empirischer Daten fehlt bislang für das Gebiet Bielefeld. Jedoch ist die Dimension der "Einflußgröße Fischteiche" teilweise eingänglich, wenn man den Anteil der Fischteiche zum Anteil der besetzten Amphibiengewässer und zur Summe aller untersuchten Gewässer in Beziehung setzt. Dies zeigt Abb. 7.

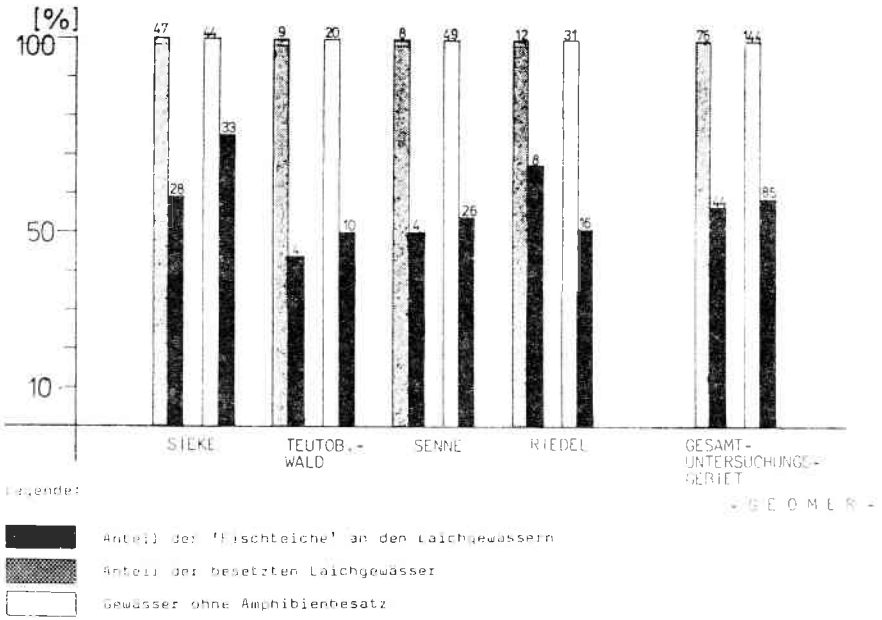


Abbildung 7: Anteil der Fischteiche an den 'kartierten' und den 'besetzten' Gewässern

Außerdem konnten in allen von Amphibien besetzten Fischteichen nur Erdkröte und selten der Grasfrosch nachgewiesen werden.
Die Umgestaltung der ehemals natürlichen Laichhabitate in Fischgewässer kann ebenfalls zum Rückgang der Amphibien beitragen.
Werden die Umweltgradienten im Laichhabitat wesentlich verändert (Uferrelief, Besonnungsverhältnisse etc.), werden die Habitatschemata der Amphibien in den Gewässern nicht mehr optimal erfüllt (BLAB 1978); anthropogen gesteigerte Insolation durch Vernichtung der Waldkulisse an einem typischen Fadenmolch – Gewässer kann z.B. zur Verschiebung des Artenspektrums zugunsten des wärmeliebenden Teichmolches führen (LÜTTMANN & SMOLIS 1983).
Die Bedeutung ausgedehnter Teichkomplexe für die Amphibienfauna kann grundsätzlich nicht nach der Anzahl der Teiche und deren Flächengröße angegeben werden.
Die aufgrund notwendiger Bewirtschaftungsmaßnahmen brachliegenden Fischgewässer innerhalb eines größeren Teich – Komplexes werden von Amphibien nur dann besiedelt, wenn sie am Rand der Teichkette bzw. des

Teichkomplexes liegen und ein relativ großer Populationsdruck von nahe gelegenen, besetzten Gewässern ausgeht.

Beispielhaft sei der Gewässerkomplex 18 – 22 sw von Jöllenbeck genannt:
Trotz vorhandener Mindeststrukturen (Röhricht) konnten in den intensiv besetzten und beangelten Gewässern keine Amphibien in nennenswerten Abundanzen kartiert werden. Larven wurden nicht gefunden.
Ein brachliegender Teich im Komplex wies bei der Kartierung zwar optimale Habitatstrukturen für Molche auf, Amphibien konnten dennoch nicht festgestellt werden, – trotz des zu vermutenden Siedlungsdruckes aus zwei 400 und 700 m weit entfernten optimalen Molch – Laichgewässern. Dies ist ein Hinweis darauf, daß selbst r – Strategen wie der Teichmolch (VIERTEL 1980) der durch die Teichbewirtschaftung verursachten Habitatdynamik d.h. dem ständigen Wechsel von Neuentstehen und Zerstörung geeigneter Habitate nicht folgen können. Lediglich bei direkter Benachbarung von angestammtem Laichgewässer und neu angelegtem Fischteich werden letztere von Molchen zur Laichablage bei Vorhandensein entsprechender Habitatstrukturen aufgesucht (z.B. Gewässer 12/13 und 3/5 lt. Abb. 2).

Aufgegebene Fischteiche, welche schon über Jahre brachliegen und zwischenzeitlich fast völlig von der entsprechenden Wasservegetation eingenommen worden sind, stellen dagegen i.a. wertvolle Amphibienhabitate für die *Triturus* – Arten und den Grasfrosch dar (z.B. Gewässer 2 und 65).

4.7 Physiographisch erfasste Schadeinflüße auf die Laichgewässer / Komplexe Schadfaktoren

Aufgrund der starken Laichplatzgebundenheit fast aller Amphibienarten stellen Eingriffe in die Laichgewässer grundsätzlich nachhaltige Schädigungen der Amphibienpopulation dar.
Für die Masse der kartierten Gewässer lassen sich diese Faktoren jedoch nur physiographisch durch die Angabe im Kartierungsbogen (vgl. Abb. 8) erfassen und ordnen.
Die Auswertung der Angaben wird nach besetzten Laichgewässern und nicht von Amphibien besetzten potentiellen Laichgewässern getrennt vorgenommen. Die Ergebnisse zeigt Tab. 8.
Dabei wird deutlich, daß der Faktor "Gewässervernichtung" und Faktoren, die die Qualität des Laichgewässers vermindern oder verändern, wesentliche Schadeinflüsse zu sein scheinen, welche die Amphibienpopulationen in Artenzahl und Abundanz begrenzen.
Unbelastete Gewässer, d.h. Gewässer, für die keine potentiellen oder offenkundigen Schadeinflüsse angegeben wurden, haben an der Gesamtsumme der besetzten Gewässer nur einen Anteil von weniger als 30 %.

Belastung/Schadeinfluß	Feststellung an Gewässer mit Amphibienvorkommen		Feststellung an Gewässern ohne Amphibienvorkommen	
	n	%	n	%
22o Bauvorhaben/ Entwässerung	8	8.1	12	1o.2
221 Schutt,Verfüllung	1o	1o.1	2o	16.3
225 Müll,Verfüllung	11	11.1	6	5.1
222 Tränke für Weidevieh	8	8.1	7	5.9
223 Abwasserzufluß	12	12.1	11	9.3
224 Zufluß eines verschmutzten Baches	11	11.1	1o	8.5
226 Düngereinfluß	12	12.1	5	4.2
Summe :				
Vernichtung des Gewässers	29	29.3	38	32.2
Veränderung im Gewässer	43	43.4	33	27.1
Belastungen nicht erkennbar	27	27.2	57	48.3
23o Erholungsverkehr/ Spaziergänger	28	32.2	24	19.5
231 Spielende Kinder	18	2o.7	14	11.4
232 Siedlungsnähe	29	33.3	61	49.6
Belastungen nicht erkennbar	12	13.8	24	19.5

Tabelle 8: Wichtung physiographisch erfasster Schadeinflüsse auf die Gewässer (Auswertung des Kartierungsbogens)

Abbildung 8: Zur Erfassung benutzter Kartierungsbogen

-- Ökologischer Beitrag zum Landschaftsplan Bielefeld-West --

- KLEINGEWÄSSERKARTIERUNG -

lfde Nr. ____

01 MTB.- Nr. ____ 04 Höhe ü.NN _____m

02 RW _____ Bearbeiter _____

03 HW _____ 05 Jahr -------- --- Monat --- ----

Festgestellte Amphibienarten:

