

Thomas Brockhaus

## Beurteilung von Gewässern in der Stadt Chemnitz auf der Grundlage der Bioindikation

### Vorbemerkung

Mit der Eingliederung der fünf neuen Bundesländer in das Wirtschaftssystem der Bundesrepublik ist es sicher, daß es mittelfristig zu bedeutenden Strukturveränderungen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR kommt. Das betrifft vor allem auch industrielle Zentren, wie es Chemnitz für den sächsischen Raum darstellt. Dabei sollten Fehler, die zur ökologischen Sterilität führten, wie sie in entsprechenden Gebieten der Alt-Bundesrepublik gemacht und mittlerweile erkannt wurden, nicht wiederholt werden.

Vorliegender Artikel soll ein kleiner Beitrag zu den Bemühungen sein, daß bei dieser Entwicklung konsequent die Erhaltung und Verbesserung ökologischer Strukturen Berücksichtigung finden.

### Einleitung

Bei der Entwicklung von urbanen Ballungszentren mit hoher Siedlungsdichte, stark entwickelter Infrastruktur und oftmals bestehenden Mehrfachinteressen an der Nutzung von Flächen unterschiedlichster Art erhalten die Aspekte der ökologischen Entwicklung eine immer größere Bedeutung. In der heutigen Zeit ist es unabdingbar, auch die Wertung und planvolle Gestaltung ökologischer Strukturen in die Weiterentwicklung städtischer Siedlungsbereiche zu integrieren. Es setzt sich immer mehr die Erkenntnis durch, daß es notwendig ist, „mit einer bioökologischen Aktivierung des Stadtgebietes die allgemeine Lebensqualität für den Menschen zu erhalten bzw. zu steigern“ (NEUBAUER 1989). Da es dabei zwangsläufig in vielen Fällen zu Widersprüchen zu anderen Nutzungsinteressen kommt, ist es besonders wichtig, die ökologische Wertigkeit bestimmter Bereiche möglichst objektiv zu erfassen. Das gestaltet sich problematisch, da in Städten natürliche Ökosysteme wie etwa Flußauenlandschaften, Moore oder naturnahe Wälder in der Regel nur in Resten oder gar nicht mehr vorhanden sind. Andererseits sind durch Nutzungsformen, z.B. Abgrabungstätigkeit oder Teichwirtschaft, Sekundärlbensräume entstanden, die durch Nutzungsänderung, Nachnutzung u.a. vielfältig verändert und bisher in den meisten Fällen schließlich wieder vernichtet wurden.

Zentren hoher Artenvielfalt sind auch im städtischen Bereich stehende Gewässer (Abb.1). Ausgehend von faunistischen Untersuchungen an Gewässern der Stadt Chemnitz, soll nachfolgend dargestellt werden, inwieweit sich die Tiergruppen der Krebse (*Crustacea*), Libellen (*Insecta, Odonata*), Fische (*Vertebrata, Pisces*) und Lurche (*Vertebrata, Amphibia*) zur objektiven Beurteilung der ökologischen Wertigkeit von stehenden Gewässern eignen. Folgende Faktoren sollen mit Hilfe der genannten Tiergruppen bewertet werden:

- Innere Strukturierung der Gewässer einschließlich einer Grob- beurteilung der Vegetationsverhältnisse.
- Zusammenhang zwischen Gewässer und Umlandstrukturen; hierbei spielen die durch Verinselung und Isolation auftretenden Probleme eine besondere Rolle (SCHLÜPMANN 1985).
- Einfluß der Wassergüte/Wasserqualität.
- Auswirkung von Nutzungsformen.

### Material und Methoden

Für die genannten Tiergruppen liegt Datenmaterial zur Erfassung während der letzten zehn Jahre vor. Die Angaben zur Strukturierung entstammen der Gewässerkartei des Verfassers. Sie werden ergänzt durch Strukturuntersuchungen an 24 ausgewählten Gewässern im Jahr 1990. Die Sichttiefe wurde im April 1990 mit einer

SECCHI-Scheibe (Durchmesser 20 cm) ermittelt. Für dreizehn ausgewählte Stadtgewässer führte das Labor der Oberflußmeisterei Chemnitz chemische Standardanalysen durch. Hierfür danke ich besonders Herrn Gunther Liebing, Oberflußmeister Chemnitz. Die Untere Naturschutzbehörde, Naturschutzverwaltung der Stadt Chemnitz, stellte dankenswerterweise Kartenmaterial zur Verfügung. Den Herren Martin Schlüpmann, Hohenlimburg, und Klaus Reinhardt, Chemnitz, danke ich für die kritische Diskussion des Manuskriptes. Schließlich gilt mein Dank der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie für die Hilfe bei der kartographischen Darstellung.



Abb. 1: Gut strukturiertes Kleingewässer am Stadtrand von Chemnitz (Foto: T. Brockhaus).

### Allgemeine Bemerkungen zur Bioindikation

Die Tatsache, mittels sensibler Organismen bestimmte biotische und abiotische Umwelteinflüsse zu diagnostizieren, ist mittlerweile bei Biologen, Behörden und auch zunehmend in politischen Gremien allgemein anerkannt. Die bekannten Verfahren, z.B. die Gewässergütebestimmung durch das Saprobien-System, die SO<sub>2</sub>-Indikation durch Nadelbäume oder Flechten, basieren der Definition von ARNDT, NOBEL u. SCHWEIZER (1987) folgend darauf, anthropogen verursachte Umweltveränderungen zu dokumentieren. Dabei wird die Reaktion von Organismen verschiedenster Organisationsstufen auf entsprechende Umwelteinflüsse registriert und ausgewertet. Voraussetzung für die Anwendbarkeit dieser Methode ist die Standardisierung der Reaktionen (z.B. Saprobitätsindizes, Schadstufen).

Folgt man der erweiterten Definition von BICK (1982) oder SCHUBERT (1985): „Bioindikatoren sind demnach Organismen oder Organismengesellschaften, deren Lebensfunktion sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, daß sie als Zeiger dafür verwendet werden können. Diese weitgefäßte Definition schließt be-

wußt die Indikation der natürlichen Standortverhältnisse mit ein ...", ist es möglich, mit dieser Methode verstärkt ökologische Strukturen zu beurteilen. Hierbei wird die Wertigkeit z.B. anthropogen entstandener und permanent beeinflusster Lebensräume ermittelt und überwacht. Daraus können Schlüsse sowohl zur Schutzwürdigkeit von Lebensräumen als auch zu notwendigen Biotop-Management-Maßnahmen abgeleitet werden. Im Unterschied zur Bewertung von Lebensräumen nach der Anwesenheit von „Rote-Liste-Arten“ können durch die Anwendung der Bioindikation im genannten Sinne direkt bestimmte Habitatqualitäten beurteilt werden (siehe auch SCHORR 1983). Bei der Indikation durch Organismen und Populationen nimmt die Komplexität der Aussagen zu, „da deren Wechselbeziehungen zu den Standortfaktoren gleichfalls mannigfaltiger werden“ (SCHUBERT 1986). Dies erschwert andererseits wesentlich die Aufgabe der Standardisierung. Bisher erfolgten meist Untersuchungen zu einer oder zwei Organismengruppen in einem bestimmten Territorium, da im wesentlichen Erhebungen durch Spezialisten zugrunde liegen (z.B. SCHLÜPMANN 1989; WEGEMÜLLER 1990; CHOVANEC u. ENDEL 1990). Um zu einer möglichst umfassenden Aussage zu kommen, ist es notwendig, Arten verschiedener taxonomischer Gruppen mit unterschiedlichen ökologischen Grundbedürfnissen zu nutzen. Dabei sind folgende Voraussetzungen notwendig:

- Die ökologischen Ansprüche der Art sollten möglichst gut bekannt sein.
- Der Toleranzbereich sollte in wenigstens einzelnen Parametern gering sein.
- Faunistische Kenntnisse zum Vorkommen der Art im betrachteten Territorium müssen vorhanden sein.

