

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Libellen-Zönosen von sechs Kleingewässern im Münsterland

RAINER RUDOLPH, Münster

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
1. Einleitung	4
2. Methoden	5
3. Die Lebensräume	6
3.1 NSG Hanfteich	6
3.2 ND Ententeich	7
3.3 Wiesentümpel	8
3.4 NSG Huronensee	9
3.5 Gertrudensee	10
3.6 Felixsee	10
4. Wasserchemismus	10
5. Die Libellen-Zönosen	15
5.1 Hanfteich	15
5.2 Ententeich	17
5.3 Wiesentümpel	19
5.4 Huronensee und Gertrudensee	20
5.5 Felixsee	21
6. Diskussion	22
7. Literatur	26

Zusammenfassung

An 6 Kleingewässern in der Nähe von Münster wurden die Libellen-Zönosen über etwa 10 Jahre beobachtet. Artenzahl und Abundanzen in einer Zönose hingen vor allem vom Vegetationscharakter und der Konstanz der Wasserführung ab, aber auch von Wasserchemismus, Gewässermorphologie und Größe und Alter des Gewässers. Diese ökologischen Faktoren werden für alle Biotope ausführlich beschrieben. In einem ausgeprägt astatischen und dicht mit *Juncus* überwachsenen Weiher dominierte *Lestes dryas* als Spezialist vor nur 2 anderen biotopeigenen

Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-ökologische Landesforschung (17).
Mit finanzieller Unterstützung durch die Arbeitsgemeinschaft.

Arten. An einem perennierenden Bombenloch-Tümpel zeigten sich nur ausnahmsweise Imagines von Anisopteren, ausgenommen *Anax imperator*, während in der Larven-Zönose etliche Arten in relativ großer Abundanz vorhanden waren. Ein Baggersee mit spärlicher Vegetation war nach 10 Jahren erst von 3 euryöken Arten besiedelt. Erstmaliges mehrmonatiges Trockenfallen eines Weihers führte zum Verlust von *Pyrrhosoma nymphula* aus einer reichen Zönose. Für 2 Gewässer ließen sich aufgrund alter Berichte die Veränderung des Biotopcharakters über mehrere Jahrzehnte und davon abhängig eine Dezimierung der Libellen-Zönose beschreiben.

Abstract

The dragonfly cenoses of 6 small pools near Münster, Westfalia, GFR, were recorded for about 10 years. Species number and abundances were closely in relation with kind and quantity of vegetation and with fluctuations of water level as well as with water chemism, age and dimensions of the pools. These ecological factors are described in detail for each pool. Among only 3 species continuously inhabiting a strongly astatic bog overgrown with *Juncus*, *Lestes dryas* dominated by far. At a bomb hole with constant water level, imagines of Anisoptera, except for *Anax imperator*, were almost never seen, though quite a few larvae of several anisopterous species were regularly found. Only 3 eurytopic species inhabited a 10 years old lake in a sand pit with sparse vegetation. The first drying up of a certain pool for several months caused the extinction of *Pyrrhosoma nymphula* from a flourishing cenosis. Referring to old data, a decrease of species number and abundance in the dragonfly cenoses at 2 pools could be correlated with certain long-term alterations of vegetation and water chemism of these pools.

1. Einleitung

Für einige herausragende Biotope im nordwestfälischen Raum, überwiegend Naturschutzgebiete, ist die Faunistik der Ordnung Odonata recht gut bekannt, wengleich der größere Teil der in der Zusammenstellung von GRIES & OONK (1975) gesammelten Daten ziemlich alt ist und nur in wenigen Fällen den rezenten Zustand an den Fundpunkten wiedergibt. An einer Reihe bisher nicht bearbeiteter Biotope und zwei faunistisch bereits bekannten Gewässern des Münsterlandes wurde während mehrerer Jahre die Libellenfauna aufgenommen. Das Ziel war, eine Bestandsaufnahme der rezenten Libellen-Zönosen an ökologisch unterschiedlichen Gewässern zu liefern, die verschiedenartige Zusammensetzung der Zönosen wenn möglich mit biotischen und abiotischen Faktoren der Biotope zu korrelieren und die langzeitlichen Veränderungen der Libellen-Zönosen in einigen Lebensräumen zu erfassen und zu begründen.

Auch bei Libellen bemerkt man großräumig einen so erschreckenden Rückgang der Arten, daß man selbst für diese Insektengruppe „Rote Listen“ erstellen mußte (PRETSCHER 1977; E. SCHMIDT 1977). Nur für wenige Libellenarten können wir bisher das Verschwinden ausreichend sicher mit der Veränderung gewisser Monotopfaktoren (z. B. pH-Wert des Wassers bei acidobionten Libellenlarven) begründen, doch führt allein die zunehmende Vernichtung von Kleingewässern zu einer stetigen Reduktion der Libellen. Überwiegend sind auch die bei GRIES & OONK (1975) genannten Libellenfundpunkte im Münsterland durch Meliorationsmaßnahmen in der Landschaft vernichtet worden oder haben ihren Charakter so verändert, daß die Libellenfauna nachteilig beeinflusst wurde. Es ist in diesem Zusammenhang bemerkenswert, wenn bereits R. SCHMIDT (1924) den Rückgang der Libellen namentlich auf der Coerheide bei Münster beklagt und die Angaben KOLBE's (1886) zu großer Häufigkeit der Arten mit der Bemerkung „gewesen!“ abschwächt.

2. Methoden

Die vorliegende Arbeit gibt die Ergebnisse der Untersuchung von sechs stehenden Kleingewässern in der Nähe von Münster wieder. Es handelt sich um das NSG Hanfteich, das NSG Huronensee, das ND Ententeich bei Gelmer, den Gertrudensee, den Felixsee bei Greven und einen kleinen Wiesentümpel bei Münster-Gievenbeck. Diese Biotope wurden bewußt im Hinblick auf ihre Unterschiede in Größe, Alter, Vegetationscharakter und Wasserchemismus ausgewählt. Dabei blieb ein Hochmoorbiotop ausgeschlossen. Nur für das NSG Hanfteich und das NSG Huronensee liegen faunistische Angaben der bekannten alten Beobachter der westfälischen Libellenfauna vor. Diese Beobachtungen enden gegen 1940 und sind bei GRIES & OONK (1975) gesammelt. Für beide Gebiete sind ebenfalls alte floristische Beschreibungen vorhanden (WEMER 1905; GRAEBNER 1925; KAJA 1951). Mit Hilfe dieser alten Daten läßt sich die Genese der rezenten Libellen-Zönosen gut darstellen.

Grundlage dieser Arbeit sind Fänge und Beobachtungen von Imagines und Larven aus den Jahren 1965—1969 und 1972—1978 am Hanfteich, am Huronensee und am Ententeich, bzw. aus den Jahren 1973—1978 am Gertrudensee und dem Wiesentümpel und von 1975—1978 am Felixsee. Von 1975—1977 suchte ich die sechs Gewässer in der Zeit von Mitte April bis Ende August mit wenigen Ausnahmen mindestens einmal wöchentlich auf, im September und Oktober weniger oft. Im Sommer 1978 fanden die Besuche in etwa dreiwöchentlichem Abstand statt. In der Tabelle 2 sind sämtliche dabei festgestellten Libellenarten aufgeführt. Die Tabelle wird ergänzt durch Angaben für den Hanfteich vor 1965 aus RUNGE (1961) und GRIES & OONK (1975). Die in der Tabelle benutzten Zahlen 1—6 symbolisieren die durchschnittliche Abundanz, die hier nach der langen Beobachtungszeit relativ sicher angegeben werden kann.

Charakteristisch für eine Libellen-Zönose ist nicht nur das Spektrum biotop-eigener Arten, sondern auch die von den Arten erreichte Abundanz. Hierbei werden Abundanzen nicht im Vergleich der Arten eines Biotops ermittelt, sondern im Vergleich der Abundanzen derselben Art in vielen Biotopen.

