Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9 - 44, Münster 2005

Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele

Andreas Pardey, Recklinghausen, Karl-Heinz Christmann, Essen, Reiner Feldmann, Menden, Dieter Glandt, Ochtrup & Martin Schlüpmann, Oberhausen

Abstract: Small ponds are fascinating habitats, like a microcosm in an easily comprehensible size. This article gives a definition of this biotope and an overview of different types of small ponds together with their specific site conditions (origin and succession, hydrology, hydrochemistry, water temperature, nutrient situation, geological ground and soil development, their spatial situation and its consequences). A generalized look upon ponds as ecosystems is presented and some characteristic plant and animal species groups are introduced.
Since the 1970s pond management measures got one of the typical activities of private nature conservancy organisations as well as of nature conservancy authorities. A look upon the actual situation of pond distribution in North Rhine-Westphalia and site qualities makes clear, that nevertheless the loss of biotopes since the 1950s and the increasing impact of nutrients resulting in eutrophication and loss of stenecious species leads to the fact, that natural and natural-like ponds are one of the most endangered biotope types.
As a general conclusion guidelines for pond management (building of new ponds, renaturation of ecologically low-grade ponds, protection measures) considering as well biotope linkage aspects are given.

Zusammenfassung

Kleingewässer sind für viele Menschen ein faszinierender Lebensraum. Dieser Beitrag stellt nach einer Definition und Typisierung der Kleingewässer zunächst dieses Ökosystem mit seinen verschiedenen standörtlichen Komponenten vor. Hierfür werden Entstehungsweise, Hydrologie, Ausgangssubstrat und Gewässerboden, Wassertemperatur und Stoffhaushalt sowie die Lage im Raum und deren Folgen erläutert. Auf der Zusammenfassung dieser Einzelheiten zu einem Gesamtsystem fußend werden charakteristische Pflanzen und Tiergruppen der Kleingewässer vorgestellt. Die sich anschließende Bestandsanalyse für Beispielgebiete Nordrhein-Westfalens macht deutlich, dass trotz aller Bemühungen des amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes einerseits der Gewässerschwund, andererseits die häufig schlechte standörtliche Qualität das Kleingewässer nach wie vor zu einem gefährdeten Biotoptyp machen. Vorschläge für Maßnahmen des Kleingewässerschutzes wie die Pflege, die Renaturierung und Neuanlage sowie die Berücksichtigung von Aspekten des Biotopverbundes sollen aufzeigen, wie dieser Gefährdung begegnet werden sollte.

1 Einleitung

Stehende Gewässer üben eine besondere Faszination aus: Die glitzernde Wasserfläche, die Vielgestaltigkeit der Vegetation, die Attraktivität vieler Blütenpflanzen, die Bewegungen

zahlreicher schwimmender, fliegender oder am Ufer laufender Tiere, die Geräuschkulisse eines abendlichen Froschkonzertes, alle diese Facetten eines komplexen Ökosystems ziehen uns in ihren Bann. Umso mehr gilt dies für kleinflächige Stillgewässer, die all dies in einem überschaubaren, für jeden auch in seinem eigenen Garten oder in einem nahe gelegenen Park erlebbaren Rahmen bieten können. Deshalb sind Maßnahmen des Naturschutzes für diesen Biotoptyp populär und jedermann zu vermitteln.

Kleingewässer als typischer Mikrokosmos waren und sind auch Gegenstand einer inzwischen unübersehbaren Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen über die standörtlichen Verhältnisse, die Flora und die durch sie gebildeten typischen Pflanzengemeinschaften sowie über die verschiedensten Gruppen größerer Tierarten oder Klein- und Kleinstorganismen bis zu den Einzellern.

Abb. 1: Typisches stehendes Kleingewässer: Artenschutzweiher im Münsterland (Foto: A. Pardey)

Dieser Beitrag möchte einen Überblick über das Ökosystem „Stehendes Kleingewässer“ mit seinen verschiedenen Kompartimenten geben und den Versuch einer Typisierung vornehmen. Das Zusammenführen wichtiger standörtlicher Ausprägungen zu einem übersichtlichen System charakteristischer, stets wiederkehrender und möglichst leicht identifizierbarer Gewässertypen soll die notwendigen großräumigen Geländearbeiten zur Bestandserhebung (z. B. im Rahmen einer differenzierten Biotopkartierung) und vereinfachten qualifizierenden Ansprache von Kleingewässern erleichtern.

Schließlich soll die breite Wissensbasis standörtlicher Untersuchungen wie auch Arbeiten zu Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen an und in Kleingewässern zusammenfassend dargestellt werden, um für zukünftige Schutzkonzepte praxisnahe und erprobte Leitlinien und Handlungsrichtlinien anzubieten.

2 Ableitung einer Definition „Kleingewässer“ = „kleinflächiges Stillgewässer“

Zur Terminologie von Stehgewässern und hier insbesondere der kleinflächigeren gibt es bisher keine einheitliche Regelungen, aber eine Reihe von Vorschlägen (z. B. THIENEMANN 1925, DECKSBACH 1929, PESTA 1936, PICHLER 1939, 1945, KREUZER 1940, WEIMANN 1942, ANT 1971, ENGELHARDT 1971, FELDMANN 1977, WIEGLEB 1980, SCHLÜPMANN 1982, 1992b, 2003, MIEGEL 1981, POTT 1985, DREWS 1985, GLANDT 1989, GRAUVOGEL et al. 1994). Als Grundlage für die weitere Diskussion des „Lebensraums Kleingewässer“ und einer nachvollziehbaren typologischen Ansprache ist deshalb zunächst festzulegen, was unter einem Kleingewässer zu verstehen ist.

Unter einem stehenden Kleingewässer wird hier in Anlehnung an GRAUVOGEL et al. (1994) eine in der Regel nicht, selten oder wenig durchströmte, flächige Wasseransammlung natürlichen oder künstlichen Ursprungs zwischen 1 m^2 und < 10.000 m^2 (< 1 ha) Fläche verstanden. Wasserflächen unter 1 m^2 werden als Kleinstgewässer bezeichnet, solche ab 1 ha Fläche als Weiher und Seen (LAWA 1999). Gleichfalls mit einbezogen in die weitere Betrachtung werden aber auch Staugewässer entsprechender Größe, die im strengen Sinne durchaus durchflossen werden, auch wenn je nach Fläche und Tiefe nicht der gesamte Wasserkörper in ständiger Bewegung ist.

3 Übersicht über die wesentlichen Standortkriterien und ihre Ausprägungen

Wesentliche Basis einer typologischen Differenzierung kleinflächiger Stehgewässer für die naturschutzfachliche Praxis ist die Darlegung der zur Charakterisierung eines Kleingewässers als Lebensraum heranzuziehenden Merkmale. Zu den Kriterien zählen die Lage des Gewässers im Raum, sein Boden, seine Hydrologie, Morphologie, Entstehung, Vegetation und Nutzung sowie sein Stoffhaushalt. Alle zusammen ergeben mit ihrer jeweiligen Ausprägung ein auf kleinem Raum äußerst komplexes und für jedes Gewässer letztlich individuelles Ökosystem.

3.1 Entstehungsweise, Gewässermorphologie und Nutzung

In der Naturlandschaft Nordrhein-Westfalens können stehende Gewässer auf natürliche Weise vor allem in Mooren (Hochmoorkolke, Palsen) sowie in den Flussauen und Bachtälern entstehen. Besonders die Flussauen in den Niederungen sind klassische Stillgewässerlandschaften, da hier durch die dynamischen Prozesse der Flussbettverlagerung (Abschnüren von Altwässern), Hochwasserereignisse (strömungsbedingtes „Graben“ von Kolken) und durch Druckwasser (Qualmgewässer) immer wieder neue Gewässer gebildet werden (vgl. u. a. STEEGER 1940, POTT & REMY 2000). Hinzu kommt die Stautätigkeit des Bibers (BÜNNING et al. 2004). Zu früheren Zeiten entstanden Gewässer auch durch Ausblasungen in den vom Menschen entwaldeten Sandlandschaften des Münsterlandes oder den Sandterrassen großer Flüsse (VAHLE 1995). Im Mittelgebirge kann es in den engen Bachtälern durch umstürzende Bäume oder Erdrutsche zu naturbedingten Bachstauen und in den breiteren Sohlentälern zur Abschnürung von Bachmäandern kommen. Kleinstgewässer werden durch größere Wildtiere (Suhlen) und in den Hohlformen gebildet, die die Wurzelteller ungestürzter Bäume zurücklassen. Eine regionale Besonderheit schließlich stellen

die Erdfallgewässer im nördlichen Münsterland dar (Abb. 2). Sie sind auf das Einstürzen unterirdischer Hohlräume zurückzuführen, die wiederum durch das Auslaugen von Salz- und Gipslagerstätten durch Grundwasser hervorgerufen werden (TERLUTTER 1995, 2005).

Abb.2 : In manchen Jahren trocken fallender Erdfalltümpel im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) (Foto: B. Tenbergen)

Weitaus häufiger entstanden und entstehen noch heute Kleingewässer durch Menschenhand (z. B. SCHLÜPMANN 1981, 2003): zum Einen eher unbeabsichtigt z. B. als Folge von Abgrabung von Torf (RUNGE 1978), Locker- und Festgesteinen, die sich mit Grundwasser füllen (FELDMANN 1987) oder als Bergsenkungen verursacht durch den Bergbau (FLEUSTER et al. 1980, BREGULLA 1984, FELDMANN 1987, HAURÖDER 1992), zum Anderen zweckgerichtet durch das Ausheben von Weidetümpeln, Artenschutzgewässern oder früher von Flachskuhlen sowie durch den Anstau von Bächen für Mühl-, Lösch-, Flöß- oder Fischteiche (WILDEMAN 1940, SCHLÜPMANN 2003, TENBERGEN 2005). Besonders interessant können alte Fischteichanlagen sein, die in extensiver Form bewirtschaftet werden (JALETZKE & WALTER 2005). Weitere typische anthropogene Gewässer sind Regenrückhaltebecken (SOLGA 2001, WILLIGALLA et al. 2003), Rieselfelder, Schlamm- und Klärteiche (SCHALL 1985, WISSKIRCHEN 1986, FELDMANN 1987) oder die aus dem Zweiten Weltkrieg stammenden Bombentrichter (MITTMANN 1993, SCHLÜPMANN 1981, 2003). Kleingewässer wie Lachen oder Pfützen entstehen z. B. durch Befahrenen nicht befestigter Flächen (FELDMANN 1974). Schließlich können Stillgewässer auch als Gestaltungselement in Gärten und Parkanlagen oder als Sperrwerke um Burgen (Zierteiche, Gräften) geschaffen worden sein (HACKENBERG 1940, WEBER & BOCKHOLT 1993, TENBERGEN 2005).

Mit der Entstehungsweise bzw. der Nutzungsausrichtung verbunden ist die Gewässermorphologie, d. h. die Gewässergröße, -tiefe und -form sowie die Gestalt und der Böschungswinkel der Ufer. So weisen Altarme als abgetrennte Fließgewässerabschnitte eine mehr oder weniger gebogene Längsform und häufiger steile Ufer auf, während Weidetümpel

vom Vieh betretbare Flachufer besitzen. An technisch ausgerichteten Gewässern wie Regenrückhaltebecken können beispielsweise die Ufer befestigt sein.

Mit einer zielgerichteten Nutzung können auch andere Maßnahmen wie das Zuführen von Nährstoffen oder Kalk im Falle von Fischteichen, das Einbringen von Pflanzen in Zier-, Dorf- und Parkteiche bzw. deren Entfernen in Fischzuchtanlagen verbunden sein. Ein weiteres wichtiges Merkmal kann bei Staugewässern die Regelung der Wasserhaltung mittels entsprechender Bauwerke (z. B. Mönch) sein. So war es früher üblich, Fischteiche im Sommer („Sömmern“) oder Winter („Wintern“) abzulassen, um den Faulschlamm der Mineralisation zu überlassen oder als Dünger zu entnehmen.

Diese Auflistung macht deutlich, dass zwischen einem in freier, vom Menschen weitgehend unbeeinflusster Sukzession befindlichen Auengewässer und einem Nutzteich große Unterschiede hinsichtlich ihrer Naturnähe bestehen können. Kriterien zur Beurteilung der Naturnähe sind die bereits beschriebenen oder im Folgenden näher erläuterten Parameter Entstehungsweise, Morphologie, Hydrologie, Stoffhaushalt und Tier- und Pflanzeninventar.

3.2 Hydrologie

Kleingewässer werden hauptsächlich aus folgenden Quellen mit Wasser versorgt:

- Niederschläge,
- Grundwasser,
- oberirdische Zuflüsse und Quellen,
- Hochwässer angrenzender Fließgewässer und Seen.

Abb. 3: Blänke im Grünland des Feuchtwiesenschutzgebietes „Saerbeck“ (Foto: A. Pardey)

Ihre Wasserhaltung hängt von der Boden- und Geländebeschaffenheit, vom Niederschlagsdargebot, vom Abfluss und von der Verdunstung sowie von anthropogenen Maßnahmen wie Aufstau oder Entwässerung ab.