	Art	Adulte (m/f)	Larven Kaulquappen	Laich	Jungtiere	Subjektiv-Abundanz
060	Bergmolch					
061	Kamm-Molch					
062	Fadenmolch					
063	Teichmolch					
064	Feuersalamander					
065	Erdkröte					
066	Kreuzkröte					
067	Wechselkröte					
068	Knoblauchkröte					
069	Geburtshelferkröte					
070	Gelbbauchunke					
071	Rotbauchunke					
072	Laubfrosch					
073	Moorfrosch					
074	Springfrosch					
075	Grünfrosch-Komplex					
076	Grasfrosch					

Art des Gewässers

000 Weiher
1 Teich
2 Tümpel, temporär
3 Quellmulde
4 Graben
5 Abgrabung
6 Feuerlöschteich
7 Überschwemmungsgelände
8 Klärteich

Wasserstände

000 Unbekannt
1 Immer gleichbleibend
2 periodisch wechselnd (wintertrocken)

Gebüschzone

100 Ufer völlig ohne Gebüsch
1 mit Salix spec.
2 mit Alnus gl.
3 mit Hartholzsaum

Angaben zur Lage (Umfeld)

110 Grünland, feucht
1 Grünland, trocken
2 Acker
3 Wald
4 Bruchwald
5 Brachland
6 Hofnähe
7 Siedlung,

Raumverteilung

120 Trockensenne
1 Feuchtsenne
2 Sennebäche
3 Nordhang Teutob.Wald
4 Südhang Teutob.Wald
5 Talgrund Rav.Hgl.land
6 Hochflächen " "

Beschattung

130 völlig beschattet
1 teilweise beschattet
2 völlig unbeschattet

Uferzone

140 Naturfern
1 Naturbelassen

150 Nur Steilufer
1 nur Flachufer
2 teils flach/teils steil

An das Ufer grenzen

160 Flachwasserzonen
1 Tiefwasserzonen
2 ohne Angabe

Boden des Gewässers

170 Faulschlamm
1 Grobsand/Kies
2 Lehm/Löß
3 unbekannt

Boden/Wasserstauer

180 Sand
1 Wasserstauende Gesteine
2 Torf

Gefährdungen/verkehrsanlg. bis 50 m E.

190 Feldweg
1 Landstraße/Kreisstraße
2 Bundesstraße
3 entfällt

Gefährdungen /Verkehrsanlg. bis 300 m E.

200 Feldweg
1 Landstraße/Kreisstraße
2 Bundesstraße
3 entfällt

Belastungen

220 Bauvorhaben/Grundwasserabsenkung
1 Schutt, Verfüllung
2 Tränke f. Weidevieh
3 Abwasserzufluß
4 Zufluß eines verschmutzten Baches
5 Müll, Verfüllung
6 Düngereinfluß
7 keine Angabe/nicht ermittelt

Belastungen

230 Spaziergänger
1 spielende Kinder
2 Siedlungsnähe

Belastungen/Nutzung

240 Fischteich, genutzt
1 Fischteich, ungenutzt
2 Intensivfischzucht
3 nicht erkennbar
4 Düngung (Jagd)
5 Straßenentwässerung/Grundwasser

Gewässerplatz

250 Länge ___ m

260 Breite ____ m

270 Oberfläche ____ m^2

280 Tiefe ____ m

Unterwasservegetation

310 ohne Tauchpflanzen

1 kleine Vegetationsgruppen

2 Tauchpfl.bis 25% deckend

3 Tauchpfl.bis 50%

4 Tauchpfl. mehr

5 Tauchpflanzen deckend

Schwimmblattvegetation

320 ohne Schwimmblatt-Pfl.

1 kleine Veg.-Gruppen

2 Schw.-Vegetation bis 25%

3 Schw.-Vegetation bis 50%

4 Schw.-Vegetation mehr

5 Schw.-Vegetation deckend

Röhrichtgürtel

330 ohne Röhricht

1 kleine Veg.-Gruppen

2 Gürtel bis 50% geschlossen

3 Gürtel deckend

Attraktivität des Vegetatio

Planerische Hinweise:

Beeinträchtigungen/Gefährdungen/Schäden:

Schutz- und Pflegemaßnahmen:

0 Ökologisch wertvoller Bereich ohne rechtl.Schutzstatus

u Festsetzung als 'GESCHÜTZTER LANDSCHAFTSBESTANDTEIL' nach §23 LG-NW

n Festsetzung als 'NATURSCHUTZGEBIET' nach § 20(a) LG-NW

o Vordringliche Verfügung der einstweiligen Sicherstellung als LB/NSG gemäß §§ 23 + 20 zur Unterbindung vorliegender und geplanter Eingriffe

4.8 Habitatvernichtung

Die Auslöschung der Kreuzkrötenpopulationen einerseits und des Grünfrosches andererseits sind Beispiele für die Folgen großflächiger Habitatvernichtung bzw. nachhaltiger Veränderungen der Laichhabitate:
Die Kreuzkröte besiedelte ursprünglich weite Teile der inneren Senne und kann auch im Untersuchungsgebiet für das Gebiet der Senne als ehemals weitverbreitete und – neben der Erdkröte – relativ häufige Art angesehen werden. Sicher war sie hier im Gegensatz zu den reinen Sandgebieten der inneren Senne – wo FELDMANN & STEINBORN (1978) sie als Charakterart bezeichneten – niemals so häufig wie diese, besiedelte die ephemeren Tümpel und Laachen der zahlreichen Sandabgrabungen wahrscheinlich aber vollständig. Heute sind ihre Vorkommen – zumindest als im Untersuchungsgebiet zur Reproduktion schreitende Art – vollständig erloschen. Das letzte bekannte Laichquartier der Art – eine Sandabgrabung am Rande des Untersuchungsbereiches bei Gütersloh – Niehorst (MTB 4016/1) wurde während der Feldarbeiten zu vorliegender Untersuchung bis zum 17.5.1980 legal (!) mit Bauschutt verfüllt.
Dies mag ein Beispiel für die hohe Dringlichkeit faunistischer Erfassungen und deren Auswertung und Berücksichtigung durch die Landschaftsplanung und mögliche Eingriffsdisziplinen dienen.
Wenngleich die Verbreitung des Grünfrosches im Untersuchungsraum unsicher und die Raumverbreitung des Grünfroschkomplexes in Westfalen auch großräumig äußerst dispers ist (FELLENBERG 1973) (Vorkommen im Weser – und Werretal, Inselvorkommen im gesamten Kreis Lippe und Kreis Herford, Inselvorkommen im Südwestfälischen Bergland), muß doch davon ausgegangen werden, daß die Grünfroscharten *Rana esculenta* und *Rana esculenta – lessonae* im gesamten Untersuchungsbereich Vorkommen hatten mit dem Verbreitungsschwerpunkt in der Senne. So gaben Angler und Besitzer der betreffenden Gewässer Hinweise auf Grünfroschvorkommen: Gewässer Nr. 77 (Senne) "vor 15 Jahren", Gewässer 284 (Senne, heute völlig ohne Amphibienvorkommen) "vor ca. 12 Jahren noch Grünfrösche", Gewässer 33 (Sieke) "seit Jahren nicht mehr". Trotz spezieller Nachsuche nach Grünfroschvorkommen im Untersuchungsgebiet konnte die Art nicht mehr nachgewiesen werden.
Die Ursachen der Ausrottung bzw. des Verschwindens der Art im Untersuchungsbereich sind ungeklärt.
Einen Hinweis dazu gibt GUTTMANN (1976): Seiner Auffassung nach ist es denkbar, daß neben den im Gewässer zu suchenden Schadfaktoren "die Ethologie der Art (Fluchtreflex) ein regelmäßiges Vorkommen in häufig gestörter Umgebung in der Regel verhindert".