Biotopeigen sind Arten, die von ihrer durchschnittlichen Abundanz her optimal oder suboptimal vertreten sind. Da den Larven mit ihrem zum Teil mehrjährigen Wasserleben der größere Teil bei der Biotopbindung der Libellen zukommt, können nur solche Arten, die ihre Entwicklung im Gebiet durchlaufen haben und nicht nur in großer Zahl zugeflogen sind, als biotopeigen den Gästen gegenübergestellt werden. Entwicklung im Gebiet gilt jeweils nach beobachteter Eiablage und Funden von Larven, Exuvien oder subadulten Imagines als gesichert. Biotop-eigen kann eine Art also auch dann sein, wenn nur Larven oder Exuvien in ausreichend großer Zahl gefunden werden. TEYROVSKY (1977) geht hier ebenso weit und will die Biotopbindung sogar ausschließlich auf die Larven bezogen wissen. Solchen biotopeigenen Arten werden in der Tabelle 2 entsprechend ihrer Abundanz die Zahlen 4—6 zugeordnet. Als nicht biotopeigene Gäste werden Arten mit sehr geringer Abundanz angesehen, selbst wenn sie sich gelegentlich im Gebiet entwickeln. Auch einzelne Larvenfunde werden hierher gerechnet. Gäste werden mit den Zahlen 1—3 entsprechend der Aufschlüsselung in der Legende zu Tabelle 2 gekennzeichnet. Ich begnüge mich mit grober subjektiver Schätzung der Abundanzen der Imagines. Larvenfänge und Exuvien wurden zwar auch immer gezählt, gehen aber nur am Wiesentümpel in die Abundanzangaben der Tabelle 2 ein.

3. Lebensräume

Die Beobachtung lehrt, daß eine Zönose von Libellenimagines entscheidend vom Aspekt der Ufervegetation und der Physiognomie des Ufers bestimmt wird. JACOB (1969) spricht von „psychologischen“ Mechanismen, die eine Libelle veranlassen, sich in der visuell wahrgenommenen Umwelt an einem von der Struktur her zusagenden Ort anzusiedeln. Ferner wird man den auf die Larven einwirkenden Wasserchemismus als limitierenden Faktor für die Ansiedlung von Libellen ansehen wollen. Bezeichnenderweise sind aber bisher nur einige als typhobiont oder acidobiont beschriebene Arten unter diesem Aspekt relativ leicht ökologisch klassifizierbar. Der entsprechende Biotop bleibt hier jedoch unberücksichtigt.

Mit dem Vegetationszustand und dem Wasserchemismus sind die in dieser Arbeit gesetzten Schwerpunkte genannt. Vegetationszustand und Wasserchemismus hängen von Alter, Größe und geologischen Gegebenheiten des Biotopes ab. Hanfteich, Ententeich und Huronensee existierten bereits vor 1842 (vgl. entsprechende Karten des „Preussischen Topographischen Bureaus“ von 1842). Es handelte sich um natürliche Heideweier auf Sand- bzw. Lehmgrund (Huronensee). Der Huronensee wurde allerdings um 1900 auf etwa 1,5 m Tiefe ausgebaggert, um Lehm für den Bau des unmittelbar benachbarten Dortmund-Ems-Kanales zu gewinnen. Der Gertrudensee entstand durch Sandabbau vor etwa 70 Jahren, während der auf Lehmboden liegende Wiesentümpel bei Münster-Gievenbeck erst etwa 33 Jahre alt ist und der Felixsee — ebenfalls durch Sandabbau — von 1963—1965 entstand.

Wasser- und Lufttemperaturen in den verschiedenen Biotopen wurden nicht berücksichtigt. Da die wenigen kaltstenothermen Libellenarten gleichzeitig rheobiont sind, ist ihr Vorkommen von vornherein ausgeschlossen. Alle Gewässer sind wenigstens im Uferbereich seicht und sonnenexponiert, so daß man die an Kleingewässern typische große Temperaturamplitude erwarten kann, die bei Besonnung durch einen Temperaturüberschuß des Wassers gegenüber der Luft gekennzeichnet ist (PICHLER 1939) und nur eurythermen Arten ein Auskommen gestattet. Wenn auch der Huronensee und der Gertrudensee von hochwüchsigen Bäumen umgeben sind, so wird doch der größte Teil der Ufer von der Sonne bestrichen. Wahrscheinlich stehen die hier untersuchten Biotope klimatisch nicht ungünstiger da als z. B. ein so geschützter Lebensraum wie das tiefliegende Gewässer im NSG Steinbruch Vellern, in dem die Zygoptere *Lestes barbarus* lebt (RUDOLPH 1976), die nach der gängigen Klassifikation von ST. QUENTIN (1960) als mediterrane und vorwiegend an xerothermen Orten auftauchende Art angesehen wird. Auch an den hier untersuchten Gewässern leben zahlreiche „mediterrane“ Arten. Ihr Zahlenverhältnis zu den übrigen Arten ist etwa ausgewogen.

3.1 NSG Hanfteich (Lagebeschreibung unter Nr. 286 bei ANT & ENGELKE 1973)

Nach REICHLING (1929) seit 1928 geschützter Rest (etwa 30 x 60 m) eines Heidewehers ohne Zufluß und Abfluß, der infolge künstlicher Absenkung des Grundwassers heute vollkommen mit *Juncus effusus* überwachsen ist. Wasserstand höchstens 30 cm; trocknet regelmäßig etwa im August aus. Im Jahr 1976 war der Weiher bereits um Anfang Juli völlig ausgetrocknet. Nur in nassen Jahren (z. B. 1977, 1978) bleibt an der tiefsten Stelle eine kleine Lache erhalten, wo *Typha latifolia* einen kleinen Bestand bildet. Im *Juncus*-Dickicht sind *Hydrocotyle vulgaris* und *Hypericum elodes* reichlich vorhanden, daneben einzelne

Lysimachia vulgaris. Neben *Juncus effusus* wird der gesamte wasserführende Bereich im Frühjahr von einem dicht wuchernden Flutrasen aus *Alopecurus aequalis* eingenommen. *Utricularia vulgaris* ist zahlreich, während andere Hydrophyten und auch *Phragmites communis* fehlen.

Noch 1951 hatte das Vegetationsbild einen gänzlich anderen Charakter (KAJA 1951): Die Wasserfläche war bedeutend ausgedehnter, dabei auch stellenweise 70 cm tief, und enthielt auch Schwimmblattpflanzen wie *Potamogeton natans*, *Polygonum amphibium*, *Echinodorus ranunculoides*, *Alisma plantago-aquatica* und flutende Moose wie *Sphagnum cuspidatum* und *Drepanocladus fluitans*. Große Flächen der Ufer waren mit *Eriophorum angustifolium*, *Hypericum elodes* und *Littorella uniflora* bedeckt. Dazwischen fand sich *Eleocharis multicaulis*, während der Bestand an *Juncus effusus* damals stark zurücktrat. Diese reichhaltige Vegetation, von der heute nur noch *Juncus*, *Hydrocotyle* und *Hypericum* existieren, bot beste Lebensbedingungen für viele Libellenarten. Innerhalb kurzer Zeit hat sich also ein drastischer Wandel im Vegetationsbild vollzogen. Im ganzen war der Weiher bereits 1965 im heutigen Zustand, wenn er auch damals noch nicht so regelmäßig austrocknete. Der Weiher ist gesäumt von *Salix cinerea*, *Alnus glutinosa* und *Myrica gale*, die ihn von einem Querceto-Betuletum, von Kiefernforst und Weide- und Ackerland abgrenzen.

Unmittelbar am Wasser ist der Vegetationscharakter heute also recht eintönig. Als Substrat für die endophytische Eiablage von Coenagrionidae und Aeshnidae stehen nur *Juncus* und *Typha* zur Verfügung. Die Weiden und Erlen am Ufer könnten allerdings Eiablageplatz von *Chalcolestes viridis* sein.

Das Wasser beherbergt reichlich Copepoden und Cladoceren. Regelmäßig leben hier die Larven der Trichoptere *Limnephilus flavicornis* in außergewöhnlich großen Mengen, während andere Hexapoden im Wasser nur wenig vertreten sind. Wassermollusken fehlen völlig. Immer laicht *Rana esculenta* hier, und auch *Hyla arborea* wurde in vielen Jahren gehört oder gesehen.