In den meisten Kleingewässern schwankt der Wasserstand in Abhängigkeit der Einflussfaktoren im Jahresverlauf beträchtlich (Abb. 2). Die Transpiration emerser Wasserpflanzen trägt zu Wasserverlusten bei, während eine dichte Decke aus Blättern von Schwimmblattpflanzen die Evaporation verringert.

Bei temporären Gewässern, zu denen Tümpel, Lachen und Pfützen zählen, kann das Gewässerbett zeitweilig völlig austrocknen. Die Periodizität von Austrocknung und Wasserhaltung sowie die Dauer der Austrocknung begrenzt die Lebensmöglichkeiten der meisten Wasserorganismen, fördert auf der anderen Seite aber die Entwicklung von Spezialisten, die an diese Bedingungen angepasst sind.

3.3 Ausgangssubstrat und Gewässerböden

Der Gewässerboden dient gleichermaßen als Halt gebendes, durchwurzeltes Substrat wie als Nährstoffspeicher. In der Regel weist ein neu entstandenes bzw. angelegtes Gewässer einen Rohboden ohne organische Auflagen auf. Ausnahmen können beispielsweise bei Bergsenkungen vorliegen. Bei Füllung der Senke mit Wasser wird hier der organische Oberboden überflutet. Im Verlauf der Gewässerentwicklung, d. h. der zunehmenden Besiedlung des Gewässerbodens, des Wasserkörpers und der Ufer mit Pflanzen und Tieren, lagern sich organische Substanzen sowie ggf. eingetragene Sedimente auf dem Grund ab. Es kommt zur Bodenbildung und damit einhergehend zu einer mehr oder weniger raschen Aufhöhung. Die Schnelligkeit dieser Entwicklung und die Art des dabei gebildeten Bodens hängt maßgeblich vom Nährstoffangebot und der darauf aufbauenden Biomasseproduktion sowie der Sauerstoffversorgung und dem Maß externer Substrateinträge ab (vgl. auch ABKE 1999).

Man unterscheidet z. B. nach FISCHER (1982) zwischen der sogenannten Gyttja mit einer durch einen Oxidations- und darunter liegenden Reduktionshorizont gegliederten organischen Schicht, dem Sapropel nährstoffreicher, hochproduktiver Gewässer, der durch mächtige organische Faulschlammschichten charakterisiert ist, sowie dem im sauren Milieu bei geringer biologischer Aktivität sich ausbildenden Dy, welcher wenig zersetzte Torfschichten aufweist.

Die meisten Uferpflanzen sowie viele Wasserpflanzen beziehen ihre Nährstoffe ausschließlich oder überwiegend aus dem Boden. Aus diesem Grund spielt gerade in kleinflächigen und in der Regel flachen Gewässern der Boden eine besondere Bedeutung für die Nährstoffsituation, da der Anteil der im Boden wurzelnden Pflanzen am Stoffumsatz des Gesamtsystems im Vergleich zu großen Seen deutlich erhöht ist. Die chemischen Verhältnisse im Wasser und im Boden korrespondieren miteinander (z. B. hinsichtlich des Karbonatgehaltes im Boden, der Alkalinität und der Wasserhärte), können aber auch stark voneinander abweichen. Zwischen den oberen Zentimetern des Gewässerbodens und dem darüber befindlichen Wasser finden Austauschprozesse statt, in deren Verlauf es z. B. zur Bindung (bei oxidativen Verhältnissen) oder Freisetzung (bei reduktiven Bedingungen) von Phosphat kommen kann (s. Kap. 3.5).

3.4 Wassertemperatur

Der Wärmehaushalt von Kleingewässern zeigt deutliche Unterschiede zu dem größerer Stillgewässer. Aufgrund der im Verhältnis zum Volumen großen Wasseroberfläche besteht ein intensiverer Wärmeaustausch mit der Atmosphäre. Die Wassertemperatur folgt mit leichter Verzögerung der Lufttemperatur. Im Tages- und Jahresverlauf treten erhebliche Temperaturschwankungen auf, deren Amplitude mit zunehmender Tiefe aber deutlich abnimmt (vgl. z. B. PICHLER 1939, SCHLÜPMANN 2003). In beschatteten sowie aus Quellen gespeisten Kleingewässern ist die Temperaturamplitude am geringsten. Die Temperatur sonnenexponierter Kleingewässer kann im Sommer 30°C überschreiten. Wegen der stärkeren Wassererwärmung laufen hier chemische Reaktionen und biologische Prozesse viel schneller ab als z. B. in kühleren Seen. Im Winter frieren sehr flache Gewässer bis zum Grund durch, weshalb sich dort Fische nicht dauerhaft ansiedeln können.

Meist sind Kleingewässer thermisch ungeschichtet, trotz ihrer geringen Tiefe können sie aber in entsprechend geschützter Lage bei Windstille für kurze Zeit eine Schichtung aufbauen und dann in ihrer Stoffzusammensetzung wie tiefere Stillgewässer vertikale Gradienten aufweisen (z. B. anaerobe Bedingungen über dem Gewässergrund bei Gegenwart von Sauerstoff nahe der Wasseroberfläche). Im Winter unter Eis können wie in tieferen Gewässern inverse Schichtungen entstehen, bei denen die Temperatur von der Eisdecke zum Grund zunimmt.

3.5 Stoffhaushalt und Trophie

3.5.1 Stoffhaushalt

Die Wasserbeschaffenheit beeinflusst entscheidend die Lebensbedingungen in Kleingewässern. Sie hängt vor allem von folgenden Faktoren ab:

- den Substratverhältnissen,
- der Beschaffenheit des Wassers, das die Gewässer speist,
- den kleinklimatischen Gegebenheiten (Besonnung, Beschattung, Windeinfluss, Niederschläge),
- dem Eintrag von Falllaub
- und der Intensität biologischer Prozesse (Photosynthese, Mineralisation).

Die Beschaffenheit des Ausgangssubstrates neu entstandener Gewässer (z. B. Sand, Torf, mineralisch-organischer Schlammboden) bzw. subhydrischer Böden (Gyttja, Dy oder Sapropel, s. Kap. 3.3) in älteren Kleingewässern ist mitbestimmend für die stoffliche Zusammensetzung des Wassers. In Abhängigkeit vom Substrattyp und den vorherrschenden Redoxbedingungen werden lösliche Bestandteile des Bodens bzw. Sedimentes an die Wasserphase abgegeben bzw. durch Ausfällung oder Sedimentation dem Wasserkörper entzogen.

Die stoffliche Zusammensetzung des speisenden Wassers spiegelt in der Regel die geologischen Bedingungen im Einzugsgebiet wider (besonders in Hinblick auf den pH-Wert, die Calciumkonzentration und die Härte, vgl. z. B. SCHLÜPMANN 1993, 2003), kann jedoch auch von Nutzungseinflüssen überprägt sein. Dies betrifft vor allem oberirdische Zuflüsse, die in landwirtschaftlich genutzten Regionen meist reich an Phosphor- und Stickstoffverbindungen sind. Grundwässer zeichnen sich hingegen häufig durch niedrige Phosphorkonzentrationen aus, können aber in Gebieten mit Ackerbau viel Nitrat enthalten.

Wasser, das aus Drainagen zugeführt wird oder durch Hochwässer benachbarter Fließgewässer in Kleingewässer gelangt, ist stets sehr nährstoffreich. Wässer aus Hochmoorgebieten sind sauer, kalkarm und reich an Huminstoffen („Braunwasser“), Ammonium und Phosphor.

Auch das temporäre Trockenfallen von Tümpeln oder von Teilen anderer Kleingewässertypen beeinflusst den Stoffhaushalt. Durch Luftzutritt setzt ein Mineralisationsschub ein, durch den lösliche Verbindungen wie Nitrat in das Wasser abgegeben werden (BROLL & TERHECHTE 1993). Darüber hinaus wirken sich weitere Stoffquellen wie Niederschlag, Eintrag von Falllaub und erodierten Bodenpartikeln sowie von Exkrementen der am oder im Gewässer lebenden Tiere (z. B. Möwenkolonien, Gänse, Enten, Weidetiere) auf den Stoffhaushalt aus.

Im Folgenden wird kurz auf die Bedeutung der neben der Temperatur (s. Kap. 3.4) für den Stoffhaushalt von Kleingewässern wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter eingegangen.

Sauerstoff

Sauerstoff ist ein wichtiger Faktor für viele im Gewässer ablaufende chemische Reaktionen, eine ausreichende O_2-Versorgung essentielle Grundlage für die meisten Lebewesen. Die Sauerstoffkonzentration im Gewässer hängt u. a. von der Wassertemperatur, der Intensität der Photosynthese der Pflanzen (wobei Sauerstoff freigesetzt wird) sowie von Zehrungsprozessen ab. Auch sie ist starken Schwankungen unterworfen: am frühen Morgen ist die O_2-Konzentration infolge der nächtlichen Zehrung häufig am niedrigsten, am späten Nachmittag nach intensiver Lichteinwirkung am höchsten. In algenreichen Kleingewässern treten dann nicht selten O_2-Sättigungswerte von >200 % auf.

Im jahreszeitlichen Verlauf sind Sauerstoff-Maxima im Frühjahr beim Auftreten erster Algenmassenentwicklungen („Wasserblüten“) nicht ungewöhnlich. Im Sommer sind die Konzentrationen den stärksten Schwankungen unterworfen. Unter extremen Bedingungen können sich dann zeitweilig anaerobe Bedingungen einstellen, die viele Organismen absterben lassen (das so genannte “Umkippen“ des Gewässers). Regelmäßig treten solche Bedingungen am und v. a. im Bodengrund der Gewässer auf. Besonders in nährstoffreichen Gewässern und solchen mit dicken Falllaub- und Pflanzendetritusschichten zeugt die Faulschlamm- und Sumpfgasbildung von solchen Bedingungen. Auch im Herbst treten häufiger O_2-Minima auf, während in den Wintermonaten je nach Wasserspeisung und den Gasaustausch hemmender Eisbildung wieder etwas günstigere Bedingungen auftreten können.

pH-Wert

Der pH-Wert gibt die Wasserstoffionenkonzentration an und sagt aus, ob ein Gewässer sauer, neutral oder alkalisch reagiert. Er wird vom Substrat, den geologischen Bedingungen im Einzugsgebiet sowie chemischen und biologischen Prozessen im Gewässer beeinflusst. Auch der pH-Wert zeigt deutliche Schwankungen im Tages- und Jahresverlauf. In den meisten Kleingewässern liegt er im Bereich 6,5 bis 8,5, in Moorgewässern gewöhnlich zwischen 3,5 und 5,5 (PARDEY 1992 u. a.). Kommt es in schwach gepufferten Kleingewässern zu starker Pflanzenentwicklung, können aber auch erheblich höhere Werte erreicht werden (biogene Entkalkung, vgl. z. B. GESSNER 1932, SCHLÜPMANN 2003).

Kohlendioxid und Carbonate

Diese beiden Verbindungen sind die hauptsächlichen C-Quellen für Wasserpflanzen. In Abhängigkeit vom pH-Wert kommen CO_2, HCO_3^- und CO_3^{2-} meist gleichzeitig in wechselnden Anteilen nebeneinander vor. Kohlensäure-Ca-Hydrogencarbonat-Gemische haben große Bedeutung für die Pufferkapazität der Gewässer. Das durch die Photosynthese verbrauchte CO_2 wird in kalkreichen Gewässern durch Zerfall von $CaHCO_3$ fortwährend ausgeglichen, so dass sich der pH-Wert dort nur leicht verschiebt. In schwach gepufferten Gewässern (z. B. Torfstichen) hingegen treten produktionsabhängig starke pH-Schwankungen auf (s.o.).

3.5.2 Trophie und Eutrophierung

Unter Trophie versteht man die Intensität der Primärproduktion, also der Entwicklung von Algen und höheren Pflanzen im Gewässer. Neben Licht bestimmt das Angebot an Pflanzennährstoffen den Umfang der Primärproduktion. Der Nährstoff, der in der geringsten Menge zur Verfügung steht, begrenzt das Pflanzenwachstum. Demzufolge besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Konzentration des produktionslimitierenden Nährstoffes und der gebildeten Pflanzenbiomasse im Gewässer.

In den meisten Fällen limitiert Phosphor die Primärproduktion. Nur wo dieses Element durch anthropogene Einträge sehr hohe Konzentrationen erreicht, kann zeitweilig Stickstoff die produktionssteuernde Rolle übernehmen. Dann treten im Gewässer häufig bestimmte Blaualgen in Massen auf, weil diese in der Lage sind, den ihnen fehlenden Stick-

Abb. 4: Intensiv bewirtschaftete Äcker im direkten Umfeld von Stillgewässern führen über den Nährstoffeintrag zu einer raschen Eutrophierung (Foto: A. Pardey)

stoff molekular (N_2) aufzunehmen und damit einen Vorteil gegenüber konkurrierenden Algenarten haben.

Phosphor gelangt vor allem über oberirdische Zuflüsse, durch Abschwemmungen und Erosion (Abb. 4) sowie durch Vieh in die Kleingewässer. Unter anaeroben Bedingungen wird außerdem im Sediment festgelegtes Phosphat remobilisiert und damit pflanzenverfügbar („interne Düngung“). In sehr nährstoffarmen Kleingewässern kann allein die P-Zufuhr über den Niederschlag ausreichen, um die Pflanzenproduktion zu steigern.