Die Vielfalt der Organismengruppen sichert die Indikationen unterschiedlicher ökologischer Parameter. Die Indikatorarten stehen dabei jeweils an der Spitze von weiteren in der Gruppe präsenten Arten und verkörpern damit in ihrer Anwesenheit eine potentielle Artenvielfalt. Auch wenn der gewählte Ansatz „anthropozentrisch“ ist, sollte er doch genügen, die Wertigkeit dieser Lebensräume hinreichend objektiv zu erfassen. Dabei stehen die Forderungen von BLAB (zitiert nach SCHMIDT 1989), „Indikation ist nur brauchbar, wenn eine Zielvorgabe und ein Wertesystem bestehen“, als praxisbezogener Ansatz.

Nachfolgende Ausführungen versuchen, das Prinzip der Bioindikation im weiteren Sinne nach SCHUBERT (1985) in Form qualitativer Aussagen für das Territorium der Stadt Chemnitz anzuwenden. Quantitative Erhebungen mit entsprechenden Auswertungsverfahren (z.B. SCHLÜPMANN 1988, 1989) sind erheblich aufwendiger und in Form reiner Freizeitforschung nicht zu bewältigen. Es sei schließlich an dieser Stelle nochmals darauf verwiesen, daß sensible Organismen frühzeitig Trends anzeigen, die bei negativer Tendenz letztendlich auch negative Trends für die menschliche Lebensqualität aufdecken.

#### Krebstiere (*Crustacea*)

Die Untersuchungen bzw. Interpretationen beschränken sich auf die Nachweise des Edelkrebse (*Astacus astacus*). Daß in einzelnen Stadtgewässern auch angesiedelte Vorkommen des Amerikanischen Flußkrebse (*Oronectes limosus*) nachgewiesen wurden, sei nur am Rande vermerkt.

Indikation: Der Edelkrebs besiedelt „sauberes, bewegtes, sauerstoffreiches, kühles und mäßig kalkhaltiges Wasser“ (ILLIG u. DONATH 1982). Wesentliche Habitatansprüche sind steilwandige oder unter-spülte mit Gehölzen bestandene Uferzonen, die – sofern grabbares Material vorhanden ist – für die Anlage von Wohnröhren genutzt werden (HAASE, HEIDECKE u. KLAPPERSTÜCK 1989). Als Ernährungsgeneralist spielt der Edelkrebs eine Schlüsselrolle im Stoffkreislauf eines Gewässers, deren ganze Bedeutung wohl noch unzureichend bekannt ist. Nach der Auflistung der Gefährdungsursachen für die Edelkrebsbestände seit ca. 1960 in HAASE, HEIDECKE u. KLAPPERSTÜCK (1989) kommen für das Untersuchungsgebiet folgende Parameter in Frage, die durch die Bestandentwicklung der Edelkrebsvorkommen angezeigt werden:

- Eutrophierungserscheinungen durch Abwässer unterschiedlichster Art;
- Eutrophierungserscheinungen durch Fischzucht;
- Technischer Gewässerausbau einschließlich Uferversiegelung und Uferverbau.

Vorkommen: Vor etwa 100 Jahren kam es in Europa durch die Krebspest, hervorgerufen durch einen Fadenpilz, zur fast vollständigen Ausrottung der Edelkrebsbestände. Es ist jedoch davon auszugehen, daß vor allem in den Oberläufen der Flüsse isolierte Restpopulationen bis in die heutige Zeit überlebten. Nachweise des Edelkrebse im Unterlauf der Zschopau und in der Preßnitz deuten auf solche bodenständigen Vorkommen im Erzgebirgsraum hin. Für das Vorkommen des Edelkrebse in Fließwässern der Stadt Chemnitz gibt es bisher einen noch nicht überprüften Hinweis. In fünf stehenden Gewässern konnten bisher Edelkrebse nachgewiesen werden. In allen fünf Fällen handelt bzw. handelte es sich um Teiche, die durch eine stark ausgebildete submerse Vegetation gekennzeichnet sind. Anhand der Tatsache, daß zwei der Vorkommen in Gartenanlagen liegen, sowie aufgrund der Aussagen von Mitgliedern des Anglerverbandes ist es ziemlich sicher, daß diese Vorkommen angesiedelt wurden. Ein Vorkommen ist 1986 durch Sanierung des Teiches vernichtet worden. Die Krebsbestände in zwei der Teiche, die durch Fischhaltung Eutrophierungserscheinungen zeigen (Sichttiefe 140 bzw. 90 cm), haben einen starken Befall mit Saugwürmern (*Trematoda*). Versuche der Gefangenschaftshaltung ließen eine herabgesetzte Vitalität erkennen. Nur in einem als mesotroph zu charakterisierenden Gewässer (Sichttiefe > 150 cm) konnte zwischen 1986 und 1988 eine gute Bestandsentwicklung mit eiertragenden Weibchen und Jungtieren verschiedener Altersstadien registriert werden. Eine Fischbewirtschaftung erfolgt in diesem Teich nicht.

Bewertung: Die Krebsvorkommen kennzeichnen stark durchkrautete Gewässer mit den für sie typischen Uferstrukturen. Es sei nicht verschwiegen, daß diese durch Einbringen von Faschinen oder Wabenplatten auch „künstlich“ erzeugt werden können (Abb.2). Das stabilste Vorkommen siedelt in einem mesotrophen Teich ohne Fischbewirtschaftung.

#### Libellen (*Odonata*)

Die Eignung der Libellen zur Indikation von Gewässer-Parametern ist in einer Reihe z.T. sehr ausführlicher Arbeiten untersucht worden (z.B. DONATH 1987; NAGEL 1989; SCHLÜPMANN 1989). Für Chemnitz hat der Verfasser (BROCKHAUS im Druck) entsprechende Ergebnisse zusammengestellt, und es soll an dieser Stelle auf Angaben zur Verbreitung der Libellen in Chemnitz verzichtet werden.

Indikation: Auch bei den Libellen sind Habitatspezialisten (Arten, die an bestimmte Lebensraumstrukturen und -bedingungen gebunden sind) vor allem zur Bioindikation geeignet. Dabei gibt das von DONATH (1987) entwickelte Modell gute Ansatzmöglichkeiten, um entsprechende Arten auszuwählen. Es sind dies vor allem solche, die nur in einem bzw. in zwei typischen Lebensräumen vorkommen. Von den 14 in diesen Gruppen für Chemnitz nachgewiesenen Arten sind zwei ausgestorben, eine in einem Einzelnachweis belegt und drei nur in zeitweiliger Entwicklung nachgewiesen. Die Lebensraumansprüche der verbleibenden acht Arten seien nachfolgend kurz genannt:

Glänzende Binsenjungfer (*Lestes dryas*): Art temporärer (zeitweilig austrocknender) Gewässer mit dichtem Ufer- und Wasserried.

Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*): entwickelt sich in Weihern und Tümpeln mit lockerem Wasserried.

Speer-Azurjungfer (*Coenagrion hastulatum*): Moor-Weiherart in Gewässern mit ausgeprägtem Wasserried.