3.2 ND Ententeich (TK 25 Nr. 3912 Westbevern; Rechts 11650, Hoch 68200)

Seit 1926 Naturdenkmal. Rundlicher Weiher von etwa 2 400 m² Wasserfläche auf Sandboden, umgeben von Viehweiden und Ackerflächen. Wasserstand in der Mitte etwa 1 m. Wegen der Lage in einer leichten Senke ist Düngesalzein-spülung aus den Weiden zu erwarten. Vieh kann nicht an das Wasser gelangen, so daß die Ufervegetation vor Trittschaden geschützt und das Wasser nicht der direkten Düngung durch Exkrememente ausgesetzt ist. Während der Trockenperiode im Sommer 1976 wurde die Dicke der auf dem Sand liegenden feuchten Schlamm-schicht mit nur 15 cm gemessen. Nach Norden grenzt unmittelbar ein Querceto-Betuletum alnetosum mit *Betula pubescens* an. Die übrigen Ufer laufen seicht aus und sind lückenlos von einem schmalen Frangulo-Salicetum gesäumt, das auch reichlich *Hydrocotyle vulgaris* und stellenweise *Solanum dulcamara* enthält, daneben auch *Phragmites communis* und *Epilobium* spec.. Nur am östlichen Ufer liegt wasserseitig davor ein etwa 15 m breiter Flachmoorstreifen als typische Ver-landungszone. Hier wächst ein lockeres Scirpo-Phragmitetum mit *Phragmites communis*, *Typha latifolia* und *T. angustifolia* als gleichanteiligen Bestandsbild-nern, durchsetzt von reichlich *Comarum palustre* als Charakterart solcher eutro-pher Flachmoore, einzelnen *Hottonia palustris* und *Sparganium erectum*, etwas *Oenanthe aquatica*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Solanum dulcamara*, *Juncus effusus* und am wasserseitigen Rand *Carex pseudo-*

cyperus. Dem Röhricht im flachen Wasser vorgelagert ist als Facies eines Oenanthro-Rorippietum amphibiae ein kleiner Bestand von *Rorippa amphibia*. *Oenanthe aquatica* bewächst gleichmäßig dicht den Weiherboden außer in der Mitte und bildet am Westufer ein emers wachsendes Dickicht. Ferner ist ein Bestand von *Ranunculus aquatilis* vorhanden. Die weitere Hydrophytenvegetation wird durch viel *Riccia fluitans*, etwas *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* repräsentiert. *Lemna minor* ist in geringer Menge zwischen der Ufervegetation vorhanden. Insgesamt bietet die Vegetation dieses Weihers auf engem Raum ein sehr abwechslungsreiches Bild.

Nach einigen heißen Sommern trocknete der Weiher erstmals gegen Ende Juli des sehr niederschlagsarmen Sommers 1976 vollständig aus und füllte sich erst ab Januar 1977 allmählich wieder. Das Oenanthro-Rorippietum kam 1976 nicht zur Entwicklung, da der Weiher zu früh austrocknete. Damit entfiel *Oenanthe aquatica* als Eiablagepflanze für *Lestes sponsa*, die sonst fast ausschließlich benutzt wurde. Zum Frühjahr 1977 siedelte sich ein *Alopecuretum aequalis* auf dem Weiherboden an. Der Flachmoorstreifen wurde 1977 viel dichter als sonst von *Phragmites* und *Typha* überwachsen. Trotz reichlichen Niederschlages betrug im Sommer 1977 der Wasserstand nur noch etwa 60 cm. Im Oktober/November 1977 legte man in etwa 40 m Entfernung einen 2 m tiefen Entwässerungsgraben an, worauf der Wasserstand bis Ende Dezember 1977 auf etwa 35 cm fiel. Um diese Zeit hatte sich bereits ein dichtes *Alopecuretum* entwickelt. *Oenanthe aquatica* war bis auf einzelne kleine submerse Exemplare verschwunden, nachdem diese Pflanze auch im Sommer 1977 gegenüber früheren Jahren nur gering zur Entwicklung gekommen war. Dafür hatte *Hottonia palustris* sich im gegenüber früheren Jahren viel seichteren Wasser stark ausgebreitet, und auch *Callitriche spec.* hatte sich angesiedelt. Wahrscheinlich dürfte der Weiher nach der Wasserabsenkung in Zukunft leichter austrocknen, so daß der Verlandungsprozeß dieses etwa 150 Jahre alten Gewässers in wenigen Jahren abgeschlossen sein wird.

Der Weiher enthält eine außerordentlich reiche Arthropodenfauna. Das Nahrungsangebot für Libellenlarven ist also sicher nicht begrenzt. Der Reichtum an Insekten über dem Wasser zieht ständig große Mengen von Schwalben an. Wassermollusken treten phänologisch stark zurück; von allen fällt nur *Planorbarius corneus* auf. Bemerkenswerterweise leben hier keine Fische, wohl aber laichen *Rana esculenta* und — im Jahre 1977 besonders zahlreich — *Hyla arborea* hier.

3.3 Wiesentümpel (TK 25 Nr. 4011 Münster; Rechts 99500, Hoch 62320)

Kleinster der untersuchten Biotope. Frei in den Viehweiden gelegenes Gewässer, etwa 10 m im Durchmesser; wahrscheinlich ein Bombentrichter mit den für diesen Gewässertyp bezeichnenden Steilufeln und großer Tiefe, die ihn zu einem sicher perennierenden Gewässer macht. Durch Zaun gesichert, so daß das Wasser nicht der direkten Düngung durch Exkremeute ausgesetzt ist und die Ufervegetation nicht durch Viehtritt zerstört wird. Etwa die Hälfte des Ufers ist mit *Juncus effusus* bewachsen. Einige wenige *Iris pseudacorus* und *Typha latifolia* bilden eine kleine Gruppe, zahlreiche *Sparganium erectum* und einige *Alisma plantago-aquatica* finden sich am Ufer, dessen Aspekt sonst von kleinwüchsigen Kräutern wie *Galium palustre*, *Rumex spec.*, *Myosotis palustris* und Süßgräsern, aber auch *Carex pseudocyperus*, bestimmt wird, die bis in das Wasser wachsen. Schilfrohr fehlt gänzlich. Ein etwa 1,5 m breiter Gürtel von *Potamogeton natans* ist dem gesamten Ufer vorgelagert, und ein zentraler Teil der Wasserfläche wird

von *Ranunculus trichophyllos* eingenommen. Außerdem ist noch *Myriophyllum spicatum* vorhanden, aber *Lemna*-Arten fehlen. Weder Bäume noch Sträucher wachsen am Wasser oder in Ufernähe. Damit formt die Vegetation dieses Gewässers auf engem Raum zwei Habitattypen, die von *Juncus effusus* am Ufer und dem Schwimmblattgürtel bestimmt werden.

Einige Rotfedern leben ständig in diesem Gewässer, in dem auch manchmal *Rana esculenta* laicht. Ephemeroptera und *Sialis spec.* kommen in mäßiger Anzahl, Trichoptera dagegen überhaupt nicht vor. *Lymnaea stagnalis* ist als einzige vorhandene Wasserschnecke außerordentlich zahlreich. Chironomidae, Culicidae und Psychodidae sind ebenfalls häufig.