Das primär für die Klassifikation von Seen entwickelte Trophiesystem umfasst fünf Trophiegrade, die die Intensität der Primärproduktion sowie deren Auswirkungen auf das Gewässer beschreiben (Tab. 1). Dystrophe Gewässer lassen sich nicht in dieses System einordnen.

Tab. 1: Charakterisierung der Trophiegrade (in Anlehnung an die Seenrichtlinie der LAWA 1999)

Trophiegrad	Allgemeine Charakterisierung	Chlorophyll a (µg/l) (Mittel Mai-Sept.)
oligotroph	Nährstoffarm, schwach produktiv, Phytoplanktonentwicklung ganzjährig gering; hohe Wassertransparenz.	≤ 3
mesotroph	Nährstoffreicher als oligotrophes Gewässer, mäßige Phytoplanktonentwicklung bei großer Artenvielfalt, Wassertransparenz mittelgroß.	> 3 – 10
eutroph	Produktion aufgrund höherer Nährstoffverfügbarkeit stark, Wassertransparenz meist gering, Wasserblüten möglich, oberste Wasserschicht dann infolge Assimilationstätigkeit der Algen zeitweise sauerstoffübersättigt.	> 10 – 30
polytroph	Sehr nährstoffreich, Pflanzenproduktion sehr hoch und zeitweise nicht mehr nährstofflimitiert; mehrfach im Jahr auftretende Algenmassenentwicklung, im Sommer oft Blaualgen vorherrschend; Wassertransparenz meist gering. Rückgang von Makrophyten, aber Auftreten dichter Wasserlinsendecken möglich. Spätestens ab Sommermitte Sauerstoffschwund mit Bildung von Schwefelwasserstoff wahrscheinlich.	> 30 – 100
hypertroph	Ganzjährig sehr hohe Nährstoffverfügbarkeit, Pflanzenproduktion nicht nährstofflimitiert, ganzjährig andauernde Algenmassenentwicklung mit Vegetationsfärbung; Wassertransparenz stets sehr gering. Dieser Zustand kommt unter naturnahen Bedingungen nicht vor!	> 100

Abb. 5: Mit Algenwatten bedeckter nährstoffangereicherter Kleinweiher, der aus einer Ackerdrainage gespeist wird (Foto: A. Pardey)

Kleingewässer auf Sandböden, deren Einzugsgebiet ebenfalls nährstoffarm ist, sind meist oligotroph oder mesotroph, solche in landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen häufig eutroph bis polytroph, gelegentlich auch hypertroph.

Die in der LAWA-Richtlinie für Seen angegebenen Werte für die Phosphorkonzentration und Sichttiefe lassen sich wegen abweichender Bedingungen nicht zur Klassifikation von Kleingewässern verwenden. Mit Einschränkungen kann aber die Chlorophyllkonzentration herangezogen werden, da per Festlegung (LAWA 1999) in allen Gewässertypen die gleichen Chlorophyllkonzentrationen bestimmten Trophiegraden zugeordnet sind. Bei Kleingewässern ist jedoch zu berücksichtigen, dass meist ein wesentlicher Teil der Pflanzenbiomasse nicht in Form von Phytoplankton (Schwebalgen), sondern als Makrophyten oder an Substrat gebundene niedere Algen vorkommt und durch die Chlorophyllanalysen des Wassers nicht erfasst wird. Hier kann die Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentration also nur grobe Anhaltspunkte liefern, welcher Trophiegrad allein durch die Biomasse des Phytoplanktons erreicht wird; dieser ist dann nach eigener Einschätzung der Biomasse der Makrophyten und an sessilen Algen entsprechend zu korrigieren (vgl. CHRISTMANN & PARDEY 2000).

Die Zunahme der Trophie (z. B. von mesotroph nach eutroph), die in der Regel auf gesteigerte Verfügbarkeit des begrenzenden Pflanzennährstoffes zurückgeht, wird als Eutrophierung bezeichnet. Unter natürlichen Bedingungen läuft diese in einem sehr langen Zeitraum ab, wird aber unter anthropogenen Einflüssen sehr stark beschleunigt (Dauer u. U. nur wenige Jahre). Nicht nur in Seen, auch in genutzten wie ungenutzten Kleingewässern treten unerwünschte Folgen (vgl. auch Abb. 5) auf:

- starke Entwicklung von Schwebalgen trübt das Gewässer ein und verringert das Lichtangebot für Unterwasserpflanzen (z. B. Armleuchteralgen) beträchtlich, so dass diese zurückgedrängt werden oder ganz verschwinden,
- der verstärkte Anfall pflanzlicher Biomasse (insbesondere der krautigen Pflanzen) beschleunigt die Schlammbildung und Verlandung erheblich. Zudem wird der Sauerstoffhaushalt belastet, da der bakterielle Abbau eine bedeutende Zehrung bedingt. Die bald einsetzende Anaerobie wird oft durch Bildung von giftigem Schwefelwasserstoff verschärft, wodurch der Lebensraum für die meisten Organismen eingeengt oder gar vernichtet wird. Nur wenige Spezialisten, die an anaerobe Bedingungen angepasst sind (z. B. bestimmte Bakterien, Geißel- und Wimperntiere sowie die „Rattenschwanzlarven“ der Schwebfliege *Eristalis),* überleben in diesem besiedlungsfeindlichen Milieu.

3.5.3 Weitere Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge

Neben der Eutrophierung kann örtlich auch der Eintrag von Schadstoffen den Stoffhaushalt von Kleingewässern belasten. Schwefeldioxid, das durch den „sauren Regen“ in die Gewässer gelangt, lässt schwach gepufferte Gewässer (z. B. in Sandgebieten) versauern und setzt dann toxische Aluminiumverbindungen frei. Biozide aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten wirken bei entsprechend hoher Konzentration auf Lebewesen ebenfalls giftig. Besondere Probleme bereiten Bauschutt und andere Abfälle, die illegal in Kleingewässern entsorgt werden.

Zum Schutz der Kleingewässer müssen daher alle Anstrengungen unternommen werden, die Zufuhr von Nähr- und Schadstoffen einzudämmen. Wichtige Parameter für die Beurteilung der Wasserbeschaffenheit sind der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung sowie der Chlorophyll a-Gehalt.

3.6 Biotische Kriterien

Für zahlreiche gewässertypische Tierarten ist das Vorhandensein pflanzlicher Strukturen Voraussetzung für ihr längerfristiges Verbleiben und z. B. ihre Fortpflanzung. Somit ergibt sich aus den Vegetationsstrukturen ein wichtiges Kriterium für das faunistische Besiedlungspotenzial. Pflanzen dienen als Nahrung, Versteck, Eiablageplatz, Ruhe- und Aussichtsplatz etc. Dabei besteht z. B. hinsichtlich der für die Eiablage benötigten Strukturen bei einzelnen Arten eine enge Spezifität, wie die Annahme senkrecht hochwachsender Pflanzen wie Röhricht- und Riedpflanzen, auf der Wasserfläche aufliegender Schwimmblätter oder über das Wasser reichender Äste. Zu erfassen sind deshalb im Zusammenhang mit einer Gewässeransprache die Lebens- bzw. Wuchsformen der jeweils vorkommenden Pflanzen und der von ihnen gebildeten Vegetation der gewässertypischen Verlandungsreihe. Je nach Vorhandensein und Dominanz unterschiedlicher Vegetationsstrukturen im Gewässer wie Wasservegetation, Röhrichte / Großseggenrieder, Hochstaudenfluren oder Gehölzen können unter Berücksichtigung der morphologischen Gegebenheiten verschiedene Sukzessionsstadien in der natürlichen Verlandungsentwicklung, beginnend mit dem Initial- und Pionierstadium bis zum Terminalstadium der vollendeten Verlandung differenziert werden (s. PARDEY 1992, 1993).

3.7 Lage im Raum und naturräumliche Zuordnung

Unabhängig vom Typ, von der Funktion und der Geschichte eines Kleingewässers bestimmt sein Umfeld in erheblichem Maße den Naturhaushalt und damit die ökologische Leistungsfähigkeit als Lebensraum. Beschattung, Nährstoffeintrag, Laubeinwehung, Einwirkung von Fließgewässern und Quellbereichen, Viehtritt, Müllablagerung u. a. ergeben sich aus eben dieser näheren oder weiteren Umgebung des Gewässers. Insofern ist wichtig, ob dieses von Ackerland oder Grünland, Wiese, Weide, Brache oder Wald umgeben ist, ob es intensiv oder extensiv genutzt wird, ob es im Bergland oder Tiefland oder in Siedlungsnähe (urban, dörflich, Einzelhoflage) gelegen ist oder, nicht selten, innerhalb eines Mosaiks von Biotoptypen. Die ausgeprägte, oftmals alle Typologie überlagernde Individualität der Kleingewässer hat hier eine ihrer wesentlichen Ursachen.

Diese externen Einflüsse wirken sekundär über die Trophie, die Gestaltung der Ufer und den Lichteinfall auf die Entwicklung und Ausprägung der Vegetation sowie auf das Tempo und den Verlauf des Verlandungsprozesses ein und sind mitbestimmend für die Zusammensetzung der Biozönose. Für die große Gruppe der semiaquatisch oder semiterrestrisch lebenden Tierarten – nahezu alle Amphibien, die meisten gewässergebundenen Arthropoden – stellt das Umfeld einen unverzichtbaren Teilbereich ihres Jahreslebensraumes dar. Die Größenordnung dieses Gewässerumfeldes ist bei Arten mit saisonalen Wanderungen durchaus beachtlich und kann bei einigen Arten, z. B. der Erdkröte (*Bufo bufo*), im Bereich mehrerer Kilometer liegen. Die scheinbare Isoliertheit der kleinen Standgewässer inmitten von Landlebensräumen, wie sie sich uns im Karten- und Luftbild und vielfach auch in der Landschaft darstellt, muss für viele Organismen zugunsten der Annahme einer komplexen raum-zeitlichen Abfolge von Wasser- und Landaufenthalten korrigiert werden. Für das Gelingen von Neuanlagen mit dem Ziel, Ersatzlebensräume für die Kleingewässer-Zönose bereitzustellen, ist die Berücksichtigung dieser Tatsache von besonderem Belang.

Die Lage in den Großlandschaften Nordrhein-Westfalens (Mittelgebirgsraum im Südwestfälischen Berg- und Weserbergland sowie der Eifel, Tieflandbereich der Westfälischen und Niederrheinischen Bucht sowie des Westfälischen und Niederrheinischen Tieflandes, wei-

ter modifiziert durch Höhenstufe, Untergrund und Siedlung/Bebauung) bewirkt eine zusätzliche Differenzierung innerhalb des Kleingewässerkanons. Das gilt einmal für die Standardtypen: Ein Teich oder ein Kleinweiher, in einem montanen Waldwiesental gelegen, unterscheidet sich in seinem Arteninventar erheblich von einem morphologisch und physiognomisch durchaus ähnlichen Gewässer desselben Typs aus dem Münsterland.

Zusätzlich aber gibt es **regionaltypische Sonderformen**, die – ausschließlich oder doch mit einer gewissen regionalen Häufung – einzelnen Landschaften zugeordnet werden können. So treten Erdfallgewässer fast nur in einem kleinen Gebiet im Norden NRWs im Westfälischen Tiefland, Hochmoorkolke nur in den Sandlandschaften der Westfälischen Bucht, des Westfälischen Tieflandes und des Niederrheinischen Tieflandes sowie den regenreichen Hochlagen der Mittelgebirge, Heideweiher (Abb. 9) überwiegend nur in den Sandlandschaften des Tieflandes und Mergelkuhlen nur über kalkhaltigem Untergrund z. B. in der Westfälischen Bucht auf. Bergsenkungsgewässer (Abb. 6) sind gebunden an Bergbauregionen, d. h. das Ruhrgebiet und Ausläufer ins südliche Münsterland und den Niederrhein sowie den Aachener Raum. Altwässer schließlich entstehen in breiteren Talsituationen vorwiegend im Flachland (Abb. 10).

Abb. 6: Bergsenkungsgewässer im NSG „Hofsteder Weiher“ (Bochum) (Foto: A. Pardey)

3.8 Kleingewässer als Lebensraummosaik

Die geringe Größe typischer Kleingewässer, ihre geringe Tiefe, ihre vergleichsweise einfache untersuchungstechnische Zugänglichkeit sowie ihre gute Überschaubarkeit sind es, die kleinere Stillgewässer wissenschaftlich, naturschützerisch und umweltpädagogisch so interessant machen. An ihnen lassen sich fundamentale Prinzipien der Ökologie meist mit geringem technischen Aufwand erforschen und anschaulich demonstrieren, z. B. Beute-

Räuber-Beziehungen (Nahrungsketten und –netze), Bedeutung der Biotop- und Vegetationsstruktur für die übrigen Lebewesen, Wirkung abiotischer Faktorengefüge auf die Lebewelt (z. B. Wirkung der Austrocknung und Anpassung an dieselbe), das Phänomen der Sukzession (z. B. Verlandung), die Offenheit von Ökosystemen, d. h. die Verzahnung von Kleingewässern mit ihrer terrestrischen Umgebung, ihre große Abhängigkeit von der angrenzenden Landnutzung und vieles andere mehr (s. HARTWIG 2005).