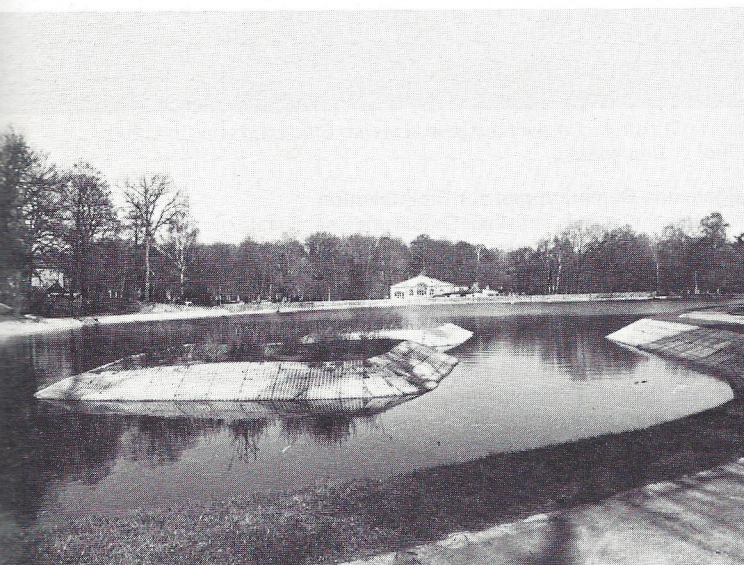


Abb.2: Mit Wabenplatten ökologisch sterilisiert – der Pelzmühlenteich in Chemnitz (Foto: T. Brockhaus).

Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*): Moor-Weiherart in Gewässern mit Schwimgmatten, die z.T. auch durch Schwimmrasen ersetzt sein können.

Gemeine Smaragdlibelle (*Cordulia aenea*): Art der Weiher und Seen mit Grund- und Tauchrasen.

Gebänderte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*): in Fließgewässern und Weihern mit lockerem Wasserried, wärmeliebend.

Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*): Moor-Weiherart in Gewässern mit Schwimgmatten und/oder Wasserried.

Plattbauch-Libelle (*Libellula depressa*): Tümpel-Weiherart; wichtiges Strukturelement ist offener Feingrund.

Bewertung: Neben den genannten Habitatansprüchen reagieren alle genannten Arten auf Bewirtschaftungsmaßnahmen. Sie unterliegen einem durch Fischbesatz erhöhten Freßfeinddruck bzw. können ihre z.T. mehrjährige Larvalentwicklung nicht abschließen (CLAUSNITZER 1983; BROCKHAUS 1990a). Anhand der Libellennachweise sind weiterhin Schlüsse zur Populationsdynamik zu ziehen. Libellen sind zwar als imaginale Fluginsekten in der Lage, neue Lebensräume zu besiedeln, zeigen aber artabhängig unterschiedliche Verhaltensstrategien. Als typische r-Strategen suchen die Gebänderte Heidelibelle, der Plattbauch und die Kleine Pechlibelle auch über große Entfernungen die ihren Ansprüchen genügenden Gewässer auf. Die Isolation dieser Standorte spielt kaum eine Rolle, und es kommt kurzfristig zur Besiedlung neu geschaffener Gewässer, wenn diese entsprechende Strukturen aufweisen. Bei der ökologischen Beurteilung hat dies einerseits den Vorteil, innerhalb ablaufender Sukzessionsprozesse optimale Stadien zu erkennen; andererseits sind sie jedoch gerade in städtischen Ökosystemen sehr kurzlebig, und es kommt meist nur zur temporären Besiedlung durch diese Arten. Als k-Strategen können etwa die Glänzende Binsenjungfer und die Speer-Azurjungfer angesehen werden. Kommt es bei den Vorkommensgebieten dieser Arten zur großräumigen Isolation und verändern sich die Lebensbedingungen in dem isolierten Gebiet negativ, dann kommt es zur längerfristigen Auslöschung der Population. Eine Bestandentwicklungskontrolle über mehrere Jahre kann hier Aufschlüsse geben. Durch das Vorkommen der genannten Arten werden vor allem Gewässer- und Vegetationsstrukturen angezeigt. Die Wasserqualität hat eine untergeordnete Bedeutung, solange keine direkte Einleitung etwa toxischer Stoffe erfolgt. Weitere Aussagen können zur Umlandstrukturierung und zu Problemen der Isolation getroffen werden. Auf Bewirtschaftungsmaßnahmen reagieren die meisten Arten in den oft kleinen Gewässern empfindlich und werden entweder in kurzer Zeit verdrängt oder können sich nur in kleinen Populationen halten.

#### Fische (Pisces)

SCHREITER (unveröff. Manuskript) gibt für das Stadtgebiet von Chemnitz 26 Fischarten an. Er nennt sieben Arten als verschollen und vier Arten als allochthon (eingebürgert). Eine Interpretation der restlichen 15 Arten im Sinne der Bioindikation ist sehr schwierig, da die meisten stehenden Gewässer im Zuge der Nutzung im Artenspektrum hauptsächlich die Besatzfische aufweisen (Karpfen, Schleie, Flußbarsch, Hecht, Aal u.a.). Diese sind für eine ökologische Interpretation der Gewässerverhältnisse kaum geeignet. Damit bleiben nur noch wenige Arten, die als Wildfische im eigentlichen Sinne in den Gewässern vorkommen.

Indikation: Die Ellritze (*Phoxinus phoxinus*) gibt mit ihrem Vorkommen vor allem Aufschluß über die Wasserqualität, da sie als Schwarmfisch in klaren, sauerstoffreichen Gewässern vorkommt. Weiterhin benötigt sie Versteckmöglichkeiten im Uferbereich wie Steine und Wurzeln (SPIESS 1985). Als Kleinfischart unterliegt sie bei Besatz mit Forellen sehr schnell dem Freßfeinddruck (SCHREITER, unveröff. Manuskript). Ähnliche Ansprüche hat auch die Schmerle (*Neomacheilus barbatulus*). Beide Arten sind in den fünf neuen Bundesländern als gefährdet eingestuft (SPIESS u. WATERSTRAAT 1989). Obwohl noch nicht als gefährdet geltend, bevorzugt auch der Gründling (*Gobio gobio*) sauerstoffreiches Wasser, toleriert jedoch auch schlechtere Wasserqualität als vorgenannte Arten. Der Bitterling (*Rhodeus sericeus*) ist in seinem Fortpflanzungszyklus eng an das Vorkommen von Teich- und Flußmuscheln gebunden. Damit reagiert er im Kontext mit der Entwicklung der Muschelbestände sehr empfindlich auf Bewirtschaftungsmaßnahmen. Eine weitere Art, die zur ökologischen Beurteilung der Gewässer geeignet erscheint, ist das Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*). Als typische Stillwasserart (MEINEL et al. 1987) bewohnt er als Schwarmfisch Gewässer mit gut ausgebildeter submerser Vegetation. Diese wird vor allem zur Eiablage benötigt.

Vorkommen: Von Schmerle und Ellritze gibt es jeweils nur einen aktuellen Nachweis in Chemnitz. Das Vorkommen der Ellritze befindet sich in einem mesotrophen Teich (Sichttiefe >150 cm), der als Flächennaturdenkmal seit einigen Jahren keiner Nutzung mehr unterliegt. Vom Gründling sind bisher zwei Nachweise bekannt. Der Bitterling kam bis in die 60er Jahre noch in einem Teichgebiet in Chemnitz-Draisdorf vor (FÜSSLIN schriftl. Mitt.) Hier ist er gemeinsam mit dem Teichmuschelvorkommen ein Opfer der Intensivierung der Fischzucht geworden. Hauptgrund für das Verschwinden beider Arten dürften das regelmäßige Ablassen der Teiche im Winter sowie das Kalken der Schlammflächen gewesen sein. Die bisher vier Vorkommen des Moderlieschens verteilen sich auf drei Abgrabungsgebiete und einen Teich.

Bewertung: Neben Problemen der Wasserqualität zeigen die wenigen Vorkommen der genannten Arten auch die Belastung durch die Nutzungstätigkeit an. Dies schließt auch ihre Verdrängung durch die Besatzfische ein.