3.4 NSG Huronensee (Nr. 290 bei ANT & ENGELKE 1973)

Das nach REICHLING (1929) seit 1912 geschützte Gebiet umfaßt zwei unmittelbar benachbarte Weiher ohne Zufluß und Abfluß, den Blauen See und den Huronensee, von zusammen etwa 12 Morgen Wasserfläche. Ursprünglich war der Huronensee ein natürlicher oligotropher Heideweiher, während der Blaue See erst durch Sand- und Tonabgrabung für den Bau des Dortmund-Ems-Kanales entstand. Selbst sehr trockene Sommer beeinträchtigen den Wasserstand nur unwesentlich. Der kleine Blaue See ist vollständig eingeschlossen von Erlenbruch, das bis in das Wasser vordringt. Krautige Ufervegetation und Hydrophyten fehlen hier völlig. Ein kleiner Wald aus alten Kiefern, durchsetzt von *Quercus robur*, *Betula pendula* und *B. pubescens*, trennt das Gebiet vom Kanal und grenzt an den Huronensee, dessen restliche Ufer von einer wenige Meter breiten Zone mit hohen Weiden umgeben sind, unter denen sich ein Dickicht aus Erle, Holunder, Faulbaum, Weißdorn, Birke und Vogelbeere entwickelt hat. Der Baumbestand erreicht überall die Wasserfläche deren unmittelbar auf etwa 60 cm Tiefe steil abfallende Ufer zu einem großen Teil mit Brombeergestrüpp bewachsen sind. Nur im Osten gibt es einen seicht auslaufenden, stark verschlammten Uferstreifen, an dem Weiden- und Erlengebüsch weit in das Wasser vordringt. Davor wächst etwas *Senecio tubicaulis*. Der größte Teil der Wasserfläche ist bedeckt von *Nymphaea alba* und *Nuphar luteum*. Weitere submerse Vegetation ist nicht vorhanden; auch ein Röhricht fehlt. Insgesamt wird das monotone Vegetationsbild durch die Schwimmblattzone im Wasser und die Laubbäume am Ufer bestimmt. Eine mindestens 60 cm dicke Schlammauflage aus Fallaub und Zweigen bedeckt den Boden.

WEMER (1905) und GRAEBNER (1925) geben eine anschauliche Schilderung der zu ihrer Zeit noch vielfältigen Ufer- und Wasservegetation, die den Huronensee als obligotrophes saures Gewässer charakterisierte, dessen Uferphysiognomie mit sandigen Abschnitten, mit Erlenbruch, mit Wollgras tragendem Flachmoor, mit *Carex*- und *Sphagnum*-Flächen und Schilfzonen eine Menge von Habitaten bot. Vor allem eine reichliche submerse Vegetation war vorhanden, und sogar *Lobelia dortmanna* gedieh in jenen Jahren (GRAEBNER 1925). Im Laufe der Jahrzehnte sind durch die Anlage der Rieselfelder und wegen des Wasseraustausches über einen heute allerdings nicht mehr vorhandenen Durchstich zum Kanal der Trophiegrad und die Vegetation im Huronensee nachteilig verändert worden. Wie am Hanfteich vollzog sich ein Wandel zur Einseitigkeit. Heute enthalten Huronensee und Blauer See einen vom Menschen eingebrachten reichen Fischbesatz, vor allem Karpfen. Die Weiher werden beangelt, aber nicht durch fischereiwirtschaftliche Maßnahmen (z. B. Kalkdüngung) beeinflusst.

3.5 Gertrudensee (TK 25 Nr. 3912 Westbevern; Rechts 12000, Hoch 69700)

Komplex aus zwei gleich großen Baggerseen auf Sand, die durch eine nur 5 m breite Landbrücke getrennt sind und 5 Morgen Wasserfläche haben. Ein Durchlaß gewährleistet Wasseraustausch. Starke Trockenheit beeinflusst den Wasserstand nur unwesentlich. Ein Hochwald aus *Populus nigra* mit sehr dichter Strauchschicht aus *Salix cinerea*, *Alnus glutinosa*, *Sambucus nigra*, *Rhamnus frangula*, *Sorbus aucuparia* und *Crataegus monogyna* tritt überall unmittelbar an die Wasserfläche heran. *Rubus spec.* und *Humulus lupulus* bilden Dickichte auf weiten Strecken der Uferkante, doch fehlen jegliche Helophyten. Seicht auslaufende Ufer sind nicht vorhanden. In beiden Teilseen wächst etwas *Myriophyllum spicatum*, während nur ein See ausgedehnte Bestände von *Nymphaea alba* und *Nuphar luteum* enthält. Den Boden deckt nur eine dünne Schlammschicht aus Fallaub, das aber nicht — wie übrigens auch in keinem der anderen Gewässer — von *Asellus aquaticus* bewohnt wird. In diesem pflanzlichen Detritus leben nur vereinzelt Larven von Eintagsfliegen und Köcherfliegen. Auffällig ist der Besatz des Gertrudensees mit *Anodonta cygnaea*. Keines der übrigen Gewässer enthält eine der großen Muschelarten. Das Gewässer hat einen reichen Fischbesatz und wird intensiv beangelt. Allerdings beeinflusst man die Seen nicht durch Düngung oder Wasserstandsveränderungen.

3.6 Felixsee (TK 25 Nr. 3812 Ladbergen; Rechts 10500, Hoch 7630)

Größtes und jüngstes der Gewässer, von etwa 6 ha Wasserfläche und bis zu 12 m Tiefe, aber mit überall seicht auslaufenden Sandufern. Umgeben von Weide- und Ackerland, aus dem einige Gräben nährstoffreiches Wasser zuführen. Unmittelbar begrenzt von Brachland, auf dem wegen intensiven Besucherverkehrs und Badebetriebes die Vegetation immer wieder zerstört wird. Nur unmittelbar am Wasser findet man stellenweise einzelne *Salix spec.*, *Alnus glutinosa* und *Betula pendula*. Auf einem etwa 100 m langen Uferstreifen reicht eine dichte Pflanzung von *Salix spec.* und *Alnus glutinosa* bis in das Wasser. Hochwüchsige Kräuter wie *Lycopus europaeus*, *Eupatorium cannabinum* und *Epilobium hirsutum* gedeihen nur im Schutz der Büsche in wenigen Exemplaren. Auch *Phragmites communis* als gegen Vertritt empfindliche Pflanze ist nur in wenigen Exemplaren vorhanden. *Juncus effusus* hält sich am gesamten Ufer in kleinwüchsigen Bulben. Insgesamt macht das Ufer mit seinen offenen Sandböschungen und bis in das Wasser reichenden Trittrasen einen kahlen Eindruck. In einigen vom Badebetrieb weniger betroffenen Bereichen gibt es im Flachwasser sehr schwache Bestände von *Potamogeton lucens* und *Myriophyllum spicatum*, vereinzelt auch von *Elodea canadensis*. Die Arthropodenfauna des Wassers ist arten- und individuenarm. Wassermollusken sind nicht gefunden worden.

4. Wasserchemismus

Von April 1976 bis Oktober 1977 wurden vom Hanfteich und vom Wiesentümpel je 7, vom Ententeich 9 und von den übrigen Gewässern je 10 wasserchemische Analysen von Proben aus dem Uferbereich erstellt. Die gewonnenen Daten sind in der Tabelle 1 als Mittelwerte wiedergegeben, da sie nur mit relativ geringer Amplitude variieren. Nur am Ententeich und am Wiesentümpel weisen einige Meßwerte extreme saisonale Schwankungen auf. Da diese aber keineswegs den als typisch für Kleingewässer beschriebenen Chemismusschwankungen entsprechen (z. B. KÜHLMANN 1960; GESSNER 1932), sind die Meßergebnisse in Abb. 1 und Abb. 2 im Jahresverlauf graphisch dargestellt.