Besonders gut lässt sich an Kleingewässern veranschaulichen, dass Ökosysteme räumlich und strukturell in verschiedene Teilhabitate (Kompartimente, Lebensbezirke) gegliedert sind. Beim Ökosystemtyp Kleingewässer sind dies vor allem (zwecks detaillierterer Angaben siehe z. B. LENZ 1928, ENGELHARDT 1996, SCHMIDT 1996):

- der **Gewässerboden**, der je nach Ausprägung (Sand, Lehm, Faulschlamm, Falllaub, Torfuntergrund unterschiedlicher Mächtigkeiten) und chemisch-physikalischer Charakteristik (z. B. bodennahe Sauerstoffverhältnisse) sehr unterschiedliche Artengemeinschaften aufweisen kann. Auf sandigem Rohboden in einem kalkarmen Gewässer können gefährdete Pflanzenarten der Strandlingsgesellschaften (z. B. Strandling, Sumpf-Johanniskraut, Froschkraut, Zwiebelbinse, Reinweisser Wasser-Hahnenfuß) wachsen, während eine mächtige Faulschlammauflage die Keimung solcher Pflanzen verhindert und eher Standort eutraphenter Pflanzenarten (z. B. Flutender Schwaden, Breitblättriger Rohrkolben, Schwimmendes Laichkraut) ist. Der Gewässerboden ist Lebensbezirk für viele substratgebundene Tiere (Zoobenthos), die hier, z. T. neben ihrem Vorkommen im Kompartiment der Tauchblattpflanzen, vorkommen, wie z. B. Mollusken (bestimmte Wasserschnecken wie Schlammschnecken, Kleinmuscheln der Gattungen Erbsen- und Kugelmuscheln (*Pisidium*, *Sphaerium*)), oder bodengebundene Insektenlarven (Beispiele: Larven des Plattbauches, viele Amphibien-, Zuckmücken- und Köcherfliegenlarven);

- der **Freiwasserkörper**, der je nach Gewässergröße und -tiefe sowie Sukzessionsstadium unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Bei guter Ausprägung können hier viele Tierarten des Nektons, z. B. Kleinfische (Stichlinge, Moderlieschen), Molche (Gattung *Triturus*) und Kammmolch-Larven, viele Wasserkäfer (vor allem Gelbrandkäfer), Wasserwanzen (Rückenschwimmer, Ruderwanzen), und natürlich viele Arten des Phyto- und Zooplanktons (z. B. Algen, Rädertiere, Kleinkrebse wie Wasserflöhe) vorkommen;

- die **Wasseroberfläche** als eigener spezifischer Teillebensraum. Auf ihr jagen z. B. Wasserläufer, Taumelkäfer und Listspinnen nach Beute; an ihrer Unterseite hängen bei ruhigem Wasserspiegel mikroskopisch kleine Lebewesen (Hyponeuston), zeitweilig auch bestimmte Insekten und ihre Larven (z. B. Stechmückenlarven) zum Luftholen. Auf ihr schwimmen die Blätter der Schwimmblattpflanzen (z. B. Teichrose, Schwimmendes Laichkraut), die wiederum eine spezifische Lebewelt und ihrer Reproduktionsstadien beherbergen können (z. B. Wasserschneckenlaich auf der Unterseite der Schwimmblätter, „Ruheplatz“ für Kleinlibellen während der Eiablage, Sonnplatz für Wasserfrösche);

- der **Lebensbezirk der Tauchblattpflanzen** (z. B. Krauses, Spiegelndes und Durchwachsenes Laichkraut, Tausendblattarten, Unterwasserblätter des Wasserhahnenfußes). Dieser Bezirk durchdringt teilweise die Freiwasserzone, ist aber auch mit der nächsten Zone, der Uferzone eng verzahnt. Von daher kann er Faunenelemente beider Lebensbezirke enthalten, die auch hin- und herpendeln können. So jagen Stichlinge gern im Freiwasser nach Kleinkrebsen, legen ihre Pflanzennester aber in dichteren

submersen Wasserpflanzen an. Der Lebensbezirk der Tauchblattpflanzen kann je nach chemisch-physikalischen Verhältnissen eine große Fülle von Organismen beherbergen. Vor allem die Wirbellosenfauna kann besonders formenreich sein (z. B. Wasserkäfer wie die Kolbenwasserkäfer, Libellenlarven, Eintags- und Köcherfliegenlarven, viele Wasserschnecken, Wasserasseln, kletternde Kleinmuscheln, bestimmte Wasserwanzen wie Stabwanzen). Eine in dieser Hinsicht empfehlenswerte Fallstudie ist die von MÜLLER-LIEBENAU (1956).

Abb. 7: Kleinweiher mit typischer Zonierung vom Ufer mit Weiden und Hochstauden über Röhricht bis zur Wasserpflanzenzone in der Ruhraue bei Neheim-Hüsten (Foto: A. Pardey)

- die **Uferzone**, die je nach Substrat, Beschattung, Nährstoffversorgung und Sukzessionsstadium wenig oder stark mit emersen Makrophyten bewachsen ist. Bei ausgeprägtem Röhricht ist die strukturelle, dreidimensionale Ausstattung für viele Tiere bedeutsam (vgl. SCHMIDT 1996), z. B. als Schlüpfsubstrat bzw. Sitzwarte für viele Libellenarten (vgl. auch SCHLÜPMANN 1992a) oder als Fortpflanzungshabitat bestimmter Vogelarten (z. B. Teichralle, Bleßralle, Teichrohrsänger) und Säugetiere (Zwergmaus). Vegetationsarme oder nur mit einer niedrigen Vegetation bewachsene Ufer können z. B. als Sonnplatz für Wasserfrösche dienen, im unbewachsenen Flachwasser selbst kleinster Gewässer kann die Kreuzkröte laichen.

- die **wechselfeuchte Kontaktzone** zwischen Gewässer und angrenzenden terrestrischen Biotopen; bei geringer oder mäßiger Nährstoffversorgung können hier viele gefährdete, an die spezifische Wasserführung angepasste Pflanzenarten vorkommen (z. B. Mittlerer Sonnentau, Sumpfbärlapp, Pillenfarn). An schlammig-vegetationsarmen Uferpartien können Limikolen (z. B. Brachvogel, Uferschnepfe, Kiebitz) nach Nahrungstieren stochern; hier kommen außerdem viele spezialisierte Laufkäfer (Carabiden) vor (*Omophron*, *Elaphrus*- und *Bembidion*-Arten).

Wenn auch in vielen Fällen eine gut erkennbare räumlich-strukturelle Gliederung wie die hier geschilderte (s. auch Abb. 7) ausgeprägt ist, so muss doch darauf hingewiesen werden, dass diese Kompartimentierung im Einzelfall sehr abgewandelt sein kann. Ein stark verlandetes Gewässer hat eben keine Freiwasserzone, womit ein wesentlicher Lebensbezirk wegfällt. Ein frisch angelegtes Kleingewässer benötigt mindestens einige Jahre, ehe sich die geschilderte Kompartimentierung entwickelt hat. Ein kleiner dystropher Hochmoorweiher wird auch in weit fortgeschrittenem Sukzessionsstadium anderes strukturell gegliedert sein als ein eutropher Kleinweiher in der Agrarlandschaft. Temporäre Kleingewässer (Tümpel) und perennierende Kleinweiher würden selbst bei vergleichbarem Wasserchemismus unterschiedliche Kompartimentierungen aufweisen.

Unter funktionalen (ökosystemar-synökologischen) Gesichtspunkten muss schließlich darauf hingewiesen werden, dass die Lebensbezirke auf mannigfaltige Weise miteinander verknüpft sind und in Wechselbeziehung stehen. So wechseln Tiere oft den Lebensbezirk, worauf am Beispiel der Stichlinge und Libellen bereits hingewiesen wurde. Durch Beute-Räuber-Verknüpfungen entstehen komplexe Nahrungsketten und Nahrungsnetze (vgl. AKERET & STÖSSEL 1995, hier eine instruktive Abbildung), die zudem über bestimmte Organismen mit den Nahrungsnetzen der terrestrischen Umgebung verflochten sind (GLANDT 1989). Schließlich bestehen vielfältige abiotische Beziehungen und auch Wechselwirkungen in und um das Ökosystem Kleingewässer, z. B. hydrologische, energetische und chemische, worauf bereits eingegangen wurde.

4 Vorschläge für eine typologische Ansprache von Kleingewässern

Der Versuch, diese – wie geschildert – sehr individuellen Kleingewässer-Ökosysteme in ein klassifikatorisches System möglichst gleichartiger und in der Praxis „wiederfindbarer“ Typen zu gruppieren, wirft naturgemäß größere Probleme auf.

Die Ziele für eine Typisierung von Kleingewässern sollten sein:

- Überschaubarkeit und ein hohes Maß an Objektivität,
- Handhabbarkeit bei Geländeerhebungen unterschiedlichen Differenzierungsgrades (z. B. durch ein hierarchisches System zunehmender Genauigkeit),
- Anlehnung an bzw. Übertragbarkeit in aktuell genutzte Biotoptypenbezeichnungen, d. h. der Biotopkartierung NRW oder anderen landesweit durchzuführenden Kartierungsprojekten, sowie Gewässertypen nach § 62 LG NW und FFH-Richtlinie (z. B. FELDMANN 1977, ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN 1993, RIECKEN et al. 1994, VERBÜCHELN et al. 2000, LÖBF 2005 a, b, c),
- Berücksichtigung gut begründeter (PICHLER 1945) und in der Praxis bereits erprobter und erweiterter Typologien (SCHLÜPMANN 1982, 1992b, 2003).

Versuche einer Typisierung hat es zahlreiche gegeben (s. z. B. THIENEMANN 1940, KREUZER 1940, WEIMANN 1942, PICHLER 1945, ANT 1971, WIEGLEB 1980, SCHLÜPMANN 1982, 1992b, 2003, GRAUVOGEL et a. 1994, DETTINGER-KLEMM 2000).

Oftmals erfolgt beim Versuch einer Kleingewässertypologisierung eine Vermischung der verschiedenen im vorangegangenen Kapitel geschilderten Kriterien, da eine befriedigende Gesamttypologie allein mit einem Kriterium – wie so oft beim Versuch, die Natur in ein

Schema zu pressen – nicht möglich scheint. Jedes Kriterium mit seinen verschiedenen Ausprägungen hat Einfluss auf die standörtliche Beschaffenheit und damit auf die Zusammensetzung der Pflanzen- und Tierwelt und ist deshalb im ökologischen Sinn relevant. Ferner sind die Kriterien überwiegend unabhängig voneinander; es kommt nur zu wenigen Zusammenhängen wie z. B. teilweise zwischen der Trophie und bestimmten Nutzungsformen oder der Gewässermorphologie und der Wasserführung.

Schon bei der Anwendung einfachster gewässertypologischer Begriffe wie See, Teich, Tümpel oder Weiher gehen die Auffassungen verschiedener Autoren auseinander. Deshalb sollen zunächst die Termini definiert werden (Tab. 2).

Abb. 8: Limnokrene, ständig wasserhaltender Quellkleinweiher in der Ruraue im Kreis Düren (Foto: A. Pardey)

Als wesentliche Parameter für die Typansprache werden hierbei die Gewässerfläche, die Herkunft des speisenden Wassers sowie die Wasserhaltung genutzt. Für wissenschaftlich fundierte Erhebungen z. B. im Rahmen von differenzierten Biotopkartierungen, Landschaftsmonitoring oder Effizienzkontrolluntersuchungen muss die Ansprache der Gewässer aber über diese Typbezeichnung hinausgehend eindeutiger und qualifizierend sein. Hierzu können weitere bereits zuvor beschriebene Zustandskriterien herangezogen werden (s. Tab. 3). Sie ermöglichen eine genauere Lebensraumbeschreibung und -bewertung, eine Ableitung des Besiedlungspotenzials für Pflanzen und Tiere sowie eine Formulierung von Schutz- und Entwicklungszielen.