#### Lurche (Amphibia)

Auch die Habitatsprüche der meisten Amphibienarten sind vergleichsweise gut untersucht (BLAB 1986), und es gibt auch Untersuchungen zur Besiedlung anthropogen geprägter Lebensräume (SCHLUMPRECHT 1986; GLAW u. SCHÜTZ 1988) sowie ihrer Aussagen als Bioindikatoren (SCHORR u. JÜRGING 1984). Ihre in den letzten Jahrzehnten drastisch rückläufigen Bestandsentwicklungen sind ausschlaggebend für vielfältige Naturschutzmaßnahmen auch im innerstädtischen Bereich (u.a. NABROWSKI 1985). Bei der Beurteilung der Indikatorfunktion spielt Einnischung in anthropogen entstandene Lebensräume eine wesentliche Rolle. Eine Einteilung in „synanthrope“ und „anthrophobe“ Arten (OBST 1986) erscheint sehr fraglich. Einerseits divergiert die Einordnung einiger Arten (Grasfrosch, Erdkröte, Kreuzkröte) stark mit den in Chemnitz ermittelten Befunden (BROCKHAUS 1990b); andererseits ist es wohl auch bei diesen Arten vordergründig so, daß sie ihnen zusagende ökologische Nischen besetzen, unabhängig von deren Entstehung. Gerade bei dieser Gruppe wirken urbane Bedingungen vor allem in Ballungsräumen eher generell limitierend (Straßenbarrieren, Versiegelung, Gewässerverschmutzung und -vernichtung). Um so wertvoller sind Arten dieser Tiergruppe zur Beurteilung nicht nur des eigentlichen Reproduktionszentrums (Gewässer), sondern auch der umgebenden Strukturen einschließlich vorhandener Vernetzungsstrukturen zwischen mehreren Reproduktionsräumen.

Indikation: Es wird nur auf die Arten eingegangen, die im Stadtgebiet von Chemnitz nachgewiesen sind (BROCKHAUS 1990b).

Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*/Abb.3): Auch die Knoblauchkröte laicht in gut durchkrauteten Gewässern ab (SCHESKE 1986; SACHER 1987). Des weiteren bevorzugt sie für ihre Lebensräume Biotop mit gut grabbarem Material. Als nachtaktives Tier gräbt sich die Knoblauchkröte bis zu einem Meter tagsüber ein. Diese Verhältnisse fin-



Abb.3: Knoblauchkröte: Sie ist in ihrem Vorkommen an das Vorhandensein von grabbarem Material gebunden (Foto: R. Francke).

Räumliche Strukturen (Abb.4-7)

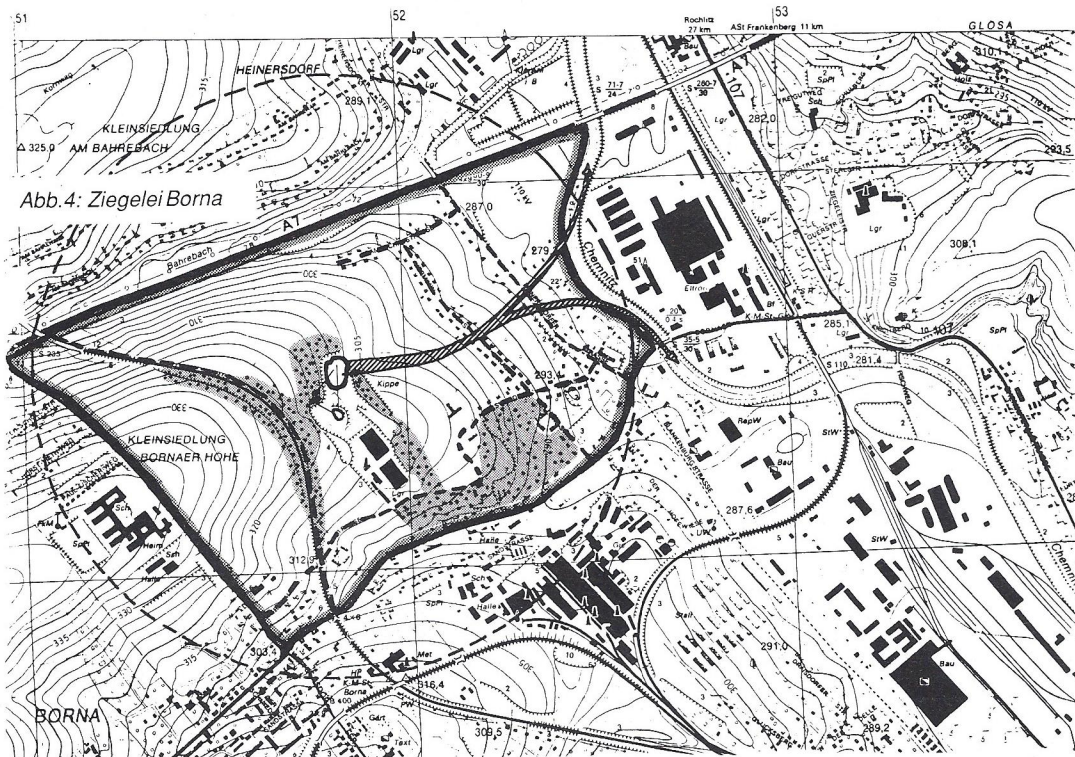










Abb.4: Ziegelei Borna

Legende zu Abb.4-7:

-  potentielle Hauptausbreitungslinien (Libellen)
-  Vernetzungsstrukturen (Libellen, Amphibien)
-  wirklicher maximaler Lebensraum (Amphibien) theoretischer
-  Reproduktionszentrum (Laichgewässer im engeren Sinne)
-  Hauptlebensräume (Amphibien)
-  Lebensraumgrenzen
-  Lebensraumhindernisse
-  lebensfeindliche Gebiete (Bebauung, Versiegelung u.a.)

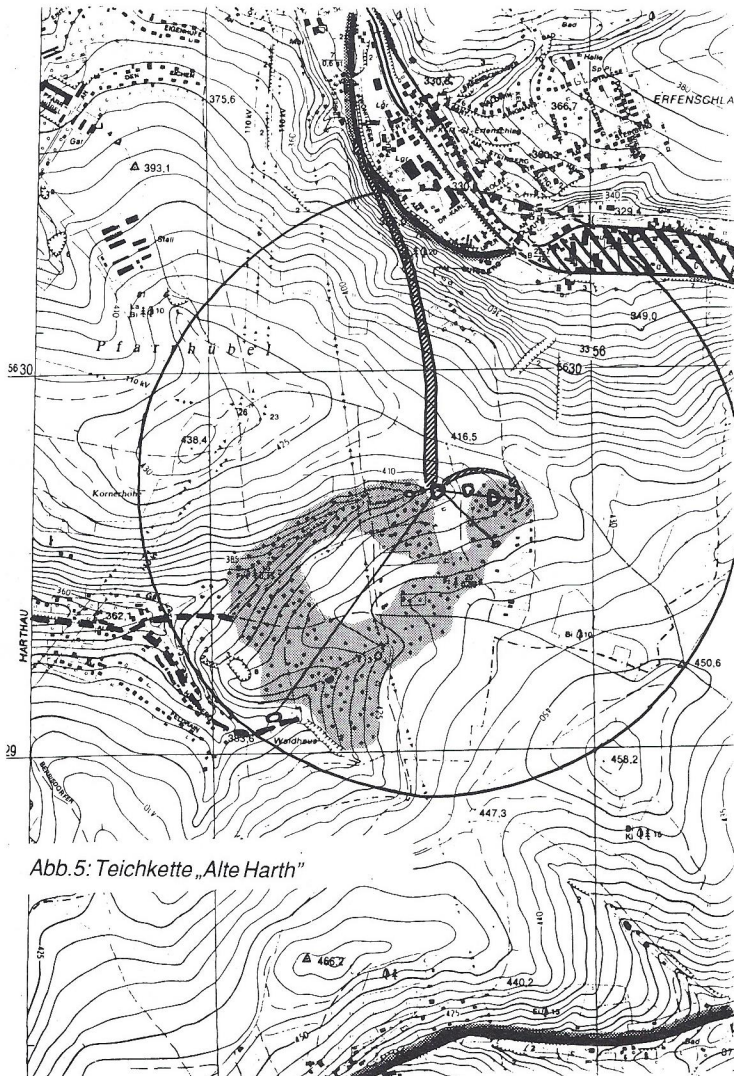


Abb.5: Teichkette „Alte Harth“

det sie entweder bei entsprechendem geologischen Untergrund oder in Abgrabungsgebieten in Form von Haldenmaterial.