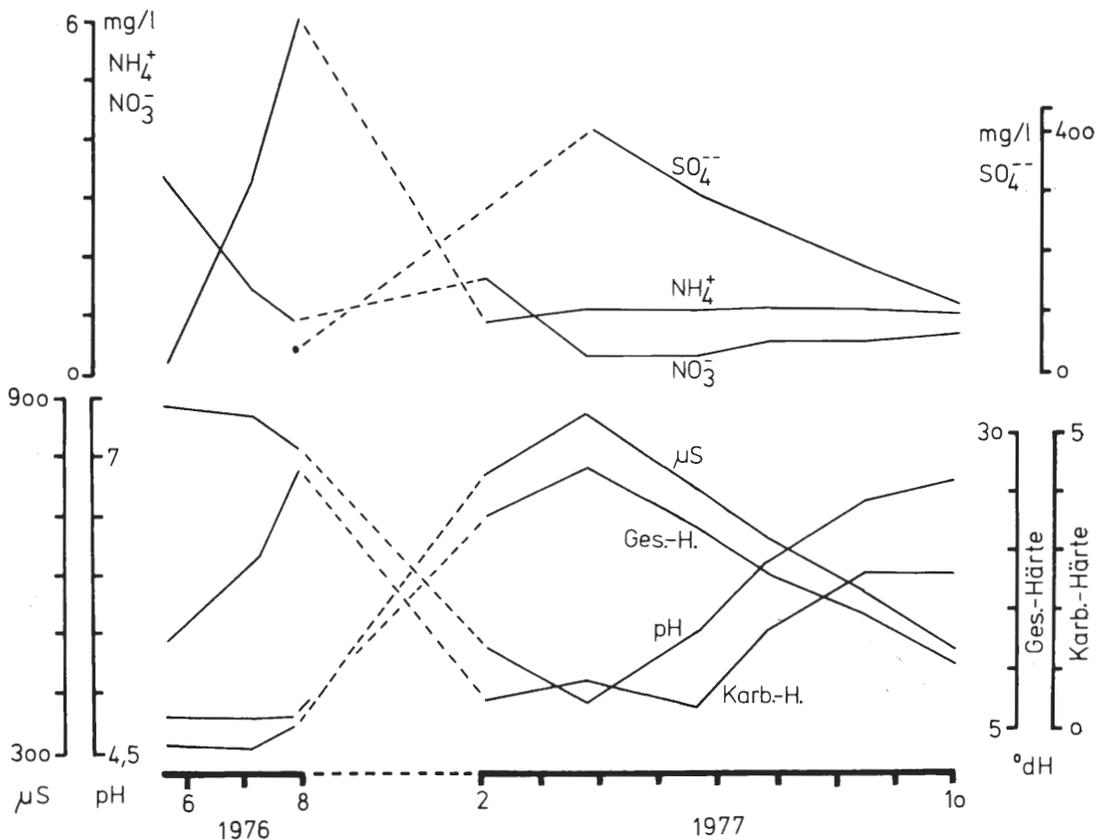


Abb. 1: Jahresverlauf der wasserchemischen Daten im Ententeich von Mai 1976 bis Oktober 1977. Gestrichelte Kurventeile: wegen Austrocknung nicht meßbar.

Die Daten des Hanfteiches unterstreichen den trotz des regelmäßigen Trockenfallens immer noch einigermaßen nährstoffarmen Zustand des Gewässers, das hinsichtlich seines relativ geringen Ionengehaltes und gleichzeitig hinsichtlich seines stark sauren Charakters (pH nur einmal größer als 6; kleinster Wert: 4,5) das Extrem unter den hier untersuchten Gewässern bildet. Typisch sind demnach vor allem der geringe Chlorid- und Sulfatgehalt und die extrem niedrigen Härten (Tab. 1). Dafür hat ausgerechnet der Hanfteich den größten Phosphatgehalt. Trotz der geringen Größe des Hanfteiches ließen sich die eigentlich erwartete Konzentrationserhöhung bei gewissen Ionen und charakteristische Änderungen des pH-Wertes parallel zum Wasserverlust im Sommer 1976 nicht feststellen. Die Meßwerte waren über das ganze Jahr relativ konstant. Nur für Nitrat wurde im Mai 1976 (kurz vor dem Austrocknen) ein einziges Extrem von 9 mg/l gemessen, das den Mittelwert im Vergleich zu den anderen Gewässern erhöht (Tab. 1). Die Ionenarmut des Hanfteiches wird entscheidend davon bestimmt, daß keine Zuflüsse aus landwirtschaftlichen Flächen vorhanden sind.

Im Ententeich war im Februar und März 1977 nach Düngung der umliegenden Weiden mit Stallmist und nach starken Regenfällen die Leitfähigkeit drastisch erhöht (871 μS , vergl. Abb. 1). Parallel dazu stieg der Sulfatgehalt sogar um

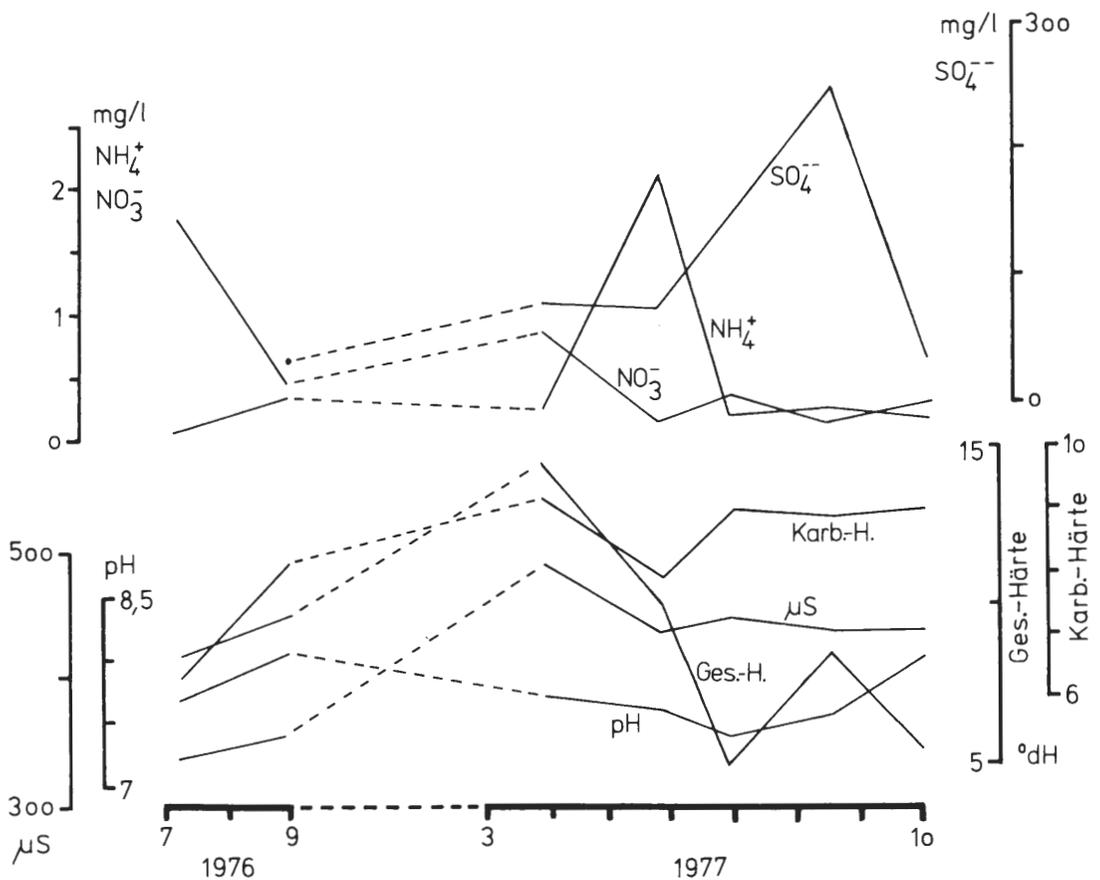


Abb. 2: Jahresverlauf der wasserchemischen Daten im Wiesentümpel von Juli 1976 bis Oktober 1977. Gestrichelte Kurventeile: nicht gemessen (keine Austrocknung!).

den Faktor 10 auf 420 mg/l, während er in den übrigen Gewässern zu derselben Zeit keine signifikanten Veränderungen zeigte. Diese Werte fielen über den Sommer 1977 kontinuierlich annähernd auf das ursprüngliche Niveau (Abb. 1). Der Chloridgehalt stieg im März 1977 auf 62,1 mg/l gegenüber dem Jahresminimum von 37,2 mg/l im Februar. Der Nitratgehalt fiel von 1,68 mg/l im Februar auf 0,36 mg/l im März und blieb dann einigermaßen konstant, während erstaunlicherweise gerade der Ammoniumgehalt und der geringe Nitritgehalt nicht nennenswert beeinflusst wurden. Auch der — allerdings relativ hohe — Phosphatgehalt schwankte kaum während des Jahres. Von den übrigen Gewässern setzt sich der Ententeich durch seinen relativ niedrigen mittleren pH-Wert ab (vergl. Tab. 1), der allerdings eine recht breite Amplitude zwischen 4,95 und 7,45 hatte (vergl. Abb. 1). Typisch für pflanzenreiche Kleingewässer ist ein Ansteigen des pH-Wertes zum Sommer, das mit der Zunahme der Assimilation und damit verbundener biogener Entkalkung begründbar ist. Am vegetationsreichen Ententeich fiel dagegen der pH-Wert deutlich bis zum Austrocknen im Jahre 1976, während er über den Sommer 1977, wohl als Folge der Assimilation, aber ohne daß der Wasserstand abnahm, tatsächlich stetig anstieg (Abb. 1). Im Verbund mit den Änderungen des pH-Wertes müßte die biogene Entkalkung zu einer Abnahme

Tab. 1: Mittelwerte der wasserchemischen Analysen von April 1976 bis Oktober 1977.