Mit den Aussagen zur Trophie, Entstehungsweise, Lage und Nutzung können in der Regel die in den Roten Listen der Biotoptypen (z. B. RIECKEN et al. 1994, VERBÜCHELN et al. 1999) angesprochenen Gewässertypen abgedeckt werden. Der potenzielle Artenpool der verschiedenen Nährstoffmilieus wird durch weitere Kriterien wie Wasserhaltung und Beschattung, ggf. auch weitere Aussagen zu Gewässermorphologie, Sukzessionsstadium

Tab 2: Definition stehender (Klein-)Gewässertypen (s. folgende Seite)

Gewässertyp	Fläche	Entstehung	Wasserherkunft	Wasserhaltung
Großgewässer	**≥ 1 ha**			
z.B. Seen und Weiher		natürlich oder künstlich		
Kleingewässer	**< 1 ha, ≥ 1 m²**			
Kleinweiher		natürlich oder anthropogen	Speisung überwiegend aus Grund-, Überschwemmungs- bzw. Regenwasser	i.d.R. permanent
Limnokrene (Abb. 8)		natürlich	(überwiegend) aus Quellwasser	permanent
Teich		anthropogen	Speisung durch Graben- oder Bachabzweigung (Neben-, Hauptschluss)	i.d.R. permanent, oft regelbar
Quellstau		anthropogen	(überwiegend) aus Quellwasser	permanent
Grabenstau		anthropogen	direkte Speisung durch Graben (Hauptschluss)	permanent
Bachstau		natürlich oder anthropogen	direkte Speisung durch Bach (Hauptschluss)	permanent
Tümpel i.w.S				periodisch
Tümpel i.e.S.		natürlich oder anthropogen	Grund-, Überschwemmungs- oder Regenwasser	während der Vegetationsperiode längerfristig wasserhaltend maximale Wassertiefe > ca. 30 cm
Lache, Pfütze		natürlich oder anthropogen	Grund-, Überschwemmungs- oder Regenwasser	während der Vegetationsperiode kurzfristig oder nur sehr kurzzeitig nach Regenfällen wasserhaltend, Wassertiefe ca. ≤ 30 cm
Quelltümpel		natürlich	(überwiegend) Quell- oder Quellbachwasser	periodisch
Kleinstgewässer	< 1 m²			

Typologische Kennzeichnung flächiger Stehgewässer

- 1 Gewässerfläche ≥ 1 ha → **Großgewässer** (**Seen** und **Weiher**)
- 1* Gewässerfläche < 1 ha → **2**
  - 2 Gewässerfläche < 1 m^2 → **Kleinstgewässer**
  - 2* Gewässerfläche ≥ 1 m^2 → **3**
    - 3 temporäre Wasserhaltung → **Tümpel i.w.S. 4**
      - 4 Speisung überwiegend aus Grund-, Überschwemmungs- oder Regenwasser → **5**
        - 5 während der Vegetationsperiode längerfristig wasserführend maximale Wassertiefe > ca. 30 cm → **Tümpel i.e.S.**
        - 5* während der Vegetationsperiode kurzfristig wasserführend, Wassertiefe ca. ≤ 30 cm → **Lache, Pfütze**
      - 4* Speisung (überwiegend) aus einer Quelle oder einem Quellbach → **Quelltümpel**
    - 3* permanente Wasserhaltung (außer in Extremsommern) → **6**
      - 6 Speisung (überwiegend) aus einer Quelle → **7**
        - 7 natürliche Wasserhaltung → **Limnokrene**
        - 7* anthropogene Wasserhaltung → **Quellstau**
      - 6* keine überwiegende Speisung aus einer Quelle → **8**
        - 8 Speisung überwiegend aus Graben oder Bach/Fluss → **9**
          - 9 Speisung durch Abzweigung (i.d.R. anthropogen) → **Teich**
          - 9* direkte Speisung durch Graben oder Bach → **10**
            - 10 Lage im Graben → **Grabenstau**
            - 10* Lage im Bach → **Bachstau**
        - 8* Speisung überwiegend aus Grund-, Überschwemmungs- oder Regenwasser → **Kleinweiher**

und Gewässerboden je nach Konstellation weiter eingeengt; sie wirken quasi als Filter (PARDEY et al. 2005). Mit diesen Zusatzkriterien kann auch das faunistische Artenspektrum, soweit die Arten bzw. bestimmte Lebensstadien nur auf das Gewässer an sich angewiesen sind, vollständig angesprochen werden. Nicht berücksichtigt werden können aber eng an bestimmte Pflanzenarten gebundene Tierarten.

Viele der im Zusammenhang mit Kleingewässeruntersuchungen benutzten Gewässertermini sind nicht klar definiert, sollen aber bestimmte Qualitäten vermitteln. So wird mit dem Begriff „Heideweiher“ in der Regel ein Gewässer mesotrophen Typus mit einem ganz bestimmten durch Arten der Strandlingsvegetation und Feuchtheide geprägten Pflanzenbild verstanden (VAHLE 1995, LÖBF & LANAPLAN 2000). Ob ein solches Gewässer aber in einer Heidelandschaft gelegen sein muss, ob es natürlichen Ursprungs oder anthropogen

Tab 3: Gewässertypen- und Zustandsparameter und ihre Ausprägung

Kriterium	Ausprägung
Wasserfläche	< 1 m^2, 1 bis < 10 m^2, 10 bis < 50 m^2, 50 bis < 250 m^2, 250 bis < 1.000 m^2, 1.000 m^2 bis < 1 ha
Wasserhaltung	permanent, stellenweise trocken fallend, kurzfristig vollständig trocken fallend (semipermanent), insgesamt langfristig trockenfallend
Speisung	Grundwasser, Bach-, Grabenzufluss (Neben-, Hauptschluss), Regenwasser, Quelle, Überschwemmungswasser
Entstehungsweise	natürlich, quasi-natürlich (Bergsenkung), künstlich
Lage	Wald-, Wiesen-, Moor-, Heide-, Ackergewässer im Flachland oder Mittelgebirge
Nutzung	ungenutzt; historisch oder aktuell extensiv, intensiv genutzt; z. B. als Forellen-, Karpfen-, Zierteich, Regenrückhaltebecken
Größte Tiefe	< 5 cm, 5 bis < 30 cm, 30 cm bis < 1 m, 1 bis < 2 m, 2 bis < 5 m, >5 m
Gewässerboden	Rohboden, Protogyttja, Gyttja, Dy, Sapropel, Anmoor; mit Laub-, Torfauflage; über Festgestein, Kies, Sand, Lehm, Ton, Torf
Beschattung	nicht beschattet; teilweise, überwiegend, vollständig beschattet
Trophie	oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph, hypertroph
Sukzessionsstadium	Initial-, Pionierstadium, Reife- oder Optimalstadium, Terminalstadium[1]

[1] Hierbei wird der Begriff „Optimalstadium“ zwar auf das Gewässer als Ausschnitt einer umfassenderen Abfolge von Entwicklungsschritten fokussiert, aber wertfrei im Sinne des „Reifestadiums“ als das Stadium der höchsten strukturellen Vielfalt dieses Ökosystems verwendet, und unter „Terminalstadium“ das Stadium der vollendeten Verlandung verstanden.

ist, ist ebenso unklar wie die Abgrenzung gegenüber anderen oligo- bis mesotrophen Gewässertypen oder dystrophen Moorgewässern. Ähnliches gilt für den in der Naturschutzpraxis vielfach verwendeten Begriff „Blänke“, der ebenfalls nicht exakt umrissen ist. Für die praktische Anwendung im Rahmen von Monitoringuntersuchungen oder detaillierten Biotopkartierungen müssen die gängigen Termini in das oben angesprochene Schema übersetzt werden.

Eine umfassende Beschreibung eines konkreten Kleingewässers wäre danach wie im folgenden Beispiel eines kleinflächigen Heidetümpels im NSG „Großes Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, s. Abb. 2) relativ komplex: „im westfälischen Flachland gelegener, ungenutzter, unregulierbarer, über Grundwasser und Niederschlag gespeister, periodisch wasserhaltender Erdfall-Tümpel mittlerer Größe mit mäßig nährstoffreichem Milieu im Dauerpionierstadium“. Bei vielen Kleingewässerkartierungen werden solche Parameter bereits seit langem erfasst (vgl. SCHLÜPMANN 1981, 1982, 1992b, 2003; LÖBF 2005d).

5 Bestandssituation

Verschiedene Untersuchungen in den Siebziger und Achtziger Jahren z. B. durch ANT & BELLINGHOFF (1980), WEIßENBORN (1980), LOSKE (1983), LOOS (1985) oder STANGIER (1988) belegten für ausgewählte Landschaftsausschnitte Nordrhein-Westfalens bereits einen teilweise dramatischen Rückgang der Kleingewässerzahlen und führten zu Aktivitäten des amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes wie in der Kleingewässeraktion der Bezirksregierung Münster und im Kleingewässerprogramm NRW (s. Kap. 6.1).

LINDEMANN (2000) untersuchte im Raum Warendorf die Entwicklung von Kleingewässern. Er belegte durch den Vergleich der Inhalte topografischer Karten (TK 25-Blatt 3913 Ostbevern, 4013 Warendorf, 4113 Enninger) unterschiedlicher Erfassungsjahre (1897 – 1954/1958 - 1997) für das reichere Böden aufweisende Kernmünsterland einen erheblichen Rückgang der Stillgewässerzahlen, wobei der größte Verlust innerhalb der letzten 50 Jahre festzustellen war. Demgegenüber waren für den zum sandgeprägten Ostmünsterland gehörenden Betrachtungsraum die Gewässerzahlen am Ende des zwanzigsten Jahrhunderts höher als 100 Jahre zuvor. Dies führte er u. a. auf die Aktivitäten des Naturschutzes zurück (s. Kap. 6.1). Der Anteil der in allen drei Kartenblättern seit 1897 eingezeichneten Gewässer (im Blatt Warendorf lediglich 12,5 %) wie auch der wenigstens die letzten 50 Jahre überdauernden Stillgewässer (ca. 20 %) war gering. Darüber hinaus legte er dar, dass die Lebensraumqualitäten der meisten untersuchten Gewässer sehr schlecht waren. Auch RAABE & VAN DE WEYER (1994, 2005), PARDEY (1996) sowie BEHLERT & WEISS (1996) belegen in Wiederholungskartierungen, dass sich Kleingewässerneuanlagen innerhalb weniger Jahre stark verändern können und dies v. a. auf Kosten der stark bestandsgefährdeten oligo- und mesotraphenten Pflanzen geht.

Im Rahmen des Landschaftsmonitorings der LÖBF wurde im Jahre 2000 eine landesweite Stichprobenerhebung der Stillgewässer hinsichtlich ihrer Flora und Vegetation sowie weiterer qualifizierender Parameter in den ersten Viertelquadranten von insgesamt 30 TK 25-Blättern durchgeführt, die alle Großlandschaften in NRW abdecken. Insgesamt wurden dabei 1.108 Stillgewässerstandorte geprüft. Eine erste Auswertung der dabei erhobenen umfangreichen Daten ergab, dass das Pflanzenarten- und Pflanzengesellschaftsinventar der meisten betrachteten Stehgewässer stark verarmt war (LÖBF 2005d). So fanden sich in den untersuchten sandgeprägten Landschaftsausschnitten kaum mehr die für diese Standorte typischen nährstoffärmeren Gewässertypen mit ihrer charakteristischen mesotraphenten Vegetation (vgl. Abb. 9), obwohl gerade hier zahlreiche neue Gewässer angelegt wor-

den waren. Diese Entwicklung ist vermutlich mit den starken Nährstoffeinträgen aus dem landwirtschaftlichen Umfeld der Gewässeranlagen in Zusammenhang zu bringen (s. auch PARDEY 1993b, 1996). Insgesamt konnten hinsichtlich ihrer Vegetation kaum hochwertige Stillgewässer gefunden werden (LÖBF 2005d). Besonders ausgeprägt war dies in den Mittelgebirgsbereichen, wo Nutzgewässer wie Fischteiche dominierten. Zusammenfassend konnte eine standörtliche Nivellierung der Gewässerlandschaften, also eine Aufhebung naturräumlich bedingter Unterschiede festgestellt werden. Auch sind zahlreiche noch in den topografischen Karten eingetragene Gewässer durch fortschreitende Bebauung, Grundwasserabsenkungen und die Folgen der Intensivierung der Landwirtschaft aus der Landschaft verschwunden.

Aus diesen Gründen gelten stehende Kleingewässer unterschiedlichen Typus inzwischen in NRW als gefährdeter Biotoptyp (VERBÜCHELN et al. 1999) und sind – in naturnaher Ausprägung – gesetzlich nach § 62 Landschaftsgesetz NRW (LG) geschützt. Auch die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie fordert die Staaten der Europäischen Union auf, naturnahe Stillgewässer durch Ausweisung von Schutzgebieten dauerhaft in ihrem Bestand zu sichern. Hinsichtlich der Kleingewässer sind in NRW von der Richtlinie insbesondere die nährstoffarmen Kleingewässertypen (oligo- bis mesotroph, kalkarm (Abb. 9) und kalkreich), die Moorgewässer sowie die nährstoffreicheren natürlichen Gewässer der Flussauen betroffen (MUNLV 2004).

Zusammenfassend lässt sich deshalb feststellen, dass durch Aktivitäten des Naturschutzes wie der Renaturierung bestehender und der Neuanlage von Gewässern dem massiven Kleingewässerverlust seit den fünfziger Jahren zumindest in manchen Regionen in NRW begegnet wird. Das Problem der häufig schlechten Standortverhältnisse durch Eutrophierung ist damit aber nicht gelöst. Da Moore wie Auen durch den Menschen stark beein-

Abb 9: Heideweiher wie dieses Gewässer bei Gronau (Kreis Steinfurt) gelten wegen ihrer an nährstoffärmere Bedingungen angewiesenen Vegetation als besonders schutzbedürftig (Foto: A. Pardey)

trächtigt sind und das Entstehen neuer Gewässer heute weitgehend unterbunden ist, sind die noch vorhandenen natürlich entstandenen Stillgewässer in Nordrhein-Westfalen besonders stark gefährdet. Die Auswertung der noch laufenden landesweiten Erfassung der nach § 62 LG gesetzlich geschützten naturnahen Stillgewässer wird weitere Informationen über den Bestand zumindest der aus fachlicher Sicht wertvollen Kleingewässer liefern können.