4.9 Der Jahreslebensraum

Da die meisten Amphibienarten mit Ausnahme vom Kammolch und den Arten des Grünfroschkomplexes nur während der Laichzeit wassergebunden leben, ist die Kenntnis und Beurteilung des Jahreslebensraumes zur Bewertung der Gefährdungssituation der Lurche von großer Wichtigkeit.
Eine Vielzahl negativer Einflüsse auf die Sommerhabitate der Amphibien lassen sich für das Gebiet Bielefeld – West aufgrund fehlender Beobachtungswerte nicht konkretisieren oder gar quantifizieren. Hier ist in Zukunft noch breite Grundlagenarbeit zu leisten.
Dennoch lassen sich aus Einzelbeobachtungen und aus der Kenntnis der Habitatansprüche durch Literaturauswertung (z.B. BLAB 1978, COOKE 1972, FELLENBERG 1973, FELDMANN 1975 ff., GUTTMANN 1976, MÜLLER 1976, STÖCKLEIN 1976, SCHULTE & GEIGER 1980 und WOIKE & NEUMANN 1980) Rückschlüsse auf die im Untersuchungsgebiet wirkenden wesentlichen Gefährdungsfaktoren, die auf die Landhabitate einwirken, ziehen.
Wesentliche Eingriffe in die Jahreslebensräume und damit indirekt in die Bestände der Amphibien können sein:

- Zerstörung durch Änderung landwirtschaftlicher Nutzungsformen (großflächige Mahd, Umbruch von Weiden in Äcker),
- Zerstörung der Jahreslebensräume durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen (Entwässerung von Wiesen),
- Ausräumung der Landschaft durch Entfernen von Gebüschen und Gehölzreihen
- direkte Verluste durch landwirtschaftliche Nutzung (Walzen, Ackern, Pestizidanwendung),
- Lebensraumzerstörung durch Flächeninanspruchnahme durch Bebauung, Straßenbau, Teichwirtschaft, Wasserwirtschaft,
- Intensivierung der forstlichen Bewirtschaftung von Waldflächen (Fichtenmonokulturen, Dunkelwaldwirtschaft, Entwässerung von Auwäldern zum Pappelholzanbau, Pestizidanwendung im Wald.

Alle Amphibienarten mit Ausnahme der wenigen ganzjährig an die Gewässer gebundenen Arten des Grünfrosch – *(Rana esculenta* – Komplex) und Kammmolch führen regelmäßige Wanderungen zwischen Laichplatz und Jahreslebensraum durch.
Wo sich die Wanderrouten der Lurche mit den das Gebiet Bielefeld – West zahlreich zerschneidenen Verkehrswegen kreuzen, erleiden die Populationen in jedem Jahr erhebliche Verluste durch Verkehrstod.
Potentiell gefährdet sind alle Amphibienarten die

- relativ vagil leben, d.h. in den Jahreslebensräumen und zwischen Jahreslebensraum und Laichplatz größere Wanderungen unternehmen (Erdkröte, teilweise auch Grasfrosch und Feuersalamander), weil damit in der Regel eine Strassenüberquerung verbunden ist,

- Laichpopulationen, deren Laichplätze oder Jahreslebensräume unmittelbar vom Verkehrswegebau in Anspruch genommen werden,
- Amphibienarten mit besonderen Verhaltensweisen, wie z.B. die Immobilisierung der Erdkröte auf der Straße, wenn sie vom Scheinwerferlicht erfaßt wird
- Arten, denen Straßen als Nahrungsrevier dienen, z.B. durch die erhöhte Anzahl von toten Insekten,
- Arten, die sich langsam fortbewegen (so braucht eine Erdkröte 5 – 21 Minuten, um eine Straße zu überqueren, während der Grasfrosch diese in weniger als 1 Minute quert, SERMET 1971).

Über die Raten der anthropogen durch Straßenverkehr verursachten Mortalität liegen bisher nur wenige Daten vor (VAN GELDER 1973, SERMET 1971, MOORE 1954).

Die Mortalitätsrate unter den die Straßen querenden Amphibien ist selbst bei Straßen äußerst geringer Verkehrsdichte erheblich. So gibt VAN GELDER (1973) bei der sehr kleinen Verkehrsdichte von 10 KFZ pro Stunde eine jährliche Mortalitätsrate von 30 % unter den Erdkrötenweibchen an.
MOORE (1954) konnte anhand von Straßenzählungen der überfahrenen Erdkröten – Individuen an einer Population eindeutig nachweisen, daß diese innerhalb eines Zeitraumes von vier Jahren deshalb ausstarb, weil die Erdkröten gezwungen waren, bei der Anwanderung zum Laichgewässer und der Rückkehr in den Jahreslebensraum eine Straße zu überqueren.

Die 1980 festgestellten Bereiche besonderer Gefährdung wandernder Amphibien auf den Straßen des Untersuchungsgebietes sind in Abb. 1 dargestellt. Diese durch Raster bezeichneten Straßenabschnitte weisen auf Bereiche hin, wo anhand der erhöhten Zahl der auf der Straße überfahrenen Amphibien eine erhöhte Überquerungsfrequenz angenommen werden kann.
Unter den Bedingungen weitgehend intakter Amphibienareale in naturnahen Landschaften können die so hervorgerufenen lokalen Extinktionen durch interpopularen Individuenaustausch (Interhabitatwanderungen) ausgeglichen werden bzw. es können neue Populationen aufgebaut werden (GLANDT 1981), vgl. Abb. 9a.
Dieser Kompensationsmechanismus dürfte im Gebiet Bielefeld – West auf Grund der starken Isolation der Laichpopulationen durch zahllose Verkehrswege und andere unüberwindliche Barrieren weitgehend außer Kraft gesetzt sein.
Eine auf das "Maximalareal" einer Lurchpopulation (nach BLAB 1978 und 1979) bezogene Fläche mit den in Abb. 9b dargestellten Lebensraumdurchmessern scheint im Verdichtungsraum Bielefeld – West nicht mehr zu existieren.
Dabei müssen asphaltierte Wirtschaftswege (Tab. 9, Ziff. 190/200), deren isolierende Wirkung u.a. MADER (1979) nachgewiesen hat, in die negative

Bilanz einbezogen werden, wenn sie sich in großer Nähe zum Laichgewässer befinden.

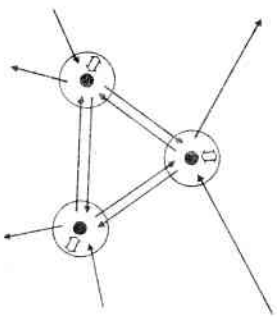


Abbildung 9a: Modell eines "intakten" Amphibienareals: gefüllte Kreise Laichgewässer; offene Kreise Jahreslebensraum; breite Pfeile: saisonale Laichplatzwanderungen; dünne Pfeile: Interhabitat – Wanderungen (nach GLANDT 1981)

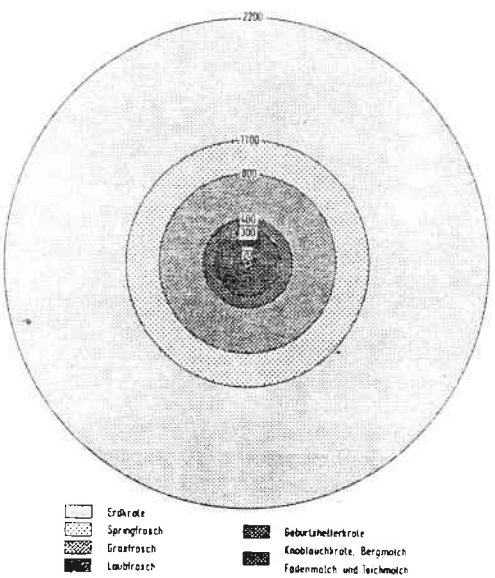


Abbildung 9b: Dimensionen der artspezifischen Jahreslebensräume von Amphibienpopulationen (Radien in m), nach BLAB 1979

Belastung /Schadeinfluß	Feststellung an Gewässern mit Amphibienvorkommen		Feststellung an Gewässern ohne Amphibienvorkommen	
	n	%	n	%
Gefährdungen durch Verkehrsanlagen bis 5o m vom Laichplatz				
19o Feldweg/Wirtsch.-Weg	38	47.5	44	43.o
191 Landstraße/ Kreisstraße	19	32.7	33	32.4
192 Bundesstraße	2	2.5	7	6.9
193 Einfluß entfällt	21	26.3	18	17.7
Gefährdungen durch Verkehrsanlagen bis 3oo m vom Laichplatz				
2oo Feldweg/Wirtsch-Weg	5	7.7	1o	9.5
2o1 Landstraße/ Kreisstraße	1o	15.4	14	13.3
2o2 Bundesstraße	4	6.1	16	15.2
2o3 Einfluß entfällt	46	7o.8	65	62.o

Tabelle 9: Schadeinflüsse und Belastungen durch vorhandene Verkehrswege

5. Zusammenfassung: Bestandssituation der Amphibien

Alle Amphibienarten unserer Heimat (NRW : 18, BRD : 19 Arten) zeigen eine seit Jahren kontinuierlich negative Bestandsentwicklung, von der die früher "gemeinen" Arten Erdkröte und Grasfrosch nicht ausgenommen sind.
Gerade diese Arten stellen hierfür vielmehr eklatante Beispiele dar, wie die vorliegende Untersuchung zeigt.