**Molcharten (*Triturus vulgaris*, *T. alpestris*, *T. cristatus*):** Alle drei Arten bevorzugen gut durchkrautete Gewässer, wobei der Bergmolch in dieser Beziehung die geringsten Ansprüche hat. Er besiedelt auch stark beschattete, sommerkalte Gewässer. Der Teichmolch zeigt die größte ökologische Plastizität, bevorzugt aber flache, sommerwarme Gewässer. Alle drei Molcharten entfernen sich nur wenig vom Laichgewässer (Berg- und Teichmolch bis 400 m; BLAB 1986). Der Kammolch zeigt die engste Bindung an sein Laichgewässer und reagiert somit am empfindlichsten auf Veränderungen, z.B. auf Verschlechterung der Wasserqualität.

**Grasfrosch (*Rana temporaria*):** Da der Grasfrosch in bezug auf seine Laichgewässer eine euryöke Art ist, eignet er sich nicht vordergründig für die Indikation von Gewässerparametern. Diese Art hat jedoch ausgeprägte saisonale Aktivitätsgebiete (Frühjahr-Laichgewässer, Frühsommer-Herbst-Sommerlebensraum, die um 800 m Entfernungsdifferenzen aufweisen können; BLAB 1986). Somit ist der Grasfrosch besonders gut für die Einschätzung von Mindestarealgrößen geeignet. Es ist in Chemnitz die häufigste Art. Seine Bestandentwicklung läßt wesentliche Aussagen zur ökologischen Wertigkeit von Parkanlagen, städtischen Wäldern und größeren „Unland-“, besser Ruderalflächen zu. Dabei gehört, nach den Untersuchungen in Chemnitz zu urteilen, die Habitatstruktur Wald bzw. Feuchtwiese/Wald mit zu den obligaten Merkmalen des Landlebensraumes (BROCKHAUS 1990b).

Auf Arealzersplitterung reagiert diese Art mit einem schnellen Bestandsrückgang (SCHLÜPMANN 1986; HILDMANN u. KRONSHAGE 1988).

**Erdkröte (*Bufo bufo*):** Die Erdkröte läßt als Bioindikator ähnliche Schlußfolgerungen zu wie der Grasfrosch. Im urbanen Bereich ist ihr Landlebensraum jedoch eher in typisch anthropogene

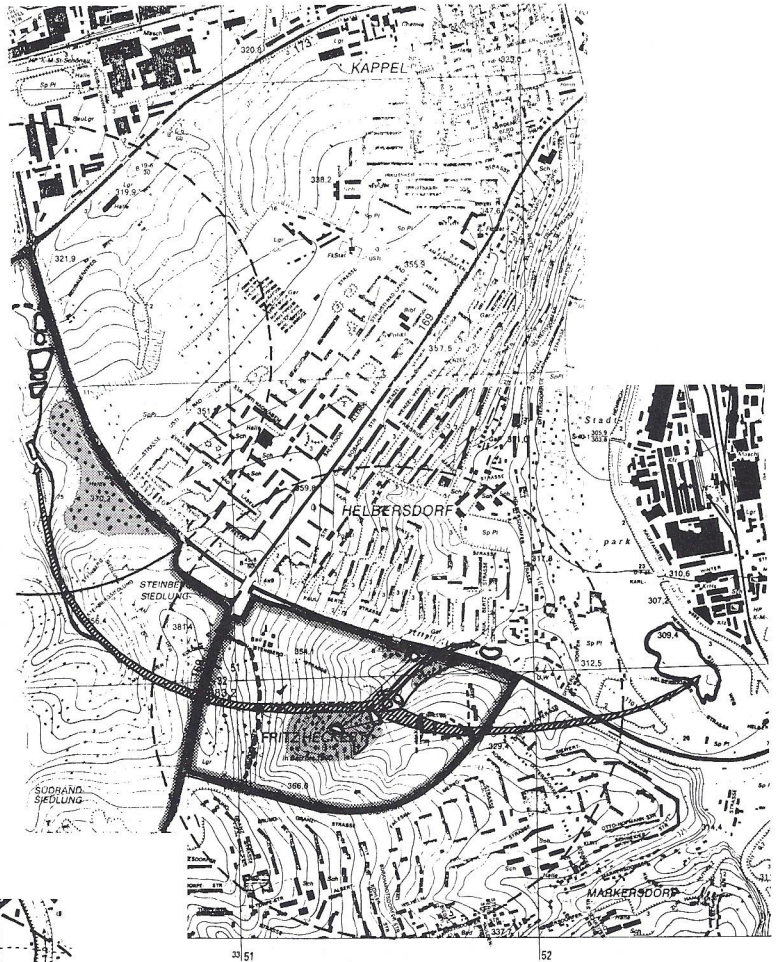


Abb.6: Südringteiche und Grubengelände Morgenleite.



Strukturen integriert. So findet sie sich häufig in Gehöften oder Gartenanlagen. Eine weitere Besonderheit ist die starke Laichplatzbindung der Populationen. Somit ist die Art weniger flexibel bei der Vernichtung bzw. Neuentstehung von Reproduktionsgewässern. Für den praktischen Amphibienschutz schon lange bekannt ist der Straßentod vor allem von Erdkrötenpopulationen (z.B. KUHN 1984). Erweiterung und Neuschaffung von Straßen sind wesentliche Faktoren bei der Zersplitterung und Verkleinerung von Lebensräumen.

**Vorkommen:** Für das Stadtgebiet von Chemnitz sind 11 Lurcharten nachgewiesen (einschließlich *Rana kl. esculenta*), von denen zwei bereits ausgerottet sind. Eine Art, der Feuersalamander, ist nur noch in einem isolierten Vorkommen bekannt (BROCKHAUS 1990b). Außer den sechs vorgehend beschriebenen Arten sind noch der Seefrosch und der Teichfrosch nachgewiesen. Letztgenannte Arten werden nicht zur Bioindikation herangezogen, da sie als Arten schwer voneinander zu trennen sind und durch Fischzucht ein Einbringen vor allem von Seefrosch-Larven in die Teichgebiete anzunehmen ist.

**Bewertung:** Neben Aussagen zur Gewässerstruktur (*Triturus*-Arten) sind die Lurcharten besonders geeignet, um Umlandstrukturen zu bewerten. Es können sowohl Schlüsse auf Vernetzungsstrukturen als auch auf Isolationserscheinungen gezogen werden.

#### Indikationsschema

Um die Habitatansprüche der genannten Arten in einem Wertesystem zu fassen, wird nachfolgendes Indikationsschema vorgeschlagen. Dabei werden Strukturierung und Wasserqualität in einer Wertetabelle erfaßt (s. Schema Wertetabelle sowie Beispiele zur Indikation). Nutzungsbeeinträchtigungen sind nur indirekt durch geringe Artenzahl zu diagnostizieren. Die Wertetabelle bedarf mit Sicherheit einer Diskussion der Einordnung der

Abb.7: Schloßteich und Teich im E-Mehner-Park.