6 Naturschutzziele und -aktivitäten

Stehenden Kleingewässern kommt in der Öffentlichkeit ein besonders hoher Stellenwert zu. Nicht umsonst ist der Teich oder Tümpel der „Biotop“ schlechthin und der Boom zu Gartenteichen ungebrochen. Dieses positive Image ist das Ergebnis erfolgreicher Öffentlichkeitsarbeit in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten, nicht zuletzt auch im Rahmen des Kleingewässerprogramms NRW sowie der Faszination dieses überschaubaren und vielgestaltigen Mikrokosmos mit seinen zahlreichen Lebewesen (s. HARTWIG 2005). Damit bestehen grundsätzlich gute Voraussetzungen für die Akzeptanz von Maßnahmen zum Kleingewässerschutz.

6.1 Bisherige Kleingewässerschutzaktionen

Seit dem Feuchtgebietsjahr 1976 kam es in immer größer werdendem Umfang zu durch öffentliche Gelder bezuschusste Aktionen zum Schutz und zur Neuanlage von Kleingewässern (HAARMANN 1976, 1977a, b, FELDMANN 1980, FRESE 1980). Im Falle der Kleingewässeraktion der Bezirksregierung Münster wurden diese Maßnahmen von Effizienzuntersuchungen begleitet (FELDMANN 1984, 1985). Dieses zunächst räumlich begrenzte Projekt wurde in den Folgejahren mit dem Kleingewässerprogramm NRW des Umweltministeriums auf ganz NRW ausgedehnt und von weiteren lokalen Initiativen wie z. B. im Kreis Unna (LOOS 1980) begleitet. Von 1981 bis 1992 konnten ca. 2.420 Kleingewässer mit einem Mitteleinsatz von über 3,6 Mio. € renaturiert oder neu angelegt werden (MURL 1993). In den drei Folgejahren bis 1995 wurden weitere erhebliche Mittel durch das Land investiert (BEHLERT & WEISS 1996). Auch im Feuchtwiesenschutzprogramm (Abb. 3) und im Gewässerauenprogramm des Landes NRW (Abb. 10) galt die Anlage von Blänken oder anderer Stillgewässertypen als eine wichtige Maßnahme (z. B. IKEMEYER & KOSANETZKY 1998, MICHELS 1999, OLTHOFF & IKEMEYER 2002).

Inzwischen erfolgt die Anlage von Kleingewässern z. B. auch im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen in der Eingriffsregelung und wird bei der Anlage und Pflege von Siedlungsgewässern zunehmend eine größere Naturnähe angestrebt. Kleingewässer werden als „Kleinode“ jedes Forstreviers bezeichnet (PETRAK 2000).

6.2 Strategien für neue Ansätze zum Kleingewässerschutz

Kleinflächige Stehgewässer erfüllen wie zuvor dargestellt wichtige Funktionen in der Natur- und Kulturlandschaft. Sie sind Lebensraum für zahlreiche gewässergebundene Tier- und Pflanzenarten, von denen viele nicht zuletzt aufgrund des Verlustes von Kleingewässern und der zumeist eutrophierungs- oder versauerungsbedingten Degeneration der verbliebenen Gewässer in ihrem Bestand in NRW gefährdet sind.

Ziel des Arten- und Biotopschutzes an Kleingewässern muss es sein, die vorhandenen Kleingewässer zu schützen bzw. in einen funktionsadäquaten Zustand zurückzuversetzen

Abb. 10: Altarmrenaturierung im Rahmen des Gewässerauenprogramms an der Ruhr im Naturschutzgebiet „Ruhraue bei Hattingen-Winz“ (Ennepe-Ruhr-Kreis) (Foto: A. Pardey)

sowie neue Kleingewässer zu schaffen bzw. die Möglichkeiten für ihre natürliche Entstehung zu gewährleisten. Dabei sind die standörtlichen Ansprüche der charakteristischen Arten zu berücksichtigen, die z. B. bei fast allen Amphibienarten z. T. deutlich über das Gewässer hinausgehen (z. B. BLAB 1986). Neben den naturschutzfachlichen Zielen sind darüber hinaus Kulturschutzaspekte wie die Sicherung von Kulturgewässern historischer Bedeutung (z. B. Mühlenteiche, Gräften, Flachskuhlen) zu berücksichtigen (s. TENBERGEN 2005).

Für zukünftige Planungen und Konzepte zum Kleingewässerschutz sind die Aspekte „Formulierung konkreter Ziele“ und „Biotopverbund“ stärker zu beachten. Daher müssen die Leitbilder zum Kleingewässerschutz die regionaltypischen Gewässerausbildungen im Sinne von charakteristischen Kleingewässerlandschaften besonders berücksichtigen (z. B. PARDEY 1993a). Außerdem sind Effizienzkontrollen unumgänglich. Die hierbei gewonnenen Informationen sind auszuwerten und Wissenschaftlern, Behörden und sonstigen Beteiligten zur Verfügung zu stellen, damit Fehlentwicklungen vermieden werden können. Schließlich sind landesweite Erhebungen auch derjenigen Gewässer, die sich in einem schlechten Zustand befinden, notwendig. Sie ergänzen die Kartierung der § 62-Gewässer und geben Hinweise auf den Gesamtgewässerbestand und auf mögliche Renaturierungsobjekte.

6.3 Kleingewässerschutz und -pflege

Vorhandene intakte kleinflächige Stehgewässer sind als Lebensraum zu erhalten, weshalb Schutz- und Pflegemaßnahmen erforderlich sein können. Dies gilt insbesondere für

anthropogene Gewässer, die in vielen Regionen weit mehr als 95 % der stehenden Kleingewässer ausmachen (vgl. z. B. SCHLÜPMANN et al. 2005). Dabei sind die ehemaligen Nutzungen oft seit Jahrzehnten aufgegeben (z. B. SCHLÜPMANN 2003), so dass seitens der Eigentümer kein Interesse an der früher üblichen regelmäßigen Pflege besteht.

Zu Schutz- und Pflegemaßnahmen zählen:

- eine Unterschutzstellung z. B. als Geschützter Landschaftsbestandteil,
- die Reglementierung bzw. Lenkung von Erholungsaktivitäten,
- die Schaffung von Pufferzonen gegen externe Nährstoffeinträge,
- die regelmäßige oder unregelmäßige Entkrautung des Gewässers (Abb. 11) und
- die Pflege des unmittelbaren Gewässerumfeldes.

6.4 Kleingewässerrenaturierung

Die Renaturierung oder Wiederherstellung von Kleingewässern bzw. die Rückführung in ein früheres Sukzessionsstadium kann erforderlich sein, wenn Kleingewässer in ihrem aktuellen Zustand ihre vorgesehenen Lebensraumfunktionen nicht mehr erfüllen können. Dies wäre beispielsweise der Fall, wenn das Gewässer zerstört wurde (z. B. durch Verfüllen mit Bauschutt, Boden, Holzabfall etc.), es durch Zufuhr von Schadstoffen dauerhaft toxische Verhältnisse aufweist oder wenn es in Folge fortgeschrittener Sukzession verlandet ist. In diesem Zusammenhang ist nochmals auf die menschgemachte Beschleunigung der Verlandung durch Zuführung von Nährstoffen hinzuweisen. Ferner kann eine Renaturierung notwendig sein, wenn spezielle Artenschutzgesichtspunkte im Vordergrund des Schutzzieles des Gewässers stehen (z. B. der Erhalt vegetationsarmer Gewässer für Pionierarten wie die Gelbbauchunke).

Es ist aber zu beachten, dass die Sukzession und damit die allmähliche Veränderung stehender Gewässer einen natürlichen Prozess darstellt und deshalb nicht per se negativ zu bewerten ist. Ebenso ist zu berücksichtigen, dass auch fortgeschrittene Sukzessionstadien wertvoll sein können und im Falle von Röhrichten und Rieden, feuchten Weidenbeständen oder Bruch- und Sumpfwäldern geschützte Biotope nach § 62 LG darstellen können. Dies erzwingt für Maßnahmen größeren Umfangs die Erteilung einer behördlichen Befreiung. Scheinbar artenarme, unattraktive Waldteiche können beispielsweise hochgradig seltene Tierarten beherbergen, die eine gut gemeinte „Renaturierungsmaßahme“ mit Entschlammung und Freistellen der Ufer nicht überleben würden (s. PARDEY et al. 2005).

Maßnahmen zur Kleingewässerrenaturierung können z. B. sein:

- das Entfernen von Bauschutt, Holz etc.,
- das Freistellen von Ufern (insbesondere von Südufern) von Gehölzen (Abb. 12),
- das Abschieben der Ufervegetation (Abb. 12),
- das Entkrauten des Wasserkörpers (Abb. 11),
- das Entfernen nicht-heimischer Arten mit Ausbreitungstendenzen und
- eine Entschlammung des Gewässerbodens.

Es ist darauf zu achten, dass mit Ausnahme des Entfernens nicht-heimischer Arten Reste der ursprünglichen Vegetation verbleiben. Auch bei dem Abschieben der Ufervegetation sollte bedacht werden, dass sich im Oberboden Diasporen wertvoller Pflanzenarten befinden können, die bei einer Wiederherstellung offener Bodenflächen trotz jahrelanger Ruhe noch auskeimen können (s. Abb. 12). Dies gilt gerade für (ehemals) oligo- bis meso-

Abb. 11: Entkrautung eines Kleingewässers durch Entnahme von Nutall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) und kurzfristige Lagerung am Gewässerrand (Foto: A. Pardey)

trophe Gewässer (s. KAPLAN & MUER 1990, POSCHLOD 1993, KAPLAN 1999). Bei den zu entfernenden nicht-heimischen Arten kann es sich um ausgebrachte Aquarien- oder Gartenteichpflanzen wie Seerosen oder Krebsschere handeln, die ein kleinflächiges und nährstoffreiches Gewässer rasch vollständig bedecken und die heimische Vegetation verdrängen können. Gleiches kann z. B. für eingesetzte Fische oder Rotwangenschildkröten gelten, deren Entfernung allerdings sehr aufwändig ist und vermutlich nie vollständig gelingen kann. Bei Entschlammungsmaßnahmen ist zu überlegen, ob nur ein Teil des Gewässers behandelt wird oder die Entschlammung in zwei zeitlich versetzten Schritten erfolgt. Bei stark eutrophierten Gewässern sind zuvor die ggf. vorhandenen externen Nährstoffquellen abzustellen. Aus dem Gewässer entnommenes Material ist einige Tage in direkter Nähe zu lagern, ehe es aus dem Einflussbereich entfernt wird, um mit dem Material entnommenen Tieren eine Rückkehr ins Gewässer zu ermöglichen.

Abb. 12: Das Freistellen von Gehölzen und Abschieben von Ufern ist eine typische Maßnahme zur Wiederherstellung von Kleingewässern (Foto: A. Pardey)

6.5 Kleingewässerneuanlage und -entstehung

Zunächst sollte die Möglichkeit des natürlichen Entstehens neuer Gewässer in den Flussauen gefördert werden. Mit dem Gewässerauenprogramm NRW soll in ausgewählten Flussauen die Wiederherstellung der natürlichen Fließgewässerdynamik zur Ausbildung typischer Auenbiotope führen (HÜBNER et al. 2000). Angesichts des zumeist menschlichen Ursprungs nordrhein-westfälischer Kleingewässernetze ist aber eine Neuanlage unumgänglich, um die durch natur- wie menschbedingte Biotopverluste entstandenen Lücken zu schließen und eine zum Erhalt gewässergebundener Tier- und Pflanzenarten ausreichende Dichte von Kleingewässern zu gewährleisten.

Einer Anlageaktion sollte zunächst eine Zielbestimmung vorausgehen, aus der Hinweise für die Planung und Umsetzung abgeleitet werden können. Ferner ist zuvor festzustellen, ob sich auf dem geplanten Standort kein wertvoller bzw. gesetzlich geschützter Biotop befindet. Ebenso wichtig ist, die Herkunft des Wassers zu prüfen, sowohl hinsichtlich seiner zu erwartenden Qualität (kein Drainagewasser oder Oberflächenabfluss aus intensiv genutzten Ackerflächen) wie auch die zur Verfügung stehende Menge. Auch wenn periodisch trocken fallende Tümpel wertvolle Lebensräume darstellen können, muss die Wasserbedeckung doch ausreichen, um Pionierarten eine Fortpflanzungschance zu gewährleisten. Bachwasser zur Speisung von Teichanlagen im Nebenschluss abzuschlagen, ist strengstens zu prüfen (in der Regel Genehmigungsverfahren), die Anlage in ein Fließgewässer hinein (im Hauptschluss) sollte bis auf begründete und genehmigte Einzelfälle grundsätzlich unterbleiben.

Grundsätzlich gilt, dass möglichst großflächige und strukturell vielgestaltige Gewässer oder mehrere unterschiedliche Gewässer die besten Entwicklungschancen für Flora und Fauna bieten (s. z. B. FELDMANN 1989, PARDEY 1993a, 1994b, 1996). Die Nähe zu vorhandenen Gewässern oder anderen Feuchtökosystemen beschleunigt die Besiedlung. Frühere Gewässerstandorte können noch keimfähige Diasporen von Feuchtgebietspflanzen aufweisen (s. KAPLAN & MUER 1990). Die Verwendung naturferner oder standortfremder Materialien sollte ebenso unterbleiben wie das Einbringen von Pflanzen und Tieren. Zur Anlage naturnaher Kleingewässer existieren zahlreiche Informationen und Anleitungen (z. B. GLANDT 1989, 1993, GRAUVOGEL et al. 1994, AID 1996, s. auch Kap. 6.6).