Die Tatsache, daß 8 von 18 rezenten Amphibienarten in der ROTEN LISTE NRW aufgeführt werden und damit alle als weithin in ihrem Bestand gefährdet erkannt sind, ist hierfür ebenfalls ein untrügliches Zeichen.
Die Anwendung der ROTEN LISTE (FELDMANN 1980) für die Beurteilung von Wertigkeit und Schutzpräferenz der Amphibienlaichplätze eines Gebietes erscheint dabei zumindest für den Raum Bielefeld – West problematisch, da aufgrund der starken urbanen Überformung des Untersuchungsgebietes alle Amphibienarten – neben den *Triturus* – Arten auch Erdkröte und Grasfrosch – als im Untersuchungsgebiet in ihrem Bestand akut gefährdet angesehen werden müssen.
Die Tatsache, daß Erdkröte und Grasfrosch zumindest vereinzelt noch größere Vorkommen haben, kann nicht so interpretiert werden, daß diese ihren Bestand bislang halten konnten, sondern kann von einer bereits entstandenen weitgreifenden Habitat – bzw. Populationsisolation zeugen. D.h., es handelt sich um Konzentrationen, die "zustande gekommen sind, weil in erreichbarer Nähe ehemals besetzte Lebensräume zerstört sind" (FELDMANN 1973).
Neben einer grundsätzlichen Tendenz der Arealregression, d.h. Aufgabe einzelner Laichgewässer – ist auch in den verbleibenden Laichgewässern ein ständiger Rückgang der Amphibien in Arten – und Individuenzahl zu verzeichnen.
Dies trifft auch auf die Arten mit ausgesprochen breitem Lebensraumspektrum zu wie Grasfrosch, Erdkröte, Teich – und Bergmolch. Vielmehr stellen gerade diese Arten eklatante Beispiele hierfür dar: Aufgrund der ausgesprochen geringen Bestandsgrößen der meisten Laichpopulationen der Amphibien im Raum Bielefeld – West muß ein großer Teil der festgestellten Laichpopulationen, welche der Abundanzklasse I (s. Tab. 4b) zugeordnet werden, als hochgradig gefährdet gelten.
Unter Ansetzung der von HEUSSER (1960), VIERTEL (1978) und HAGSTRÖM (1979) ermittelten Turn – over – und Mortalitätsraten auf die von uns ermittelten Populationsstärken in den Laichgewässern des Raumes Bielefeld – West können

75 % aller Bergmolch – Laichpopulationen
63 % aller Teichmolch – Laichpopulationen
43 % aller Erdkröten – Laichpopulationen
24.5 % aller Grasfrosch – Laichpopulationen

von der Extinktion – dem Verlöschen – der Laichpopulation innerhalb eines Zeitraumes von 5 – 10 Jahren bedroht sein.

6. Empfehlungen für ein Arten – und Biotopschutzkonzept

Aus den Erhebungen der Grundlagen (Bestandserfassung und Bewertung des Gefährdungsgrades der Amphibienpopulationen) als Beitrag zur Landschaftsdiagnose (BLAB 1978) ergeben sich die folgenden vorrangigen Aufgaben der Landschaftsplanung Bielefeld – West für den Berich des Amphibienschutzes:

- Flächenmäßige Sicherung, Pflege und Entwicklung der Lebensräume
- Wiederherstellung und Neuanlage ökologisch intakter Gewässer mit dem Ziel der Verdichtung eines ausreichenden Netzes ökologischer Zellen (Kleingewässer und Strukturen der Sommerquartiere) im Raum Bielefeld – West, – insbesondere in den von Kleingewässern, Feldgehölzen und Baumreihen ausgeräumten geomeren Riedel des Ravensberger Hügellandes und z.T. auch in der Senne
- Sicherung der Bestände in den Laichgewässern durch Reduzierung des Schadstoffeintrages, Nutzungsextensivierung im Umfeld der Gewässer (Pufferzone), Reduzierung des überhöhten Fischbesatzes, Reduzierung bzw. Umverteilung der erholungsorientierten Nutzungen (v.a. Sportangeln) an den noch weitgehend intakten Gewässern
- Entwicklung bzw. Optimierung von Lebensräumen für stenöke, – im Raum Bielefeld – West z.T. ausgestorbene Arten (z.B. Kreuzkröte, Laubfrosch)
- Gezielte Artenschutzmaßnahmen (z.B. Eindämmen des Straßentodes).

6.1 Erhaltung, Pflege und Neuanlage von Kleingewässern

In Rahmen der Landschaftsplanung für den Raum Bielefeld – West sollte die Sicherstellung aller Kleingewässer, soweit sie in das Kleingewässerkataster* aufgenommen sind, als GESCHÜTZTE LANDSCHAFTSBESTANDTEILE (§ 23a – c LG – NM, MELF 1980) angestrebt werden.

Neben der Unterschutzstellung hat sich der Apell an die Bereitschaft der Grundeigentümer zur Erhaltung eines vorhandenen Kleingewässers bei ersten Schutzmaßnahmen (Kleingewässeraktion des Landes NW, 1981 und 1982) bewährt (Auskunft Höhere Landschaftsbehörde, mdl. 1982).

Liegen die Gewässer stark isoliert in landwirtschaftlich oder anderweitig intensiv genutztem Gelände, kann durch mehrreihige Schutzpflanzungen Vorsorge gegen Immissionen getroffen werden.

Die Gewässer, die nicht unmittelbar durch Schadstoffeintrag gefährdet scheinen, sollten jedoch wegen der Habitatpräferenz der meisten Amphi-

*Eine grobe Übersicht über die Amphibienlaichplätze des Untersuchungsgebietes gibt Abb. 2. Das zugrunde liegende Fundortkataster kann hier nicht mitgeteilt werden. Es liegt aber dem Nat. Wiss. Verein vor.

bien für besonnte Gewässer nicht oder höchstens an der Nordseite bepflanzt werden.
Hinweise für die Neuanlage von Gewässern geben zahlreiche Autoren wie z.B. WOIKE & NEUMANN (1980), BLAB (1978).
Vorhandene, giftstoffbelastete oder aus sonstigen Gründen unbelebte oder auch nur verlandete Kleingewässer können oft mit nur wenigen Maßnahmen regeneriert werden.
Aus der Reihe möglicher Maßnahmen sollen hier nur exemplarisch genannt werden:
Öffnen der Verlandungsdecke, Abflachen von Steilböschungen oder anderen verbauten Ufern auf mindestens 1:5, Einbringen von Röhricht-, Schwimm- und Tauchpflanzen als Initialpflanzung und Anlegen eines Ringgrabens, der Schadwässer abzuhalten vermag.
In der Senne sollte auf das Einbringen von Vegetation ganz verzichtet werden, um seltenen Pflanzen- und Tiergesellschaften nährstoffarmer Gewässer Entstehungsmöglichkeiten zu geben.
Neuanträge auf Anlage oder Erweiterung von Fischteichanlagen oder Angelgewässern sollten angesichts der tierökologischen, gesamtökologischen und landschaftsgliedernden Funktionen der Talauen im Untersuchungsgebiet (LÜTTMANN et al. 1982) als Eingriffe keine Genehmigung finden.
Es sollte angestrebt werden, daß mindestens 10 % aller derzeit bestehenden Fischteiche umgewidmet werden in Gewässer für den "Artenschutz der Fische und ihres Nahrungskettenumfeldes".