Schema Wertetabelle				
	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	3	0	0	3
Glänzende Binsenjungfer	1	3	2	1
Kleine Pechlibelle	1	3	1	1
Speer-Azurjungfer	1	3	2	1
Torf-Mosaikjungfer	2	1	2	1
Gemeine Smaragdlibelle	2	0	1	1
Gebänderte Heidelibelle	2	2	1	1
Schwarze Heidelibelle	2	2	2	1
Plattbauchlibelle	2	1	1	1
Ellritze	2	0	0	3
Schmerle	2	0	0	3
Gründling	2	0	0	2
Moderlieschen	3	1	0	2
Teichmolch	2	1	1	1
Bergmolch	1	1	1	1
Kammolch	2	1	1	2
Knoblauchkröte	2	1	2	1
Grasfrosch	1	1	3	1
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:				
(%):				

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

einzelnen Arten. Sie ist auch abhängig von konkreten geographischen und großklimatischen Bedingungen. Hinzu kommen noch subjektive Erfahrungen, die jeder Spezialist bei der Bearbeitung einzelner Arten sammelt.

Die räumlichen Strukturen werden kartenmäßig dargestellt (Abb.4-7). Sichtbar werden – ausgehend von den Lebensräumen mit Repro-

duktionszentren – Hauptausbreitungslinien und Vernetzungsstrukturen einerseits, sowie Lebensraumgrenzen andererseits.

Die ökologisch wertvollsten Gebiete sind die Abgrabungsgebiete. Sie zeigen in allen Parametern die höchsten Werte. Nach den Untersuchungen reicht etwa 1/3 des theoretischen maximalen Lebensraumes, gemessen an den nachgewiesenen Amphibienpopulationen, um optimale Artenvielfalt zu entwickeln (Morgenleite). Wird der zur Verfügung stehende Lebensraum kleiner (Schloßteich), bricht das ökologische Gefüge zusammen. Nach den vorliegenden Ergebnissen scheint es möglich, das Gebiet Teich im E.-Mehner-Park mit dem Gebiet Schloßteich so zu verbinden, daß Vernetzungs- und Ausbreitungsstrukturen entstehen (siehe räumliche Strukturen). Hierzu müssen jedoch bei Planung und Gestaltung der innerstädtischen Parkanlagen streng ökologische Gesichtspunkte Anwendung finden. Optimale Verhältnisse in bezug auf Umland- und Vernetzungsstrukturen finden sich noch in den Gebieten Ziegelei Borna und Teichkette „Alte Harth“. Durch die vorliegenden Untersuchungen sind Beeinträchtigungen durch Bewirtschaftung nicht eindeutig zu analysieren. Das Gebiet Südringteiche als intensiv bewirtschaftetes Teichgebiet ist in seinen Parametern durchaus mit anderen wertvollen Gebieten zu vergleichen. Hier werden negative Auswirkungen der Bewirtschaftung wohl weitgehend durch Umlandstrukturen und Habitatvielfalt ausgeglichen. Differenzierte Aussagen sind hier nur durch quantitative Untersuchungen zu erreichen. Bei einem isoliert gelegenen Gewässer (Teich im E.-Mehner-Park) kann die durchgeführte Fischwirtschaft jedoch wesentlich zur ökologischen Sterilität beitragen.

Die geringsten Werte werden bei der Wasserqualität erreicht. Damit ist ein limitierter Faktor der Stadtgewässer lokalisiert. Nur wenige Gewässer erreichen eine genügend gute Wasserqualität, um vor allem auch Wildfischen Lebensmöglichkeiten zu bieten. Es ist aber nicht eindeutig, welchen Anteil Wasserqualität und Bewirtschaftung jeweils an der Verdrängung von Fischpopulationen haben. Sie treten jedenfalls im Stadtgebiet als Bioindikatoren deutlich hinter den anderen Arten zurück. Die errechneten Werte zur Wasserqualität spiegeln auch in etwa die ermittelten chemisch-physikalischen Verhältnisse wider. Starke Eutrophierungserscheinungen (erhöhte Orthophosphat-Nitrat- und Ammonium-Werte) sind für den Schloßteich zu konstatieren. Ursachen sind Abwassereinleitungen und intensive Fischzucht.

### Beispiele zur Indikation

Teichkette „Alte Harth“				
	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	3	0	0	3
Glänzende Binsenjungfer	1	3	2	1
Kleine Pechlibelle	–	–	–	–
Speer-Azurjungfer	–	–	–	–
Torf-Mosaikjungfer	2	1	2	1
Gemeine Smaragdlibelle	–	–	–	–
Gebänderte Heidelibelle	–	–	–	–
Schwarze Heidelibelle	2	2	2	1
Plattbauchlibelle	–	–	–	–
Ellritze	–	–	–	–
Schmerle	–	–	–	–
Gründling	–	–	–	–
Moderlieschen	–	–	–	–
Teichmolch	–	–	–	–
Bergmolch	–	–	–	–
Kammolch	–	–	–	–
Knoblauchkröte	–	–	–	–
Grasfrosch	1	1	3	1
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	10	8	12	8
(%):	29,4	36,4	52,2	28,6

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

Ziegelei Borna				
	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	–	–	–	–
Glänzende Binsenjungfer	1	3	2	1
Kleine Pechlibelle	–	–	–	–
Speer-Azurjungfer	1	3	2	1
Torf-Mosaikjungfer	–	–	–	–
Gemeine Smaragdlibelle	–	–	–	–
Gebänderte Heidelibelle	–	–	–	–
Schwarze Heidelibelle	2	2	2	1
Plattbauchlibelle	2	1	1	1
Ellritze	–	–	–	–
Schmerle	–	–	–	–
Gründling	–	–	–	–
Moderlieschen	3	1	0	2
Teichmolch	2	1	1	1
Bergmolch	1	1	1	1
Kammolch	–	–	–	–
Knoblauchkröte	2	1	2	1
Grasfrosch	1	1	3	1
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	16	15	17	11
(%):	47,1	68,2	73,9	39,3

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

## Beispiele zur Indikation

Südringteiche	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	-	-	-	-
Glänzende Binsenjungfer	-	-	-	-
Kleine Pechlibelle	-	-	-	-
Speer-Azurjungfer	1	3	2	1
Torf-Mosaikjungfer	-	-	-	-
Gemeine Smaragdlibelle	2	0	1	1
Gebänderte Heidelibelle	2	2	1	1
Schwarze Heidelibelle	2	2	2	1
Plattbauchlibelle	2	1	1	1
Ellritze	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-
Gründling	-	-	-	-
Moderlieschen	-	-	-	-
Teichmolch	2	1	1	1
Bergmolch	1	1	1	1
Kammolch	-	-	-	-
Knoblauchkröte	-	-	-	-
Grasfrosch	1	1	3	1
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	14	12	15	9
(%):	41,2	54,5	65,2	32,1

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

Schloßteich	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	-	-	-	-
Glänzende Binsenjungfer	-	-	-	-
Kleine Pechlibelle	-	-	-	-
Speer-Azurjungfer	-	-	-	-
Torf-Mosaikjungfer	-	-	-	-
Gemeine Smaragdlibelle	-	-	-	-
Gebänderte Heidelibelle	-	-	-	-
Schwarze Heidelibelle	-	-	-	-
Plattbauchlibelle	-	-	-	-
Ellritze	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-
Gründling	-	-	-	-
Moderlieschen	-	-	-	-
Teichmolch	-	-	-	-
Bergmolch	-	-	-	-
Kammolch	-	-	-	-
Knoblauchkröte	-	-	-	-
Grasfrosch	-	-	-	-
Erdkröte	-	-	-	-
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	0	0	0	0
(%):	0	0	0	0