	Hanfteich	Ententeich	Wiesentümpel	Huronensee	Gertrudensee	Felixsee
Leitfähigkeit (μS)	94	564	425	336	517	453
pH	5,23	6,37	7,75	7,61	8,11	8,36
Karbonathärte ($^{\circ}\text{dH}$)	0,6	1,8	8,3	7,0	7,6	6,3
Gesamthärte ($^{\circ}\text{dH}$)	1,9	14,5	8,6	8,0	12,3	10,9
NO_2^- (mg/l)	0,07	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02
NO_3^- (mg/l)	2,97	1,12	0,56	0,65	0,86	0,32
NH_4^+ (mg/l)	1,10	1,82	0,49	0,99	0,67	0,12
Cl^- (mg/l)	11	62	48	38	60	67
SiO_2 (mg/l)	1,59	1,71	1,04	1,65	0,55	0,22
PO_4^{3-} (mg/l)	0,14	0,12	0,07	0,09	0,04	0,04
SO_4^{2-} (mg/l)	47	218	98	36	112	77
Fe (mg/l)	0,23	0,15	0,12	0,02	0,03	0,06
O_2 (am 29. 3. 77) (mg/l)	10,26	10,39	9,36	8,06	9,58	9,90
BSB_5	4,93	2,82	2,75	6,68	2,49	3,32

der Karbonathärte führen. Diese zeigte im Ententeich zwar stetige, aber damit nicht konforme Veränderungen. Die relativ geringe Karbonathärte nahm im Sommer 1976 bei fallendem pH deutlich zu (Abb. 1). Hier überwog wohl der Konzentrationseffekt fallenden Wasserstandes die Wirkung zunehmender Assimilation. Sie war dann bei erneuter Füllung des Weiher mit Niederschlagswasser im Frühjahr 1977 sehr gering, stieg aber ab Mai 1977 bei gleichzeitig steigendem pH entgegen der Erwartung bis zum Herbst stetig an (Abb. 1).

Die Gesamthärte zeigte bis zum Austrocknen keinen Konzentrationseffekt, war aber im Frühjahr 1977 nach der Düngung der Weiden stark erhöht. Sie fiel dann über den Sommer ab, erreichte aber nicht den geringen Wert für entsprechende Zeiten des Vorjahres. Der Ententeich hatte von allen Gewässern die höchste Gesamthärte und mit Abstand den höchsten Sulfat-, Chlorid- und Ammoniumgehalt (vergl. Tab. 1). Die Leitfähigkeit im Ententeich war immer sehr deutlich proportional der gesamten Ionenmenge (Abb. 1).

Ähnliche Schwankungen waren am kleinen vegetationsreichen Wiesentümpel zu beobachten. Hier lag der relativ stabile pH-Wert zwar immer über 7,4, verhielt sich aber erwartungsgemäß: im Sommer 1976 und 1977 stieg der pH-Wert. Auch hier war im März 1977 nach Düngung der angrenzenden Weiden mit Stallmist die Leitfähigkeit beträchtlich erhöht. Der Sulfatgehalt stieg dabei allerdings nur von 36 mg/l im Sommer 1976 auf 83 mg/l (Abb. 2). Der Ammoniumgehalt lag nach der Düngung bei 0,26 mg/l und stieg erst im Mai auf 2,1 mg/l, lag aber bereits im Juni nur noch bei 0,22 mg/l (Abb. 2). Er war im Wiesentümpel immer weitaus niedriger als im Ententeich (vergl. Mittelwerte in Tab. 1). Der Nitritgehalt blieb durchgehend gleich niedrig.

Wenn der Einfluß der Düngung auf den Wasserchemismus am Ententeich augenfälliger ist, muß man den Grund darin sehen, daß der Ententeich in einer leichten Senke liegt und sicher mehr Zufluß aus den Weiden erhält als der Wiesentümpel. Im August 1977 schnellte nur hier am Wiesentümpel (ohne Düngung!) der Sulfatgehalt von 79 auf 255 mg/l (Abb. 2). Dieses Gewässer hatte die höchste Karbonathärte, die aber mit derselben Amplitude variierte wie am Ententeich. Wie dort stieg im Sommer 1976 entgegen der Erwartung die Karbonathärte. Im Sommer 1977 hatte sie einen noch höheren Wert, verharrte aber nach einem kleinen Anstieg ab Juni auf diesem Wert (Abb. 2). Die Gesamthärte war dagegen relativ niedrig. Sie hatte nach dem Winter 1976/77 ihr Maximum und zeigte unregelmäßige Schwankungen (Abb. 2). Die Leitfähigkeit und der pH-Wert ließen sich hier nicht so deutlich in eine Abhängigkeit vom gesamten Elektrolytgehalt bringen wie am Ententeich. Nur im Wiesentümpel wies der Gehalt an Kieselsäure in beiden Jahren extreme Maxima im Juli/August auf.

Man kann also feststellen, daß die saisonalen Änderungen des Wasserchemismus im Ententeich und im Wiesentümpel nicht parallel verliefen. Nur die Änderungen des Nitrat- und Ammoniumgehaltes zeigten im Sommer 1976 dieselbe Tendenz: in beiden Gewässern stieg der Ammoniumgehalt, während der Nitratgehalt fiel. In keinem der übrigen Gewässer war ein vergleichbares Verhalten dieser Ionen festzustellen. Der Anstieg des Ammoniumgehaltes könnte auf eine infolge Sauerstoffmangels verminderte Aktivität aerober nitrifizierender Bakterien zurückgehen. Das gleiche Verhalten dieser Ionen in beiden Gewässern deutet darauf hin, daß die Erscheinung nicht von der Wasserführung abhängig ist. Jedoch dürfte prinzipiell die Fluktuation der wasserchemischen Daten des Jahres 1977 im Ententeich Ergebnis der veränderten Stoffumsetzungsverhältnisse nach dem erstmaligen Austrocknen sein, aber auch zum Teil Folge landwirtschaftlicher Maßnahmen, während am Wiesentümpel keine Konzentrationseffekte aufgrund von Wasserverlust sichtbar werden können, da es sich nicht um ein astatisches Gewässer handelt. An beiden Gewässern waren starke Unterschiede zwischen den Werten des Sommers 1976 und des Sommers 1977 festzustellen. Dabei gab es am Ententeich eine merkwürdige Umkehr aller Verhältnisse von einem Jahr zum anderen, die in Abb. 1 deutlich zum Ausdruck kommt.