6.6 Regionale Kleingewässerschwerpunkträume und Kleingewässerverbund

Angesichts rückläufiger öffentlicher Finanzmittel für Naturschutzmaßnahmen wird es um so notwendiger, dass Kleingewässerschutzmaßnahmen erfolgreich verlaufen und die hierfür verwendeten Finanzmittel effizient eingesetzt werden. Deshalb ist es erforderlich, für solche Maßnahmen konkrete Leitbilder und Ziele zu formulieren. So sind für den Fall bestimmter angestrebter Artenschutzziele unterschiedliche Kleingewässertypen sinnvoll, die genau beschrieben werden können wie z. B. so genannte „Gelbbauchunkengewässer“ bei GOLLMANN & GOLLMANN (2002) oder SCHLÜPMANN (1996).

Ferner müssen sich Maßnahmen zum Kleingewässerschutz in regional ausgerichtete Anforderungsprofile einpassen. So können in ausgewählten Naturräumen bestimmte nur dort vorkommende Kleingewässertypen im Vordergrund stehen wie die Hochmoorgewässer oder Heideweiher im Sandmünsterland (s. Kap. 3.6). Außerdem können regional-lokal fokussierte Artenschutzmaßnahmen eine räumliche Schwerpunktbildung der Kleingewässerneuanlage erfordern. Ein Bespiel hierfür sind die aktuellen Aktivitäten zum Schutz des Laubfrosches in NRW (GEIGER et al. 2000, GLANDT 2004).

In diesem Zusammenhang sind Aspekte des Biotopverbundes hervorzuheben. Für Kleingewässer als typische Trittsteinbiotopsysteme können trotz unterschiedlicher Raumansprüche der für sie typischen Arten einige Anhaltspunkte zu Biotopverbundaspekten formuliert werden:

- Anstelle fernab anderer Feuchtökosysteme in der Landschaft gelegener Gewässer sollten Gewässersysteme angestrebt werden. Deren Einzelgewässer können durchaus bis zu einige 100 Meter voneinander entfernt sein (BStMELF 1996). Für Amphibien und flugfähige Arten bedeuten solche Entfernungen zumeist kein Pro-

blem. Demgegenüber sind kleinere und nicht flugfähige Arten z. T. eher auf den Zufall z. B. des Transportes durch Enten angewiesen. Zwischen den Gewässern eines Systems sollten sich aber keine Barrieren wie viel befahrene Straßen, Bahnlinien oder Siedlungsbänder befinden.

- Ältere Gewässer im näheren Umfeld begünstigen eine raschere Besiedlung eines neu angelegten Gewässers.
- Auch Einzelgewässer sollten nicht in der Nähe stark befahrener Straßen angelegt werden, da dies zu Verlusten von Tieren führt, die das Gewässer erstmalig erreichen wollen oder im Rahmen saisonaler Wanderungen ins Umfeld ziehen (s. Abb. 13).
- Eine zwingende Mindestgröße für Kleingewässer gibt es nicht. Je größer (und tiefer) aber ein Gewässer ist, desto länger wird seine Lebensdauer sein. Doch auch flachere temporäre Gewässer können wichtige Lebensraumfunktionen haben und sind für viele Arten Voraussetzung für ihr Überleben.
- Eine günstige landschaftsökologische Einbettung der Gewässer ist wichtig. So sind z. B. Hecken-Grünlandkomplexe oder Wälder zur Anlage von Gewässersystemen meist besser geeignet als großflächige Ackergebiete.

Abb. 13: Die Anlage von Kleingewässern in direkter Straßennähe (hier Neuanlage an der Autobahnausfahrt der A44 „Hückelhoven-Ost“) ist aus Artenschutzgründen zu vermeiden (Foto: A. Pardey)

Wie bei allen Maßnahmen des Naturschutzes sollten auch solche zum Kleingewässerschutz von einer je nach Bedeutung und eingesetzten Mitteln unterschiedlich genauen Umsetzungs- und Wirksamkeitsprüfung (Effizienzkontrolle) begleitet werden. Minimum einer solchen Kontrolle ist nach der Durchführung eine Prüfung der sachgerechten Umsetzung und nach Ablauf einiger Jahre eine Untersuchung zur Klärung, ob die formulierten Ziele erreicht wurden und – wenn nicht – worin die Ursachen lagen (vgl. BEHLERT & WEISS 1996).

7 Literatur

ABKE, R. (1999): Entwicklung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft unter besonderer Berücksichtigung bodenkundlicher Parameter. Beispiele vom Gutsbetrieb Münster-Kinderhaus. – Schriftenr. d. Westf. Amt f. Landes- u. Baupflege, Beitr. z. Landespflege **15**: 85 - 94

AID [AUSWERTUNGS- UND INFORMATIONSDIENST FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN] (1996): Kleingewässer schützen und schaffen. – Heft 1141

AKERET, B. & F. STÖSSEL (1995): Vergleichende ökologische Untersuchungen an neun Weihern im Norden des Kantons Zürich. – Vierteljahrsschr. Nat. forsch. Ges. Zürich **140** (1): 3 - 17

ANT, H. (1971): Die Gewässertypen Westfalens. – Naturk. Westf. **7**(3): 73 - 84

ANT, H. & P. BELLINGHOFF (1980): Der Rückgang der Kleingewässer dargestellt am Beispiel der Stadt Hamm. – Natur- und Landschaftskunde in Westfalen **16**: 9 - 12

BEHLERT, R. & J. WEISS (1996): Landesweite Effizienzkontrolle von Kleingewässern. Eine Vorstudie. – LÖBF-Mitteilungen **21** (2): 49 - 55

BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Schriftenr. Landschaftspfl. u. Naturschutz **18**: 1 - 150

BREGULLA, D. (1984): Herpetologische Anmerkungen zum Feuchtgebiet „Voßnacken“. – Natur u. Heimat **44** (3): 73 - 82

BROLL, G. & S. TERHECHTE (1993): Die Bedeutung der Bodeneigenschaften für die Entwicklung neuangelegter Kleingewässer in der Westfälischen Bucht. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz **4**: 27 - 35

BÜNNING, I., BRÄSECKE, R. & D. GEIGER-ROSWORA (2004): Biber (*Castor fiber*) in Nordrhein-Westfalen. Naturnahe Gewässerauen brauchen Biber. – LÖBF-Mitt. **29** (3): 52 - 58

BStMELF [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, Hrsg.](1996): Planung von lokalen Biotopverbundsystemen. Band 2 Anwendung in der Praxis. – Ländliche Entwicklung in Bayern. Materialien **32**. München

CHRISTMANN, K.-H. & A. PARDEY (2000): Ökologische Entwicklung von Kleingewässern der Westfälischen Tieflandsbucht. – Gewässergütebericht 2000 (Sonderbericht „30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen“): 267 - 282. Essen

DETTINGER-KLEMM, A. (2000): Temporäre Stillgewässer – Charakteristika, Ökologie und Bedeutung für den Naturschutz. – In: Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Management und Schutz temporärer Gewässer. NUA-Seminarbericht (Recklinghausen) **5**: 17 - 42

DECKSBACH, N. K. (1929): Zur Klassifikation der Gewässer vom astatischen Typus. – Arch. f. Hydrobiol. **20**: 399 - 406

DREWS, R. (1986): Kleingewässerkunde. – Heidelberg, Wiesbaden

ENGELHARDT, W. (1996): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – 14. Auflage. Kosmos-Naturführer. Stuttgart

FELDMANN, R. (1974): Wassergefüllte Wagenspuren auf Forstwegen als Amphibien-Laichplätze. – Salamandra **10**: 15 - 21

FELDMANN, R. (1977): Das Projekt „Kartierung von Kleingewässern in Westfalen“. Grundlagen, Methoden und Ergebnisse. – LÖLF-Mitt. **2**: 178 - 181

FELDMANN, R. (1978): Herpetologische Bewertungskriterien für den Kleingewässerschutz. – Salamandra **14**: 172 - 177

FELDMANN, R. (1980): Landschaftliche und biologische Bedeutung der Kleingewässer in der Münsterschen Bucht. – LÖLF-Mitt. **5** (4): 116 - 117

FELDMANN, R. (1984): Kleingewässeraktion NRW: Positive Zwischenbilanz. LÖLF-Mitt. **9** (1): 22 - 24

FELDMANN, R. (1985): Das Kleingewässerprojekt NRW – Ergebnisse der Erfolgskontrolle im Regierungsbezirk Münster. – Natur u. Heimat **45** (1): 8 - 16

FELDMANN, R. (1987): Industriebedingte sekundäre Lebensräume. Ein Beitrag zu ihrer Ökologie unter Berücksichtigung hochschuldidaktischer Überlegungen. – Habilitationsschrift Bergische Universität – Gesamthochschule Wuppertal. 259 S. Wuppertal

FELDMANN, R. (1989): Artenschutzgewässer im Raum Balve (Märkischer Kreis). Aufbau eines Verbundsystems. – Spieker, Landeskundl. Beitr. u. Berichte Geogr. Kommission Münster **33**: 57 - 63

FISCHER, W. R. (1982): Limnische Unterwasserböden. – Habilitationsschrift Lehrstuhl f. Bodenkunde TU München-Weihenstephan. 287 S. München

FLEUSTER, W., KAPLAN, K. & M. SELL (1980): Feuchtgebiete im Ruhrgebiet und Probleme ihrer Erhaltung – Dargestellt am Beispiel Bochums. – LÖLF-Mitt. **5** (3): 63 - 69

FRESE, H. (1980): Die Kleingewässeraktion des Regierungspräsidenten Münster. Ein Modellversuch der Zusammenarbeit zwischen Grundeigentümern, ehrenamtlichem Naturschutz und Landschaftsbehörden. – LÖLF-Mitt. **5** (4): 120 - 123.

ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN IN NORDRHEIN-WESTAFLEN (1993): Herpetofauna NRW 2000. – LÖLF-Mitt. **18** (4): 48 - 53.

GEIGER, A., STEVEN, M., GLANDT, D., KRONSHAGE, A. & M. SCHWARTZE (2000): Laubfroschschutz im Münsterland. Das Kooperationsprojekt „Ein König sucht sein Reich“ im Artenschutzprogramm NRW. – LÖBF-Mitt. **25** (4): 16 - 34

GESSNER, F. (1932): Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer in ihrer Beziehung zur Pflanzenassimilation. – Arch. Hydrobiol. **24**: 590 - 602

GLANDT, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern. – Natur u. Landschaft **64** (1): 9 - 13

GLANDT, D. (1993): Situation, Pflege und Neuanlage kleiner Stillgewässer im Flachland Nordwestdeutschlands. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz **4**: 49 - 60.

GLANDT, D. (2004): Der Laubfrosch – Ein König sucht sein Reich. – Zeitschrift für Feldherpetologie Beih. **8**: 1 - 128

GÖDDE, M., W. SCHWÖPPE & H. TERLUTTER (Hrsg.)(1993): Feuchtwiesenschutz im westlichen Münsterland. Das Naturschutzgebiet Ellewicker Feld. – Vreden (Biol. Station Zwillbrock)

GOLLMANN, B. & G. GOLLMANN (2002): Die Gelbbauchunke – von der Suhle zur Radspur. – Zeitschrift f. Feldherpetologie, Beih. **4**: 1 - 135

GRAUVOGEL, M., SCHWAB, U., BRÄU, M. & W. GEIßNER (1994): Lebensraumtyp Stehende Kleingewässer. – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.8. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (StMLU) und BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) (Hrsg.), 233 S. München

HAARMANN, K. (1976): Europäische Feuchtgebietskampagne 1976. – Natur u. Landschaft **51** (1): 11 - 14

HAARMANN, K. (1977a): Europäische Feuchtgebietskampagne 1976/1977. Übersicht über die Aktionen und deren Ergebnisse. – Natur u. Landschaft **52** (6): 159 - 162

HAARMANN, K. (1977b): Kleingewässer benötigen dringend Hilfe. – Natur u. Landschaft **52** (11): 315 - 317

HACKENBERG, E. (1940). Der Dorfteich. – In: Seen, Weiher und Teiche in der Rheinprovinz. – Rheinische Heimatpflege 12 (1/2): 79 - 84

HARTWIG, O. (2005): Kleingewässer als Objekte der Naturschutzdidaktik. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 241 - 248

HAURÖDER, A. (1992): Stadtökologische Aspekte der Biotoppflege- und Entwicklungsplanung im Ballungsraum NRW. – LÖLF-Jahresber. 1991: 71 - 73

HÜBNER, T., PARDEY, A., SCHIFFGENS, T. & K. TARA (2000): Das Gewässerauenprogramm Nordrhein-Westfalen. – Angewandte Landschaftsökologie (Bonn) **37**: 287 - 290

IKEMEYER, D. & C. KOSANETZKY (1998): Laubfroschvorkommen im Nordkreis Borken. – LÖBF-Mitt. **23** (3): 90 - 94.