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

Teich im E.-Mehner-Park	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	-	-	-	-
Glänzende Binsenjungfer	-	-	-	-
Kleine Pechlibelle	-	-	-	-
Speer-Azurjungfer	-	-	-	-
Torf-Mosaikjungfer	-	-	-	-
Gemeine Smaragdlibelle	-	-	-	-
Gebänderte Heidelibelle	-	-	-	-
Schwarze Heidelibelle	-	-	-	-
Plattbauchlibelle	-	-	-	-
Ellritze	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-
Gründling	-	-	-	-
Moderlieschen	-	-	-	-
Teichmolch	-	-	-	-
Bergmolch	-	-	-	-
Kammolch	-	-	-	-
Knoblauchkröte	-	-	-	-
Grasfrosch	-	-	-	-
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	1	1	3	1
(%):	2,9	4,5	13,0	3,6

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

Grubengelände Morgenleite	Innere Strukturierung		Umlandstrukturen Vernetzung	Wasserqualität
	A	B		
Edelkrebs	-	-	-	-
Glänzende Binsenjungfer	1	3	2	1
Kleine Pechlibelle	1	3	1	1
Speer-Azurjungfer	1	3	2	1
Torf-Mosaikjungfer	2	1	2	1
Gemeine Smaragdlibelle	2	0	1	1
Gebänderte Heidelibelle	-	-	-	-
Schwarze Heidelibelle	2	2	2	1
Plattbauchlibelle	2	1	1	1
Ellritze	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-
Gründling	-	-	-	-
Moderlieschen	-	-	-	-
Teichmolch	2	1	1	1
Bergmolch	-	-	-	-
Kammolch	-	-	-	-
Knoblauchkröte	-	-	-	-
Grasfrosch	1	1	3	1
Erdkröte	1	1	3	1
Gesamtwert maximal:	34	22	23	28
Gesamtwert wirklich:	15	16	18	10
(%):	44,1	72,7	78,3	35,7

A = Submerse Vegetation, innere Gewässerstrukturen (Bodengrund, Uferstrukturen); B = Periphyten (Ufer- u. Wasserried).  
0 = keine Aussage möglich; 1 = minimale Anforderungen erfüllt; 2 = gute Ausprägung des Merkmales; 3 = sehr gute Ausprägung des Merkmales.

### Zusammenfassung

Mit Hilfe von Leitarten aus verschiedenen Tiergruppen ist es möglich, ökologisch wertvolle Gewässerstrukturen im Stadtgebiet zu erfassen. Durch ein einfaches Wertungssystem können diese Strukturen qualitativ dargestellt und beschrieben werden. Als wesentlicher

Faktor der Erhaltung der Artenvielfalt im städtischen Bereich ergibt sich einmal die innere Strukturierung der Gewässer, zum anderen die Erhaltung von Minimalarealgrößen. Diese können durch Kenntnisse über Arealansprüche der Arten sowie vorhandene Lebensraumgrenzen quantifiziert werden. Bei der zukünftigen städtischen

## Vergleich der untersuchten Gebiete

Gebiet	Innere Strukturierung			Umlandstrukturen, Vernetzung		Wasserqualität		Chemische Wasseranalysen	ph-Wert	CSV-Mn g/m <sup>3</sup>	Ammonium g/m <sup>3</sup>	Nitrit g/m <sup>3</sup>	Nitrat G/m <sup>3</sup>	Orthophosphat g/m <sup>3</sup>	Sulfat g/m <sup>3</sup>	Leitfähigkeit mS/m			
	Submerse Vegetation		Gesamt	Umlandstrukturen, Vernetzung		Wasserqualität													
	abs.	%		abs.	%	abs.	%										Zeitpunkt		
Grubengelände Morgenleite	15	44,1	16	72,7	31	55,4	18	78,3	10	35,7	08.10.90	7,4	—	0,04	0,02	1,0	0,04	151	642
											06.11.90	7,4	14,0	0,53	0,15	1,0	0,02	50	792
Ziegelei Borna	16	47,1	15	68,2	31	55,4	17	73,9	11	39,3	06.11.90	7,4	10,7	0,08	0,07	0,5	0,025	103	685
Teichkette „Alte Harth“	10	29,4	8	36,4	18	32,1	12	52,2	8	28,6	08.10.90	6,2	6,0	0,13	0,07	5,0	0,05	91	295
Südringteiche	14	41,2	12	54,5	26	46,4	15	65,2	9	32,1	08.10.90	6,7	8,8	0,04	0,14	12,0	0,07	122	383
Teich E.-Mehner-Park	1	2,9	1	4,5	2	3,6	3	13,0	1	3,6	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Schloßteich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	08.10.90	6,6	9,3	1,7	0,45	5,0	0,5	149	436

Entwicklung sollten diese Erkenntnisse unbedingt Beachtung finden und durch bewußte Planung und Gestaltung Vernetzungsstrukturen erhalten bzw. weiterentwickelt werden. Das ist bei Beachtung derzeitig vorhandener Strukturen mit geringem ökonomischem Aufwand verbunden.