Gerade der Huronensee hat in den vergangenen Jahrzehnten starke Veränderungen im Wasserchemismus durchlaufen. Bis zur Anlage der unmittelbar angrenzenden Rieselfelder um 1901 hatte er ausgesprochen oligotrophen sauren Charakter. Heute liegt der pH-Wert immer über 7 (Extrem: 8,18). Nach dem Hanfteich ist aber gerade im Huronensee heute die geringste Leitfähigkeit zu messen. Angesichts der exponierten Lage in den Rieselfeldern ist die relative Ionenarmut sehr erstaunlich, vor allem bei Ammonium und Phosphat (vergl. Tab. 1). Vor Jahrzehnten floß bei reichlicher Beschickung der Rieselfelder Abwasser ungehindert in den Huronensee, während heute die tiefen Trenngräben einen Austausch auch über Sickerwasser wirksam unterbinden. Alle wasserchemischen Daten waren über das Jahr hin auffallend konstant, ausgenommen der Ammoniumgehalt, der im Februar 1977 abrupt von 0,43 auf 3,28 mg/l stieg und dann allmählich wieder sank. Parallel dazu waren bei Nitrit und Nitrat keine Schwankungen zu messen. Die Konstanz der wasserchemischen Daten ist vielleicht mit dem Fehlen submerser Makrophyten zu begründen, durch die jedenfalls diurnale und saisonale Veränderungen im Wasserchemismus erzeugt werden können.

Vom Vegetationsbild und von der Physiognomie her gleichen sich Huronensee und Gertrudensee, doch gibt es im Wasserchemismus einige auffallende Unter-

schiede. Der Gertrudensee hatte einen deutlich höheren pH-Wert, höhere Gesamthärte, etwa doppelt so hohen Chloridgehalt und sehr viel größeren und immer konstanten Sulfatgehalt (Tab. 1). Dieser wasserchemische Zustand mag dadurch bedingt sein, daß der Gertrudensee Drainagezufluß aus Ackerland erhält. Von daher wären allerdings gewisse saisonale Schwankungen der Meßwerte zu erwarten.

Auch der Felixsee erhält Zufluß aus den umliegenden landwirtschaftlichen Flächen und ist deshalb elektrolytreich, obgleich er hinter dem Gertrudensee etwas zurückbleibt, wenn man nach dem Eindruck der Leitfähigkeitsmessungen und den Mengen der im Einzelnen untersuchten Ionen urteilt. Nur der Eisen- und Chloridgehalt sind im Felixsee größer, was mit den geologischen Gegebenheiten des Untergrundes zusammenhängen dürfte. Auch hier zeigen die Meßwerte eine auffallende Konstanz. Einzige Ausnahme ist Nitrat, dessen Gehalt im März 1977 von 0,78 auf 3 mg/l stieg, dann aber stetig bis 0,22 mg/l im August fiel.

In allen Gewässern ist der Nitritgehalt sehr gering (vergl. Tab. 1); in fast der Hälfte der Proben vom Ententeich und in vielen anderen Proben war kein Nitrit nachweisbar.

Die Messung des Sauerstoffgehaltes (nach WINKLER) im oberflächennahen Wasser ergab Werte, die nicht bei allen Gewässern mit dem Bild der sauerstoffproduzierenden submersen Makrophytenvegetation korrespondieren, doch hat der vegetationsreiche Ententeich immerhin den höchsten Sauerstoffgehalt, und im vegetationsfreien Huronensee wurde der geringste Wert gemessen. Selbst wenn submerse Makrophyten fehlen, können Massen von Algen, insbesondere die Watten der Fadenalgen, ein maßgebliches Sauerstoffaufkommen produzieren, das aus physikalischen Gründen sogar leichter vom Wasser aufgenommen werden kann als von Makrophyten produzierter Sauerstoff (GESSNER 1932). Allerdings wurden in keinem Gewässer jemals Fadenalgen in nennenswerter Menge festgestellt. Der Sauerstoffgehalt in den oberflächennahen Schichten wird vom physikalischen Sauerstoffeintrag positiv beeinflusst, und es ist unter Umständen mit einer extremen Abnahme bis über den Boden zu rechnen, besonders in solchen Gewässern, die eine dicke Faulschlammschicht aus pflanzlichem Detritus (Fallaub) aufweisen wie der Huronensee. Dieser zeichnet sich sogar im Frühjahr durch den höchsten Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) aus (vergl. Tab. 1). Zu gewissen Zeiten dürfte deshalb im Huronensee über dem Bodenschlamm das Sauerstoffdefizit extreme Werte annehmen.

Insgesamt geben die wasserchemischen Daten auch mit den saisonalen Schwankungen in einigen Gewässern die übliche Bandbreite eutropher Gewässer wieder.

5. Die Libellen-Zönosen

5.1 Hanfteich

Am Hanfteich läßt sich dank der alten faunistischen Daten ein drastischer Rückgang der Artenzahl über lange Zeiträume nachweisen, sehr deutlich sogar noch über die letzten zehn Jahre. Die Tabelle 2 gibt vor 1965 noch 13 Arten an. Leider ist — außer bei den *Leucorrhinia*-Arten — nicht nachweisbar, welche davon tatsächlich biotopeigen waren, doch wird man aufgrund der alten Beschreibungen des Hanfteiches nur *Platycnemis pennipes* als acidophobe Art ausnehmen wollen. Sicher lag die tatsächliche Artenzahl weit höher: man wird

mindestens *Enallagma cyathigerum*, *Coenagrion puella* und *Aeshna cyanea* hinzurechnen dürfen. Das biotopeigene Vorkommen der acidobionten *Leucorrhinia*-Arten paßte zum niedrigen pH-Wert des Hanfteiches mit seiner damals offenen Wasserfläche und den Beständen flutender Wassermoose. Nur noch 5 biotopeigene Arten lebten 1965 hier (Tab. 2, Spalte 2), und bereits 7 Jahre später waren nur

Tab. 2: Libellenarten an sechs Kleingewässern.

0 = kein Nachweis
 + = Nachweis
 1 = nur einzelne Larvenfunde
 2 = Einzelbeobachtung von Imagines, ohne Entwicklung
 3 = Einzelbeobachtung, mit Entwicklung
 4 = geringe Individuenzahl
 5 = mittlere Individuenzahl
 6 = große Individuenzahl

	Hanfteich							
	vor 1965	1965—1969	1972—1978	Ententeich	Wiesentümpel	Huronensee	Gertrudensee	Felixsee
<i>Lestes sponsa</i>	+	0	0	5	0	0	0	0
<i>dryas</i>	+	4	6	0	0	0	0	0
<i>barbarus</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>virens</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chalcolestes viridis</i>	0	0	0	6	0	3	3	0
<i>Platycnemis pennipes</i>	+	0	0	0	0	2	0	0
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	+	3	0	4	0	0	0	0
<i>Ischnura elegans</i>	0	3	0	5	5	5	5	4
<i>pumilio</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enallagma cyathigerum</i>	0	2	0	4	0	3	3	0
<i>Coenagrion puella</i>	0	4	3	5	4	4	5	3
<i>pulchellum</i>	0	3	2	3	0	2	0	0
<i>Erythromma najas</i>	0	0	0	0	4	3	5	0
<i>Brachytron pratense</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aeshna juncea</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>grandis</i>	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>cyanea</i>	0	2	2	4	5	3	2	2
<i>mixta</i>	0	0	0	4	0	0	0	2
<i>Anax imperator</i>	0	0	0	4	3	0	2	0
<i>Gomphus pulchellus</i>	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Cordulia aenea</i>	0	2	0	4	0	4	4	4
<i>Somatoclora metallica</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Libellula quadrimaculata</i>	+	4	2	5	1	4	5	3
<i>depressa</i>	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Orthetrum cancellatum</i>	0	0	0	5	0	3	4	4
<i>Sympetrum flaveolum</i>	+	5	5	6	5	0	0	2
<i>striolatum</i>	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>vulgatum</i>	0	2	2	3	3	0	2	2
<i>danae</i>	+	2	2	2	0	0	0	0
<i>sanguineum</i>	+	5	5	6	4	0	2	3
<i>Leucorrhinia dubia</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>rubicunda</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
Summe der Arten	13	13	10	21	10	13	12	11
davon biotopeigen	12	5	3	15	6	4	6	3

noch 3 Arten biotopeigen, die es bis heute geblieben sind, nämlich *Lestes dryas*, *Sympetrum flaveolum* und *S. sanguineum* (Tab. 2, Spalte 3). Durch die seltenen Gäste wie *Aeshna cyanea* und *A. grandis* wird der Lebensraum nicht gekennzeichnet.