Damit könnte auch den Bestimmungen des Landesfischereigesetzes NW ("Zwangsbeangelung") in seiner derzeitigen Fassung entsprochen werden (PUTZER, 1981, briefl.).
Der geforderte Anteil von 10 % ist gerechtfertigt, wenn man den Gefährdungsgrad fast aller an Gewässer irgendwie gebundenen Tierarten bedenkt (z.B. FELDMANN 1980). Er orientiert sich an dem von Tierökologen geforderten Anteil von Artenschutzgewässern bei der Festlegung von Folgenutzungen für Ausgrabungen (KEIL 1975).
Realisiert werden kann dieses Konzept u.U. dadurch, daß bei der Vielzahl der Fischteichanlagen, welche offensichtlich ungenehmigt angelegt sind, an eine nachvollziehende Genehmigung Auflagen geknüpft werden, welche die Unterhaltung von "Artenschutzgewässern" (=Amphibienschutzteichen ohne jeglichen Fischbesatz und mit naturnahen Gewässerstrukturen) notwendig machen (LÜTTMANN 1981).

Ist die Vernichtung eines Gewässers unvermeidbar, sollte rechtzeitig, mindestens 1 Jahr vorher, ein Ersatzgewässer in größtmöglicher Nähe geschaffen werden, in das die Strukturhauptkomponenten des Altgewässers eingebaut werden müssen.
Jedoch können nur einzelne Arten, – Grasfrosch, *Triturus*-Arten und Grünfrösche bedingt umgeprägt werden (BLAB 1978), während die Laichplatzprägung für die Erdkröte definitiv ist und die strikte Einhaltung der Erdkrötenlaichplätze notwendig macht.

Die Neuanlage und Restaurierung von Gewässern ist schließlich räumlich und zeitlich so zu koordinieren, daß eine mehr oder weniger flächendekkende Verteilung von Gewässern im Sinne eines Netzes ökologischer Zellen in der Landschaft entwickelt wird. Ihr Flächenanteil sollte einen Satz von 8 – 10 % der Gesamtfläche (BLAB 1979) nicht unterschreiten.
Für die Entfernungen zwischen den zu erhaltenden Laichplätzen können die mittleren Aktionsradien der Amphibien (BLAB 1978) zugrundegelegt werden.
Eine natürliche Wiederbesiedlung der entstehenden Biotope kann nur dann geschehen, wenn ausreichend starke Populationen in geringer Entfernung (max. 2 – 3 km, BLAB 1978) vorhanden sind. Das kann jedoch für den stark verarmten Raum Bielefeld – West i.d.R. nicht angenommen werden. Insbesondere für die im Untersuchungsgebiet nicht mehr existenten Arten Kreuzkröte, Grünfrösche, eventuell auch Laubfrosch, Gelbbauchunke, Moorfrosch ist eine Nachzucht oder behutsame Entnahme aus vorhandenen starken Populationen (z.B. aus der inneren Senne) mit nachfolgender Aussetzung in den geeigneten Habitaten denkbar.
Aussetzaktionen erfordern eine intensive wissenschaftliche Betreuung (z.B. Biologische Station Metelen e.V., LÖLF) und umfangreiche Vorarbeiten in Bezug auf optimale Ausgestaltung der ausgewählten Habitate, welche von Einzelpersonen nicht geleistet werden können und sollen.

6.2 Sicherung und Entwicklung der Jahreslebensräume

Maßnahmen zur Sicherung und Entwicklung der Amphibienpopulationen müssen auch auf die Erhaltung der wichtigsten Strukturelemente der Landhabitate ausgerichtet sein.
Einer weiteren Zerstörung der Feuchtgebiete, insbesondere der großflächigen Grünlandgebiete der Senne und der Bachauen des Ravensberger Hügellandes muß durch Schutzausweisung entgegengewirkt werden.

Land – und Forstwirtschaft
Im Landschaftsraum Sieke des Ravensberger Hügellandes sollte auf eine Reduzierung der Düngergaben (Ammoniumnitrat, Ammoniumsulfat, Phosphat) in den Grünlandbereichen, insbesondere im hydrologischen Einzugsbereich der Kleingewässer hingewirkt werden. Dies kann eventuell über die Landschaftsschutzverordnungen für die Sieke geschehen.
Eine Verdichtung des Flurgehölznetzes im Bereich der großflächig ausgeräumten Riedel im Ravensberger Hügelland und teilweise auch in der Senne kann auch der Populationsentwicklung der Erdkröte und anderer Lurcharten zugute kommen.
Zentraler Gegenstand der Entwicklung muß die Sicherung einer ausreichenden Wasserversorgung (Überschwemmung, episodisch hohe Grundwasserstände) sein: Im Bereich der Sieke kann der zu beobachtenden Tiefenerosion des Mühlenbaches und des Moorbaches, mit der eine starke und aus tierökologischer Sicht unerwünschte Austrocknung der schutzwürdigen Wiesenbereiche einhergeht, u.U. durch Einbau von Sohlschwellen entgegengewirkt werden.

Das großflächige Ersetzen der bodenständigen bodensauren Buchenwälder auf dem Zug des Teutoburger Waldes (Osning – Zug) durch Fichten – und Kiefern – Forsten kann zu nachhaltigen Veränderungen der Standortqualitäten und damit zu Bestandeseinbußen in der Amphibienfauna führen (BLAB 1978). Nach BLAB (1978) sind dichte, 15 – 30 jährige Fichtenstangenhölzer mit starker Rohhumusauflage besonders amphibienfeindlich.
Deshalb sollte ihr Anteil bei Wiederaufforstungen vor allem an den feuchten Nordhängen des Kalk – und Sandsteinzuges zugunsten bodenständiger, naturnaher Laubwälder reduziert werden.
Auch die Auwaldreste in den Sieken und der Sennelandschaft sollten in ihrer typischen Ausprägung erhalten werden.

Wasserwirtschaftliche Planungen
Aufgrund der vorrangig wasserwirtschaftlichen Funktionen von Rückhaltebecken (stark wechselnde Wasserstände, bei Stauhaltung große zusammenhängende Wasserflächen, die nur von wenigen Tierarten genutzt werden können) sowie aus der Absicht, die Anlagen zur Erholung zu nutzen (FLÄCHENNUTZUNGSPLAN v. 22.11.1978) sind diese Anlagen zumindest für den Bestand der Amphibien und die Entwicklung weiterer Arten aus bei LÜTTMANN (1981) näher erläuterten Gründen problematisch.
Durch die Ausbauarbeiten im Bereich des Johannisbach – Rückhaltebeckens wurden 13 außerordentlich wertvolle Gewässer (Bombentrichter) mit einer z.T. seltenen Flora und Fauna vernichtet (LÜTTMANN 1981).
Jedoch kann vom Bau von Rückhaltebecken auch ein tierökologisch positiver Effekt ausgehen, wenn hierdurch ein Bestandesschutz für relativ naturnahe Auenwälder (z.B. im Bereich mittleres Johannisbachtal/unteres Schwarzbachtal) oder feuchte Grünlandbereiche (z.B. Lutterwiesen, Lichtebachwiesen) unter Verzicht auf einen Dauerstau (!) erreicht wird.

Oberirdische Abgrabungen
Verkippungen mit Schutt und Müll sollten nicht länger als einzige Möglichkeit der Rekultivierung von Abgrabungen im Stadtgebiet betrachtet werden.
Vielmehr sollten die Sandabgrabungen – soweit sie eine grundwasservernässte Abgrabungssohle aufweisen, als Amphibienbiotope v.a. für Kreuzkröte offen liegengelassen oder schonend gestaltet werden. Die Folgenutzung "Naturschutz" sollte in ca. 20 % aller Abgrabungsgenehmigungen als Rekultivierungsauflage festgesetzt werden (KEIL 1975).
Abgrabungen von Schiefertonen im Ravensberger Hügelland können zu wertvollen Ersatzbiotopen für Gelbbauchunke und *Triturus* – Arten entwickelt werden. Diese Möglichkeit, durch Anlage ephemerer Wasserlaachen und Belassen ruderaler Biotopbereiche sollte in den Abgrabungen vermehrt durch die Abgrabungsbehörde (RP) zur Auflage gemacht werden.
Für die Gestaltung sind Naturschutzfachleute (z.B. Naturwissenschaftlicher Verein Bielefeld und andere) heranzuziehen.