### Literatur

- ARNDT, U., NOBEL, W. u. SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- BICK, H. (1982): Bioindikatoren und Umweltschutz. Dechenia-Beihefte (Bonn) 26, 2-5.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. KILDA-Verlag, Greven.
- BORCHARD, B. (1983): Artenhilfsprogramm Schmerle (*Cobitidae: Neomacheilus barbatus*). Landesanst. f. Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung NRW, Recklinghausen.
- BROCKHAUS, T. (1990a): Zur Libellenfauna bewirtschafteter Teichgebiete in der Umgebung von Karl-Marx-Stadt (DDR). Arch.Nat.schutz Landsch.forsch.Berlin 30 (3), 195-200.
- BROCKHAUS, T. (1990b): Zur Bestandssituation der Lurche (*Amphibia*) im Gebiet von Karl-Marx-Stadt. Veröff.Mus.Naturk.Chemnitz 14, 109-129.
- BROCKHAUS, T. (1991): Vorkommen von Wasserspinne *Argyroneta aquatica* (CLERK.) und Edelkrebs *Astacus astacus* (L.) im Regierungsbezirk Chemnitz (*Aranoidea Agelenidae; Decapoda, Astacidae*). Mitteilungen sächsischer Entomologen 22, 3-6.
- BROCKHAUS, T. (im Druck): Die Odonatenfauna einer sächsischen Industriestadt. Ökologische Analyse aquatischer Lebensräume im urbanen Bereich aus Sicht der Libellen.
- BRUNKEN, H. u. FRICKE, R. (1985): Deutsche Süßwasserfische, Bestimmungsschlüssel für die wildlebenden Arten. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.
- CHOVANEC, A. u. ENDEL, E. (1990): Ökologische Ansprüche von Amphibien und Libellen als Richtlinie für die Planung von Feuchtgebieten. Landschaft + Stadt 22 (1), 26-32.
- CLAUSNITZER, H.-J. (1983): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Libellenzustand eines Teiches. Libellula 2 (1/2), 84-86.
- DEVAL, H. u. MISKOLCZI, M. (1986): Vorschlag für ein neues Verfahren zur Umweltbeurteilung aufgrund von Rasterkarten zur Verbreitung von Libellen. Libellula 5 (3/4), 1-17.
- DONATH, H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorensystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. Entomologische Nachrichten und Berichte 31 (5), 213-217.
- DONATH, H. (1990): Lebensräume für Pflanzen- und Tierarten in Stadt und Dorf. Lulkauer Heimatkalender 1990, 50-57.
- FELDMANN, R. u. KLEWEN, R./Hrsg. (1981): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für biologisch-ökologische Landesforschung 34.
- GLAW, F. u. SCHÜTZ, P. (1988): Die Amphibien und Reptilien der Stadt Düsseldorf. Jb. Feldherpetologie 2, 23-45.
- HAASE, T., HEIDECKE, D. u. KLAPPERSTÜCK (1989): Zur Ökologie und Verbreitung des Edelkrebses *Astacus astacus* in der DDR. Hercynia N.F. 26 (1), 36-57.
- HILDMANN, Ch. u. KRONSHAGE, A. (1988): Verbreitung und Siedlungsdichte von *Rana temporaria* in Schwelm. Jb. Feldherpetologie 2, 89-107.
- ILLIG, H. u. DONATH, H. (1982): Gefährdung und Schutz unserer Flußkrebse. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 18 (3), 86-89.
- CLAUSNITZER, B. (1988): Verstädterung von Tieren. Die Neue Brehm-Bücherei A. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt.
- KUHN, J. (1984): Eine Population der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) auf der Ulmer Alb: Wanderungen, Straßentod und Überlebensaussichten 1981. Jg.Ges.Naturde.Württemberg 139, 123-159.
- MARTENS, A. (1987): Heutige Bedeutung wassergefüllter Bombenrichter für Amphibien großstädtischer Ballungsräume. Natur und Landschaft 62 (1), 24-28.
- MEINEL, W. et al. (1987): Das Vorkommen der Fische in Fließgewässern des Landes Hessen. Natur in Hessen, Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz.
- MÜLLER, H. (1983): Fische Europas. Neumann-Verlag Leipzig, Radebeul.
- NABROWSKI, H. (1985): Die Planung neuer Amphibienlaichplätze in Großstädten und Ballungszentren. Feldherpetologie, 19-27.
- NAGEL, P. (1989): Arthropoden als Indikatoren für die Gewässergüte urban-industriell belasteter Flüsse. Verhandlungen IX. SIEEC Gotha 1986, 83-85.
- NEUBAUER, S. (1989): Eine neue Methode zur Ermittlung des landeskulturellen Gebietszustandes von großen Städten zur Qualifizierung der generellen Planung und praktischen Entwicklung städtischer Grünsysteme. Landschaftsarchitektur 18 (1), 13-16.
- NEUMANN, D. (1989): Teiche als Sonderbiotope in forstlicher Rekultivierung, Natur und Landschaft 64 (10), 459-461.
- OBST, F.-J. (1986): Amphibien und Reptilien in der Stadt – ihre Rolle und ihre Chance in der Fauna urbaner Bereiche. Wiss.Z.Karl-Marx-Universität Leipzig, Math.-Naturwiss.R. 35 (6), 619-626.
- OEHLKE, J. (1990): Zu einigen theoretischen Grundlagen des Schutzes bedrohter Insekten. Entomologische Nachrichten und Berichte 34 (2), 49-56.
- REINHARDT, K. (1990): Die Kleine Pechlibelle – bodenständig im Stadtgebiet von Karl-Marx-Stadt (*Odonata*). Veröff.Mus.Naturk. Chemnitz 14, 103-107.
- SACHER, R. (1987): Mehrjährige Beobachtungen an einer Population der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*). Hercynia N.F. 24 (2), 142-152.
- SCHESKE, C. (1986): Habitatansprüche zweier gefährdeter Arten: Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*). Beiträge zum Artenschutz 2. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 73, 191-196.
- SCHLÜPMANN, M. (1981): Der Kammolch (*Triturus c. cristatus*) im Nieder- und Westsauerland. Der Sauerländische Naturbeobachter 15, 159-209.
- SCHLÜPMANN, M. (1985): Auswirkungen der Verkleinerung und Isolierung von Ökosystemen. Natur und Landschaftskunde 21, 92-96.
- SCHLÜPMANN, M. (1986): Methoden, Ergebnisse und Anwendungen von Grasfrosch-Abundanzmessungen am Beispiel der Stadt Hagen. Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde e.V., Rundbrief Nr.88.
- SCHLÜPMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 63 (4), 155-159.
- SCHLÜPMANN, M. (1989): Die Odonatenfauna stehender Kleingewässer im Raum Hagen, Faunistik, Ökologie und bioökologische Bewertung. Diplomarbeit.
- SCHLÜMPRECHT, H. (1986): Amphibienkartierung im Stadtgebiet Bayreuth. Beiträge zum Artenschutz 2. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 73, 203-205.
- SCHLÜMPRECHT, H. u. STUBERT, I. (1989): Nutzung lokaler Vorbilder bei Artenhilfsmaßnahmen am Beispiel der Neuschaffung von Libellengewässern. Natur und Landschaft 64 (10), 393-397.



SCHLUMPRECHT, H. u. STUBERT, I. (1990): Libellen im Stadtgebiet Bayreuth I. Vorkommen, Verteilung, Bewertung. *Libellula* 8 (3/4), 157-171.

SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologischen Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. *Schr.-R.f. Landschaftspflege und Naturschutz* 29, 281-289.

SCHORR, M. (1983): Rote Liste – ein Instrument des Libellenschutzes? Eine kritische Wertung von Roten Listen. *Libellula* 2 (1/2), 91-103.

SCHORR, M. u. JÜRGING, M. (1984): Vergleichende Kartierung der Naturschutzwürdigkeit von Gewässern am Beispiel der Erfassung von Libellen, Tagfaltern und Amphibien im Bereich der Stadt Burgdorf (Niedersachsen). *Libellula* 3 (3/4), 111-125.

SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer-Verlag, Stuttgart.

SCHUBERT, R. (1986): Lehrbuch der Ökologie. Gustav-Fischer-Verlag, Jena.

SPIESS, H.J. (1985): Aufruf zur Fischkartierung im Bezirk Neubrandenburg. *Zoologischer Rundbrief für den Bezirk Neubrandenburg* 4, 3-10.

SPIESS, H.J. u. WATERSTRAAT, A. (1989): Ergebnisse der Kartierung der Rundmäuler und Fische der DDR. Arten- und Biotopschutz für Fische und Rundmäuler. *Feldberg*, 11-31.

WELLINGHORST, R. u. MEYER, W. (1982): Untersuchungen zur Struktur von flachen Kleingewässern als Larvalbiotope für Odonaten. *Zool. Jb. Syst.* 109, 545-568.

WEGEMÜLLER, R. (1990): Zur Naturschutzproblematik von Feuchtgebieten im intensiv genutzten Kulturräum, dargestellt am Beispiel der Libellen des Großen Mooses. Inauguraldissertation der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern zur Erlangung der Doktorwürde.

ZIMMERMANN, W. (1985): Die Bestandssituation des Edelkrebses *Astacus astacus* in Thüringen. *Veröff. Museen Gera, Naturwiss.* R.11, 42-45.

**Anschrift des Autors:**

Thomas Brockhaus  
Markt 20/21  
O-9001 Chemnitz

---

## Natur und Landschaft

**Schriftleitung:** Dir. u. Prof. Dr. W. MRASS und MARLIES PETZOLDT  
Konstantinstr. 110, 5300 Bonn 2

**Erscheinungsweise:** monatlich

**Bezugspreis:** DM 98,- jährlich (einschl. Porto, Versandkosten und Mehrwertsteuer)

**Einzelheft:** DM 9,80 (zzgl. Porto, Versandkosten und Mehrwertsteuer)  
33% Rabatt für Studenten

**Verlag: W. Kohlhammer GmbH, Max-Planck-Straße 12, Postfach 40 02 63, 5000 Köln 40**

---