JALETZKE, M. & B. WALTER (2005): Zur Flora, Vegetation und Fauna von Karpfenzuchtanlagen in Westfalen. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 75 - 90

KAPLAN, K. (1999): Ausdauernde Samenbanken – eine Chance für die Entwicklung nährstoffarmer Feuchtbiotope. – Beiträge zur Landespflege (Münster, LWL) Heft **15**: 73 - 84

KAPLAN, K. & T. MUER (1990): Beobachtungen zum Diasporenreservoir im Bereich ehemaliger Heideweiher. – Flor. Rundbr. **24**: 38 - 45

KREUZER, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **10** (3): 359 - 572

LAWA [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER] (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. – Empfehlungen oberirdische Gewässer. 74 S. Schwerin, (Kulturbuch-Verlage, Berlin)

LENZ, F. (1928): Einführung in die Biologie der Süßwasserseen. Biologische Studienbücher, Band **9**, Berlin

LINDEMANN, D. (2000): Erfassung und Charakteristik von Stillgewässern in einem ausgewählten Landschaftsausschnitt der Westfälischen Bucht auf hauptsächlich floristisch-vegetationskundlicher Grundlage als Beitrag zum Biotopmonitoring des Landes Nordrhein-Westfalen. – Diplomarbeit Westf. Wilhelms-Univ. Münster. 88 S. u. Anhang. Münster

LÖBF [LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW] (2005a): Aktuelle Anleitung zur Biotopkartierung NW. (unter www.loebf.nrw.de). Recklinghausen

LÖBF [LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW] (2005b): Kartieranleitung § 62-Biotope. (unter www.loebf.nrw.de). Recklinghausen

LÖBF [LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW] (2005c): Kartieranleitung NATURA 2000. (unter www.loebf.nrw.de). Recklinghausen

LÖBF [LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW, Hrsg] (2005d). Natur und Landschaft in Nordrhein-Westfalen 2005. – LÖBF-Mitt. **30** (4). – Recklinghausen (im Druck)

LÖBF & LANAPLAN (2000): Literaturstudie zur Fauna von Heideweihern in der Westfälischen Bucht und angrenzenden Naturräumen. – Unveröff. Gutachten. 125 S. Recklinghausen / Nettetal.

LOOS, W. (1980): Amphibien- und Kleingewässer in der Stadt Kamen, Kreis Unna. – LÖLF-Mitt. **5** (4): 118 - 119

LOOS, W. (1985): Die Kleingewässer der Stadt Kamen in historischer Sicht. – Natur- u. Landschaftskunde **21**: 8 - 10

LOSKE, R. (1983): Zur Situation der Kleingewässer und ihrer Amphibien im Gebiet der Stadt Lippstadt. – Natur u. Heimat **43** (4): 97 - 113

MICHELS, C. (1999): Stand der Maßnahmenumsetzung im Feuchtwiesenschutzprogramm und biologische Wirkungen am Beispiel des NSG „Dingdener Heide“. – LÖBF-Mitt. **24** (3): 27 - 33

MITTMANN, R. (1993): Die faunistische Bedeutung wassergefüllter Bombentrichter am Niederrhein. – In: GLANDT, D. (Red.): Mitteleuropäische Kleingewässer. Ökologie, Schutz, Management. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz **4**: 119 - 127

MÜLLER-LIEBENAU, I. (1956): Die Besiedlung der *Potamogeton*-Zone ostholsteinischer Seen. – Arch. Hydrobiol. **52** (4): 470 - 606

MUMMENHOFF, K. E. (1968): Wasserburgen in Westfalen. München (Dt. Kunstverlag) 3. Aufl.

MUNLV [MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW, Hrsg.] (2004): Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie. Beeinträchtigungen, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen sowie Bewertung von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen. – 170 S. Düsseldorf.

MURL [MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW] (1993): Pressemitteilung 26.03.1993 zu den Erfolgen des Kleingewässerprogramms NRW. Düsseldorf.

OLTHOFF & IKEMEYER (2002): Vorkommen von Libellen und Heuschrecken in Feuchtwiesen. Untersuchungen in ausgewählten Schutzgebieten im Kreis Borken. – LÖBF-Mitt. **27** (1): 24 - 30

PARDEY, A. (1992): Vegetationsentwicklung kleinflächiger Sekundärgewässer. – Dissertationes Botanicae **195**: 1 - 178

PARDEY, A. (1993a): Die Berücksichtigung der langfristigen Vegetationsentwicklung in neu geschaffenen Kleingewässern für ein Gewässerschutzkonzept. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz **4**: 129 - 137

PARDEY, A. (1993b): Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen an Kleingewässern in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz **4**: 139 - 144

PARDEY, A. (1994a): Entwicklung der Flora, Vegetation und Standortverhältnisse eines Artenschutzgewässers südöstlich von Warendorf. – Decheniana (Bonn) **147**: 63 - 79

PARDEY, A. (1994b): Effizienz von Kleingewässer-Neuanlagen im Hinblick auf Aspekte des Biotop- und Pflanzenartenschutzes. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **14** (2): 61 - 84

PARDEY, A. (1996): Artenschutzgewässer in der Westfälischen Bucht. Darstellung ihrer Vegetationsentwicklung und Schutzeffizienz als Ergebnis einer nach fünf Jahren durchgeführten Wiederholungskartierung (1989-1994). – Decheniana (Bonn) **149**: 21 - 33

PARDEY, A., CONZE, K.-J., RAUERS, H. & M. SCHWARTZE (2005): Flora, Vegetation und Fauna ausgewählter Kleingewässer in der Westfälischen Bucht. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 163 - 190

PESTA, O. (1936): Kleingewässerstudien in den Ostalpen. – Arch. f. Hydrobiol. **24**: 296 - 345

PETRAK, M. (2000): Kleingewässer – Kleinode für jedes Revier. – Rheinisch-Westfälischer Jäger 12/2000: 45 - 47

PICHLER, W. (1939): Unsere derzeitige Kenntnis von der Thermik kleiner Gewässer. Thermische Kleingewässertypen. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. **38**: 231 - 242

PICHLER, W. (1945): Zur Terminologie der Kleingewässer. – Arch. Hydrobiol. **41**: 415 - 420

POSCHLOD, P. (1993): „Underground floristics“ – keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. – Natur u. Landschaft **68** (4): 155 - 159

POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. – Verh. Ges. Ökol. 13: 111 - 119.

POTT, R. & D. REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes. – Stuttgart (Ulmer)

RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (1994): Floristische Untersuchungen von Artenschutzgewässern im Kreis Minden-Lübbecke. – LÖLF-Jahresbericht 1993: 58 - 59

RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (2005): Zur floristischen Bedeutung und Entwicklung von Artenschutzgewässern in Nordrhein-Westfalen. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 91 - 112

REHAGE, H.-O. (1979): Die Senkungsgebiete des westfälischen Industriereviers. – In: PEITZMEIER, J.: Avifauna von Westfalen. 2. Aufl. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster **41** (3/4): 119 - 125

RIECKEN, U., RIES, U. & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **41**: 1 - 184

RUNGE, F. (1978): Schwankungen in der Vegetation in nordwestdeutschen Moorkolken II. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover **121**: 29 - 34

SCHALL, O. (1985): Die Kalk-Schlammteiche in Nordrhein-Westfalen – Flora, Vegetation und Bedeutung für den Naturschutz. – Decheniana (Bonn) **138**: 38 - 59

SCHLÜPMANN, M. (1981): Kartierung von Tümpeln, Teichen und Weihern im Märkischen Kreis. – Der Märker **30** (6): 172 - 174

SCHLÜPMANN, M. (1982): Kleingewässerkartierung im Märkischen Kreis. – Hohenlimburger Heimatbl. d. Raum Hagen **43** (8): 145 - 156

SCHLÜPMANN, M. (1992a): Libellenvorkommen in und an stehenden Kleingewässern in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur. – Verh. Westdeutscher Entomologentag 1990: 307 - 320

SCHLÜPMANN, M. (1992b): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. – In: EIKHORST, R. (Hrsg.) Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. (Verl. f. Ökologie u. Faunistik): 149 - 176

SCHLÜPMANN, M. (1993): Hydrochemische Untersuchungen an stehenden Kleingewässern des Hagener Raumes. – Metelener Schriftenreihe f. Naturschutz **4**: 149 - 162

SCHLÜPMANN, M. (1996): Die Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Nordrhein-Westfalen. – Naturschutzreport **11**: 113 - 130

SCHLÜPMANN, M. (2003): Entstehung, Nutzung, Typologie, Temperaturverhältnisse und Hydrochemie stehender Kleingewässer im Raum Hagen. – Dortmunder Beitr. Landeskde. **36/37**: 55 - 112

SCHLÜPMANN, M., R. FELDMANN & A. BELZ (2005): Stehende Kleingewässer im Südwestfälischen Bergland – Charakteristik und Fauna am Beispiel der Libellen und der Wirbeltiere. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **67** (3): 201 - 222

SCHMIDT, E. (1996): Ökosystem See. Der Uferbereich des Sees. 5. Auflage. – Wiesbaden.

SOLGA, A. (2001): Regenrückhaltebecken – Verkannte Lebensräume seltener und gefährdeter Moosarten. – Natur u. Landschaft **76** (1): 23 - 25

STANGIER, U. (1988): Kleingewässerrückgang im westlichen Münsterland und heutige potentielle Vernetzung der Amphibienpopulationen. – Jahrb. f. Feldherpetologie Beih. **1**: 117 - 128

STEEGER, A. (1940): Die Entstehung der niederrheinischen Seen und Teiche. – In: Seen, Weiher und Teiche in der Rheinprovinz. – Rheinische Heimatpflege **12** (1/2): 34 - 46

TENBERGEN, B. (2005): Anthropogen entstandene Kleingewässer: Zur kulturhistorischen und ökologischen Bedeutung kleinflächiger Stillgewässer und ihres Umfeldes. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 43 - 74

TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. – Münster (Westf. Mus. Naturk.).

TERLUTTER, H. (2005): Erdfälle – Entstehung und Entwicklung natürlicher Kleingewässer im nördlichen Kreis Steinfurt. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. **67** (3): 153 - 162

THIENEMANN, A. (1926): Die Binnengewässer Mitteleuropas: Eine limnologische Einführung. – Die Binnengewässer, Band **1**. Stuttgart (Schweizerbart) 255 S.

THIENEMANN, A. (1940): Die begriffliche Unterscheidung zwischen See, Weiher, Teich. – In: Seen, Weiher und Teiche in der Rheinprovinz. – Rheinische Heimatpflege **12** (1/2): 6 - 9

VAHLE, H.-C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. – Natur u. Landschaft **70** (7): 295 - 301

VERBÜCHELN, G., SCHULTE, G. & R. WOLFF-STRAUB (1999): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenr. **17**: 37 - 56

WEBER, P. & W. BOCKHOLT (1993): Gräftensiedlungen im Münsterland. Wandel und Beharrung einer regionaltypischen Siedlungsform. – Spieker, Landeskdl. Ber. **36**: 75 - 95

WEIMANN, R. (1942): Zur Gliederung und Dynamik der Flachgewässer. – Arch. Hydrobiol. **38**: 481 - 524

WEIßENBORN, R. (1980): Die Situation der Kleingewässer im Kreis Borken aus der Sicht des ehrenamtlichen Naturschutzes. – LÖLF-Mitt. **5** (4): 124

WIEGLEB, G. (1980): Kleingewässer-Erläuterungen und Definitionen. – Inf. Natursch. Landschaftspfl. **2**: 82 - 92

WILDEMAN, T. (1940): Mühlenteiche. – In: Seen, Weiher und Teiche in der Rheinprovinz. – Rheinische Heimatpflege **12** (1/2): 74 - 78

WILLIGALLA, C., MENKE, N. & A. KRONSHAGE (2003): Naturschutzbedeutung von Regenrückhaltebecken. Dargestellt am Beispiel der Libellen in Münster/Westfalen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **35** (3): 83 - 89

WISSKIRCHEN, R. (1986): Über die Vegetation in den Klärpoldern der rheinischen Zuckerfabriken. – Decheniana (Bonn) **139**: 13 - 37

Anschriften der Verfasser:

Dr. Andreas Pardey
Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW
Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
E-mail: andreas.pardey@loebf.nrw.de

Dr. Karl-Heinz Christmann
Landesumweltamt NRW
Wallneyer Straße 6
45133 Essen
E-mail: karl-heinz.christmann@lua.nrw.de

Prof. Dr. Reiner Feldmann
Pfarrer-Wiggen-Straße 22
58710 Menden
E-mail: reiner.feldmann@t-online.de

Dr. Dieter Glandt
Akazienstraße 54a
48607 Ochtrup
E-mail: dub.glandt@t-online.de

Martin Schlüpmann
Biologische Station Westliches Ruhrgebiet
Ripshorster Str. 306
46117 Oberhausen
E-mail: martin.schluepmann@bswr.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: 67_3_2005

Autor(en)/Author(s): Pardey Andreas, Christmann Karl-Heinz, Feldmann Reiner, Glandt Dieter, Schlüpmann Martin

Artikel/Article: Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele 9-42