Siedlungsentwicklung
Die Nichtbeachtung ökologisch wertvoller Bereiche hat zu zahlreichen Fehlentwicklungen in der Ausweisung von Bebauungsgebieten im Raum Bielefeld geführt.
Angaben finden sich bei LÜTTMANN (1981).

6.3 Schutz wandernder Amphibien gegen Straßentod

Diese Bereiche besonderer Gefährdung wandernder Amphibien durch den Straßenverkehr sind in Abb. 2 dargestellt, soweit sie 1980 kartographisch festgehalten werden konnten.
Die präzise Festlegung der Straßenabschnitte, auf denen sich die Wanderung konzentriert, ist jedoch aufgrund des den Amphibien eigenen Wanderverhaltens, wie in Kap. 4.9 dargestellt, schwierig.
Die derzeit am häufigsten praktizierte Möglichkeit, wandernde Amphibien gegen den Straßentod zu schützen sind Abschrankungen der Straße mittels Draht – oder Plastikzäunen. Hierbei wird den Amphibien der Straßenzutritt durch den Zaun verwehrt. Die an den Zäunen entlangstreifenden Amphibien werden in Fanggefässen gesammelt. Diese Schutzmaßnahme ist aufgrund der notwendigerweise wiederkehrenden Entleerungen der Gefäße sehr personalaufwendig und nur als Übergangslösung möglich. Sie sollte sobald wie möglich durch "Krötentunnel" unter der Straße ersetzt werden. Zum Bau von Amphibienschutzeinrichtungen s.a. WOIKE & NEUMANN (1980).
Die getroffenen Maßnahmen sind jedoch keine Ideallösung: Die Amphibien (z.B. die Erdkröte) reagieren individuell sehr verschieden auf die Zäune. SERMET (1971) berichtet von Individuen, die nach einigen Metern, die sie an der Abschrankung entlangwanderten umkehrten und zu dem Ort zurückkehrten, an dem sie auf die Abschrankung gestoßen waren. Andere Individuen wanderten wieder in die Richtung ab, aus der sie gekommen waren und verzichteten damit auf die Wanderung zum Laichgewässer, nachdem sie vergeblich versucht hatten den Zaun zu übersteigen (SERMET 1971).
Festzuhalten bleibt, daß auch aufgrund der Straßenabschrankung einzelne Tiere der Reproduktion entzogen werden, weil die Abschrankungen an der Straße als Nebeneffekt die Isolationswirkung der Straße noch erhöhen.
Im Rahmen von Voruntersuchungen (Trassenfestlegungsverfahren) für Strassenneubauten sollten deshalb nach Auffassung des Verfassers die in Abb. 2 bezeichneten "Zonen hoher Siedlungsdichte und Wanderfrequenz" von Amphibien frühzeitig in die Überlegungen zur Verkehrswegeplanung dadurch integriert werden, daß sie als Schutzzonen (im Sinne von Tabu – Zonen) Berücksichtigung finden.
In ihrer Trassenführung nutzen Straßenneubauten fast immer die Wald – Offenland – Grenzlinien.
Diese Waldrandlagen weisen jedoch immer die relativ höchsten Abundanzen an Lurchen (vor allem der Erdkröte) und anderen Tierarten aufgrund des Grenzlinien – effektes (Edge – effect) auf.
Generell muß beim Neubau von Straßen darauf geachtet werden, daß gewachsene Amphibienpopulationen nicht durch sich nicht an ökologischen Gegebenheiten orientierende Trassenführungen zerschnitten wer-

den.
Die Trassenführung sollte nach Möglichkeit so erfolgen, daß sie den gesamten Einzugsbereich der Amphibienpopulationen eines Laichgewässers, vgl. Abb. 9a, umgeht. Diese Radien sind generalisierend nach BLAB (1979) entsprechend Abb. 9b für die besetzten Laichgewässer des Untersuchungsraumes Bielefeld – West in Abb. 10 dargestellt.

Kleingewässer-Nummer	Feuersalamander	Teichmolch	Bergmolch	Fadenmolch	Kammolch	Kreuzkröte	Erdkröte	Grasfrosch
1		1					2	3
2		2						3
3							1	
4								3
5		1	1					2
6		11	1					4
7		1						2
8			3					
9		1					2	2
10		1						
11							1	
12		3	1					
13							2	1
14							5	2
15								2
16		4	1		1			1
17							5	
18		3	1					1
19		3	3					3
20							1	1
21							1	2
22							1	3
23							1	
24							1	3
25							3	3
26							2	3
27							1	
28		1					2	2
29							1	2
30							1	
31		1	1		1		1	
32		1					1	3
33							5	4
34		4						5

Kleingewässer-Nummer	Feuersalamander	Teichmolch	Bergmolch	Fadenmolch	Kammolch	Prozkröte	Erdkröte	Grasfrosch
35								2
36							1	1
37							2	2
38		1						3
39							2	
40		1	1					2
41		1						1
42		3	1	1			2	1
43								2
44							2	1
45								2
46							4	1
47								4
48							1	
49								2
50			3					2
51	1						2	2
52								2
53							2	1
54		1						
55		5	1		2			
56		2	1				4	1
57							1	
58			1	3			3	3
59							1	
60	2							
61	3							
62								3
63		-	-	-	-	-	-	-
64							5	3
65								2
66								3
67		1	2				2	
68							1	

Kleingewässer-Nummer	Feuersalamander	Teichmolch	Bergmolch	Fadenmolch	Kammolch	Kreuzkröte	Erdkröte	Grasfrosch
69								3
70								3
71								2
72							3	2
73								3
74							2	
75							1	
76								1
77							2	3
78			1					1

Tabelle 10: Übersicht über die kartierten, besetzten Laichgewässer und ihren Amphibienbestand (Amphibien – Individuenzahlen in Abundanzklassen 1 – 5, zur Erklärung s. Tabelle 4a)

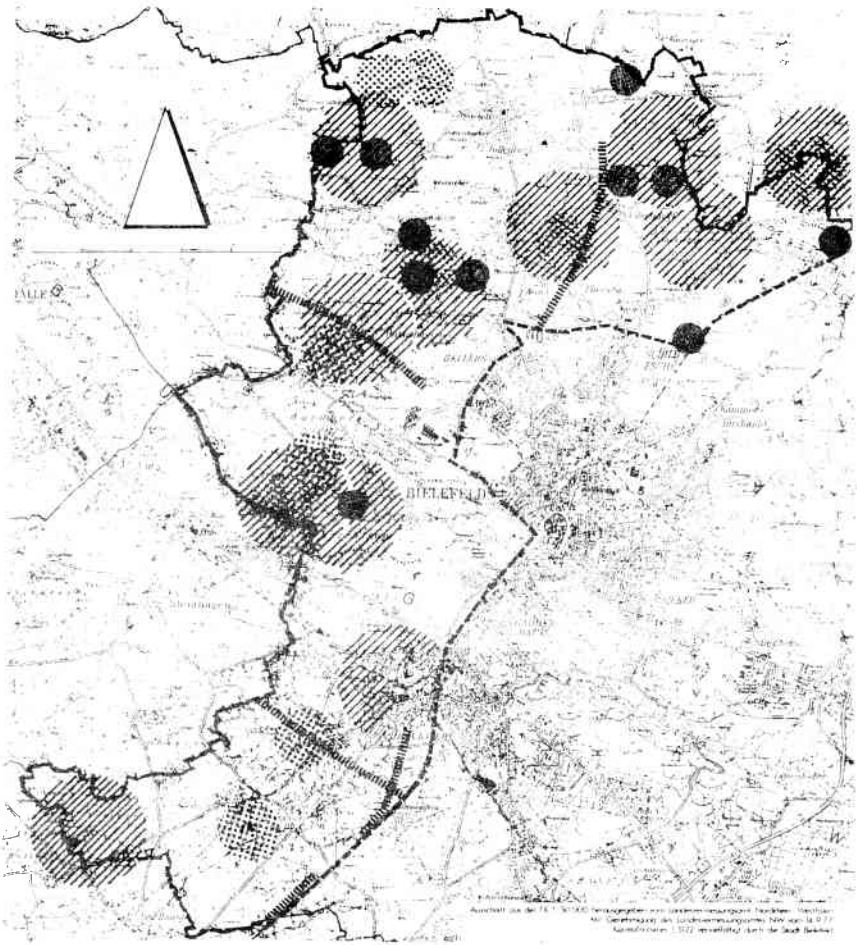


Abbildung 10: Amphibien – ökologisch begründete Schutzzonen im Raum Bielefeld – West

Schutzzone II



Erdkröte

Gezielte Schutzmaßnahmen für Amphibien bei Maßnahmen des Verkehrswegebaues und der Bauleitplanung;
Erhaltung der Strukturelemente der Landschaft;
Vermeidung weiterer Bebauungsverdichtung.
(im Plan nicht dargestellt)

Schutzzone I



Erdkröte



Grasfrosch



Triturus-Arten

Vermeidung weiterer Verdichtung der bebauten Gebiete, Einschränkungen für emittierende Nutzungen;
Erhaltung der Strukturelemente der Landschaft;
Einschränkungen für die Land- und Forstwirtschaft;
Erhaltung des bestehenden Nutzungsmosaikes;
Vermeidung aller weiteren Habitat-isolierenden Maßnahmen;



Vorrangig zu erhaltende Landschaftselemente mit besonderen Habitatstruktur-Funktionen
(im Original enthalten)



Bereiche geplanter Verkehrswegeerweiterungen in Zonen hoher Siedlungsdichte und Wanderfrequenz von Amphibien

7. Zusammenfassung

Im Rahmen der Erarbeitung der ökologischen Grunddaten zum LANDSCHAFTSPLAN BIELEFELD – WEST (Nordrhein – Westfalen, Bundesrepublik Deutschland) wurden 1980 ca. 470 Kleingewässer auf Amphibien kartiert.
Vorrangiges Ziel der Bestandsaufnahme war es, zoo – ökologische Bewertungskriterien zu gewinnen, welche Aussagen über den Landschaftszustand im Plangebiet erlauben.
Festgestellt wurden 7 Amphibienarten: *Rana temporaria, Bufo bufo, Salamandra s. terrestris, Triturus vulgaris, T. alpestris, T. cristatus und T. helveticus*.
Die Raumverteilung und Habitatwahl ist eng korreliert mit der Größendimension der Laichgewässer, ihrer Unterwasser – und Vegetationsstruktur und der Nutzungsform der Gewässer wie auch grundsätzlich der terrestrischen Lebensräume.
Alle Lurchpopulationen wurden nur in geringen Abundanzen im Laichgewässer festgestellt, – selbst Amphibienarten, welche allgemein als verbreitet und häufig vorkommend betrachtet werden wie z.B. *Bufo bufo* und *Rana temporaria*.
Dominante Belastungsfaktoren, welche auf die Lurchpopulationen im Untersuchungsgebiet einwirken, können mit Hilfe der Größen "Abundanzdefizit" und "Diversitätsindex" sowie durch stichprobenhafte Untersuchungen der Laichgewässer aufgezeigt und gewichtet werden.
Diese Feststellungen bestätigen die Annahme, daß "nicht – natürliche Faktoren" wie anthropogene Überformung, Nutzungsgrad und anthropogene Konkurrenzsituation die Amphibienpopulationen entscheidend – und ausgeprägter als in anderen Räumen – beeinflussen.
Schließlich werden die Möglichkeiten aufgezeigt, die gewonnenen Erkenntnisse in ein Arten – und Biotopschutz – Konzept umzusetzen.

8. Literatur

ANT, H. (1978): Landschaftsökologische Modellanalyse Hexbachtal. – Hrsg. Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk, Essen.

BLAB, J. (1978): Untersuchungen zur Ökologie, Raum – Zeit – Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. – Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 18, 146p.

– (1979): Tierökologische Beiträge zur Landschaftsplanung. – Verh. Ges. f. Ökologie Münster.

COOKE, A.S. (1972): The effect of DDT, Dieldrin and 2 – 4 – D on amphibian spawn and tadpoles. – Environmental pollution 3, 51 – 68.

COSTA, H.H. (1967): Avoidance of anoxic water by Tadpoles of*Rana temporaria*. – Hydrobiologia 30, Gravenhagen.

FELLENBERG, W.O. (1973): Grünfroschnachweise im Grenzgebiet Südwestfalen – Rheinland – Pfalz. – Natur und Heimat 33(3), 85 – 86.

FELDMANN, R. (1973): Die Lurche und Kriechtiere des Kreises Iserlohn. – Verein der Freunde des Städtischen Heimatmuseums Menden, Selbstverlag, 51pp.
– (1975): Methoden und Ergebnisse quantitativer Bestandsaufnahmen an westfälischen Laichplätzen der Gattung *Triturus*. – Faun. Ökol. Mitt. 5, 27 – 33.
– (1977): Das Projekt Kartierung von Kleingewässern in Westfalen: Grundlagen, Methoden. – Mitt. LÖLF 3/7, 178 – 181.
– (1978): Ergebnisse 14 – jähriger quantitativer Bestandsaufnahmen an Molchlaichplätzen in Westfalen. – Salamandra 14, 126 – 146. – (1980): Amphibienschutz in Westfalen. – Mitt. LÖLF 4/80, Recklinghausen.
– (1982): Der Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Westfalens. – Mitt. Westf. Landesmuseum f. Naturkunde, Münster.
– & STEINBORN, G. (1978): Die Amphibien und Reptilien der Senne. – Ber. Nat.wiss. Verein Bielefeld, Sonderheft 1978, 155 – 168.
GELDER, J.J.v. (1973): A quantitative approach to the Mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo*. – Oecologia, Berlin 13, 93 – 95.
GLANDT, D. (1975): Die Amphibien und Reptilien des nördlichen Rheinlands. – Decheniana 128, 41 – 62.
– (1981): Amphibienschutz aus der Sicht der Ökologie – Ein Beitrag zur Artenschutztheorie. – Natur und Landschaft 56(9), 304 – 310.
GROTE, H.W. (1976): Bestandsaufnahmen an Laichplätzen der Gattung *Triturus* im Bereich der südl. münsterschen Bucht. – Staatsex. Zool. Inst. Univ. Köln, 90 S. 90 S.
GUTTMANN (1976): Die Amphibien des Hastenbacher Haldengeländes. – Faun. Not. aus dem Saarland 8(2), 1 – 6.
HAGSTRÖM, T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* in SW Sweden. – Holarctic Ecology (Copenhagen) 2, 108 – 114.
HEUSSER, H. (1960): Über die Beziehung der Erdkröte zu ihrem Laichplatz II. – Behaviour (Leiden) 16, 93 – 109.
HILDENBRAND, G. (1975): Erfassung und Auswertung ökologischer Daten an einem Fließgewässer. – Tagung Umweltforschung Hohenheim 14, 51 – 58.
HÖNER, P. (1972): Quantitative Bestandsaufnahmen an Molchlaichplätzen im Raum Ravensberg – Lippe. – Abh. Landesmus. Naturkunde Münster 34, 50 – 60.
HURLBERT, S.H. (1971): The Nonconcept of Species Diversity. A Critique and Alternative Parameters. – Ecology 52(4), 577 – 586.
KEIL, W. (1975): Renaturierung von Kiesbaggerseen zu Naturschutzgebieten mit ornithologischem Schwerpunkt. – Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 12, BAFNL.
LAMMERING, L. (1979): Bestandsaufnahmen an Amphibienlaichplätzen im Raum Billerbecker Land (Coesfeld). – Natur und Heimat 39, 33 – 42.
LEMMEL, G. (1977): Die Lurche und Kriechtiere Niedersachsens. – Naturschutz und Landschaftspflege in NS 5, 76 S.
LIENENBECKER, H. (1979): Bestandsaufnahmen an Amphibienlaichplätzen im Raum Halle/Westfalen. – Natur und Heimat 39, 23 – 26.
LÜTTMANN, J. (1981): Verbreitung, Häufigkeit und Ökologie der Amphibien als Grundlage für ein Arten – und Biotopschutzkonzept. – Diplomarbeit Uni – GHS Paderborn, Abt. Höxter, FB 7, Landespflege.
– & SMOLIES, M. (1983): Auswertung von Bestandsaufnahmen an Amphibienlaichgewässern. – Verh. Ges. f. Ökologie (Göttingen) 10, 157 – 166.
– , LOSKE, K.H., SMOLIS, M., WITTING, A. (1982): Ökologischer Beitrag zum Landschaftsplan Bielefeld – West, Selbstverlag Stadt Bielefeld (in Vorbereitung).

MELF (1980): Gesetz zur Sicherung des Naturhaushaltes und zur Entwicklung der Landschaft (Landschaftsgesetz) in der Fassung vom 26.6.1980. – Ministerium f. Ern., Landw. Forsten, NW.

MADER, H.J. (1979): Biotopisolierung durch Straßenbau am Beispiel ausgewählter Tierarten. – Berichte ANL (Laufen), 56 – 63.

MERCK (1978): Die Untersuchung von Wasser. – Selbstverlag Fa. Merck, Darmstadt.

– (1980): Aquaquant – System zur Wasseranalyse. – Selbstverlag Fa. Merck, Darmstadt.

MOORE, H.J. (1954): Some observations on the migration of the toad *(Bufo bufo)*. – Brit. J. Herpet. 1, 194 – 224.

MÜHLENBERG, M. (1976): Freilandökologie. – UTB 595, Heidelberg.

MÜLLER, P. (1968): Amphibien und Fischbesatz. – In: Nat. Forschend. Gesell. Schaffhausen Flugblatt II(3), 2. erweiterte Auflage, 11 – 14.

– (1976): Arealveränderungen von Amphibien und Reptilien in der BR Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationskunde 10, 269 – 293.

PRECHT, M. (1979): Bio – Statistik. – 2. Aufl. München.

PUTZER, (1980): Schriftliche Mitteilung über Fischbesatz und Amphibienfauna. – BNU AG Abgrabungen, Monheim.

SCHULTE, G. & GEIGER, A. (1980): Amphibien in Nordrhein – Westfalen, Arten, Lebensräume und Gefährdungen. – Mittl. LÖLF 4, 104 – 107.

SCHWERDTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. – 1. Auflage, Hamburg.

SERMET, E. (1971): Protection des amphibiens contre les dangers de la route. – Schweizer Naturschutz 37(6), 208 – 212.

SPÄH, H. (1979): Ökologische Untersuchungen an organisch belasteten Bächen des Stadtbereiches Bielefeld. – Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld 24, 383 – 411.

SPRUCK, U. (1968): Bestandsaufnahmen an Molchlaichplätzen im Raum Ummeln, Kreis Bielefeld. – Examensarbeit PH Bielefeld, unveröffentl.

STÜCKLEIN, B (1976): Untersuchungen an Amphibienpopulationen am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte. – Dissertation Erlangen – Nürnberg.

STRÜBING, H. (1954): Über Vorzugstemperaturen von Amphibien. – Z. Morphol. d. Tiere 43, 357 – 386.

THONAK, U. (1968): Bestandsaufnahmen und Beobachtungen an Molchen im Raum Bielefeld. – Staatsexamensarbeit PH Bielefeld, unveröffentl.

VIERTEL, B. (1978): Populationsökologische Untersuchungen an Erdkrötenlarven *(Bufo bufo L.)*. – Dissertation Mainz, 68 S.

– (1980): Die Amphibien des Naturschutzgebietes Kühkopf – Knoblauchsaue. – Natur und Museum 1/80.

WASSERSUG, R.J. & SEIBERT, E.A. (1975): Behavorial responses of amphibian larvae to variation of dissolved oxygen. – Copeia 1, 86 – 103.

WOIKE, M. & NEUMANN, K. (1980): Artenschutzhilfsmaßmahmen für Amphibien. – Mitt. LÖLF 4/80, 110 – 113.

Anschrift des Verfassers:
Dipl.Ing. Jochen Lüttmann
Egestorffstr.5
3000 Hannover 91



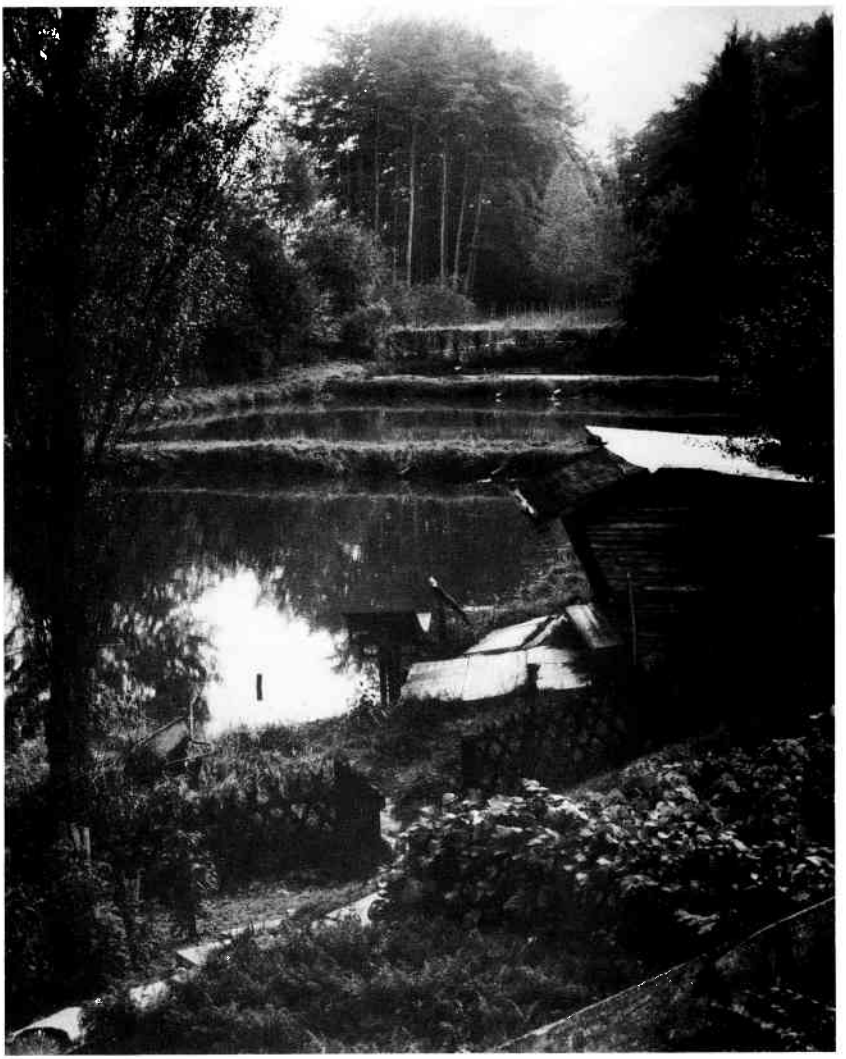
(2) Natürlicher Quelltümpel im Oberlauf eines 'Siekes' des Ravensberger Hügellandes, Schwerpunkthabitat für Berg – und Teichmolch



(3) Gewässerkomplex 18 – 22: Blick auf die Anzuchtteiche, welche das ganze Siek füllen und zerstören



(4) In den letzten Jahren im Rahmen der Flurbereinigung ausgebauter Lichtebach in der 'Senne": ökologisch tot



(5) Gewässerkomplex 18 – 22 im Ravensberger Hügelland: intensive Fischzucht oder Beangelung erlauben i.d.R. kein Amphibienleben



(6) Extensiv genutzter Angelteich: Hochstaudenfluren an den Steilufern stellen Minimallaichstrukturen für die hier ablaichende Erdkröte dar



(7) Feuchte Wiesen und Hochstaudenfluren wie hier in der Aue des Mühlenbaches sind bevorzugter Jahreslebensraum des Grasfrosches. Die Bäche und ihre Auen stellen das ökologische Potential im Naturraum Ravensberger Hügelland dar.



(8) Seggenried in der 'Sennelandschaft': Ephemeres Laichgewässer für den Grasfrosch



(9) Gewässerausbau u.a. Maßnahmen im Unterlauf haben eine starke Eintiefung der Bäche in die Auen zur Folge. Die damit verbundene Entwässerung der ehemals feuchten Wiesen und Auwälder entwertet sie als Amphibienhabitate



(10) Verschüttung des letzten Kreuzkrötenvorkommens in der 'Sennelandschaft' im Juli 1980

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 1985

Band/Volume: 27

Autor(en)/Author(s): Lüttmann Jochen

Artikel/Article: Verbreitung, Ökologie und Schutz der Amphibien im Raum Bielelеld-West 271-320