Es ergibt sich ein Verlust von mindestens 75 % des ursprünglichen Arteninventars, der auf folgende Biotopveränderungen zurückgeführt wird:

1. zunehmend astatischer Charakter des Gewässers nach Absenkung des Grundwasserspiegels,
2. Ersatz der früher abwechslungsreichen Vegetation durch das monotone *Juncus*-Dickicht, das den noch wasserführenden Teil völlig überwucherte. Dieser Vegetationstyp bietet keine adäquaten Bedingungen für die endophytische Eiablage der Aeshnidae.

SCHMIDT (1972, 1975) beschrieb einen ähnlich drastischen, aber nur innerhalb von 5 Jahren erfolgten Arten- und Abundanzrückgang in Berliner Moorseen als Folge von Wasserspiegelabsenkung, periodischem Trockenfallen und Eutrophierung.

Das Vorkommen von *Lestes dryas* am Hanfteich ist bemerkenswert, weil es sich hier um einen von nur zwei rezenten und durch Belege gesicherten Fundpunkten im weiteren Münsterland handelt (zweiter Fundpunkt: NSG Eper Venn). Früher war die seltene *L. dryas* auch am Hanfteich nicht zahlreich, während sie heute dort ihr Optimum hat und in jedem Jahr selbst nach extrem trockenen Sommern im Juni eine Massenentwicklung erlebt. Von *Sympetrum danae* wurden seit 1972 nur einmal (im August 1977) zwei ausgefärbte Männchen beobachtet. Es läßt sich wohl nur mit dem astatischen Charakter des Gewässers begründen, daß diese Art sich hier seit Jahren nicht mehr entwickelt. Vom Wasserchemismus her würde auch heute eine Ansiedlung nicht verhindert, da die Art wenigstens säuretolerant, wenn nicht acidophil ist. Ähnliches gilt für die *Leucorrhinia*-Arten. *Coenagrion pulchellum* entwickelt sich hier seit 1972 nicht mehr. Auch *C. puella* ist schon seit Jahren nur noch als Gast mit sehr spärlicher Entwicklung anwesend. Seit 1969 vollzog sich ein rapider Rückgang. Im Sommer 1976 sah ich ein einziges Tier; im Sommer 1977 dagegen zwei subadulte Männchen. Auch diese Art wird in Kürze im Gefolge der Verlandung verschwinden.

5.2 Ententeich

Bereits nach dem abwechslungsreichen Vegetationsbild am Ententeich wird man hier die artenreichste Libellen-Zönose erwarten. Die Tabelle 2 gibt 21 beobachtete Arten für den Zeitraum seit 1965 an. Von *Brachytron pratense* liegt nur ein Fund einer Larve aus dem Jahr 1969 vor. Die euryöke *Aeshna grandis* war ebenso nur Gast wie *Aeshna juncea*. Imagines dieser Arten wurden seit 1975 nicht mehr gesehen. Regelmäßig in jedem Jahr waren *A. mixta*, *A. cyanea* und *Anax imperator* biotopeigen und insgesamt immer etwa gleich häufig über ihre gesamte Flugzeit anzutreffen. *Anax imperator* ist um Münster lückenlos vertreten und eine gewöhnliche Erscheinung. Meistens hatte nur jeweils ein Männchen den gesamten Weiherbereich als Revier okkupiert, und nur gelegentlich teilten sich zwei Männchen für kurze Zeit in das Areal. Offenbar liegt dieser Weiher von der Uferlänge her eben an der oberen Grenze der von einem Männchen dieser Art beanspruchten Reviergröße.

Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Chalcolestes viridis*, weil diese Art hier gewöhnlich eine sehr große Abundanz erreicht. *C. viridis* ist ein Beispiel dafür, daß die Folgen der Trockenheit des Jahres 1976 noch in demselben Sommer

kurzfristig im quantitativen Aspekt der Libellen-Zönose sichtbar wurden. Da die Larvalentwicklung von *C. viridis* erst spät im Jahr beendet wird, hatte die Larvenpopulation im Sommer 1976 wegen des frühen Austrocknens keine Überlebenschance. Allerdings war der Flachmoorbereich mit seinem dichten Bewuchs noch feucht, als der Weiherboden bereits im August bis zu 30 cm tiefe Trocknungsrisse aufwies. Am 13. 8. 1976 fand ich dann zwei frisch geschlüpfte Imagines im Röhricht. Am 14. 8. fand ich vier Männchen und zwei Weibchen, am 19. 8. dagegen zehn Männchen und kein Weibchen. Bis in den September blieb die Anzahl der gleichzeitig feststellbaren Imagines immer unter 20; gegen Ende September verschwanden alle. Diese Imagines, die ich als subadulte Tiere fand, waren sicher nicht zugeflogen, denn das nächste, allerdings sehr schwache Vorkommen findet sich am etwa 3 km entfernten Gertrudensee. Die am Ententeich schlüpfenden Imagines mußten das letzte larvale Stadium im schwammigen Boden des Röhrichts überstanden haben, während alle anderen Larven im austrocknenden Weiher zugrunde gingen. Im Spätsommer 1977 war die Abundanz dieser Art gegenüber dem Durchschnitt zwar reduziert, aber offenbar hatte die einmalige Austrocknung keine langfristigen Folgen für die Population, obwohl 1976 nur wenige Imagines vorhanden waren. Auch die übrigen Zygopteren wurden bereits im Sommer 1976 durch die Trockenheit dezimiert. Sie verschwanden mit dem völligen Austrocknen um Ende Juli. *Orthetrum cancellatum* und *Libellula quadrimaculata* verschwanden schon früher, als in der Weihermitte nur eine kleine Lache stand. In anderen weiterhin wasserführenden Biotopen flogen alle Arten auch später noch. Am Ententeich überlebten nur einige *Lestes sponsa* und *Ischnura elegans* bis in den August. In den Sommern 1977 und 1978 ließen sich mögliche Folgen des extremen Vorjahres nicht ausmachen, da diese naßkalten Sommer die Libellenfauna ihrerseits reduzierten.

In jedem Jahr wird die Phänologie der Anisoptera von den Libellulidae in der zeitlichen Sukzession von *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum sanguineum* und *S. flaveolum* beherrscht, die alle als ausgesprochen euryöke Arten zu bezeichnen sind. Die Abundanz dieser Arten schwankt von Jahr zu Jahr, doch immer dominieren die *Sympetrum*-Arten. Im August 1972 kam es zu einer so extremen Massenvermehrung von *Sympetrum sanguineum*, daß tagelang auf den als Sitzplatz beliebten Zaundrächten in der Umgebung des Weihers die Libellen aufgereiht saßen. Im trockenen Sommer 1976 war *Orthetrum cancellatum* sehr zahlreich und übertraf die gleichzeitig fliegende *Libellula quadrimaculata*, von der höchstens etwa 10 gleichzeitig am Weiher flogen. *Sympetrum vulgatum* kann als Gast gelten, denn in jedem Jahr beobachtete ich frisch geschlüpfte Tiere als Einzelexemplare. Ausgefärbte Adulti dieser im Münsterland nur lokal verbreiteten Libelle sah ich nur ausnahmsweise, so daß diese Art in der Phänologie der Libellen-Zönose zu vernachlässigen ist.

Unter den Coenagrionidae hatte meistens *Ischnura elegans* die größte Abundanz. Sie konnte gelegentlich von *Coenagrion puella* übertroffen werden. Im Durchschnitt fiel *Lestes sponsa* dahinter etwas zurück. *Enallagma cyathigerum* trat immer nur in geringer Individuenzahl auf, und *Coenagrion pulchellum* war nur vereinzelt und nicht in jedem Jahr anzutreffen.

Insgesamt gab es in der langen Beobachtungszeit nur zwei Veränderungen im Artenspektrum:

In den Jahren 1977 und 1978 bemerkte ich *Pyrrhosoma nymphula* nicht mehr. Die Larven dieser semi- bis univoltinen Art sind wahrscheinlich durch das Austrocknen im Jahr 1976 vernichtet worden. Das ist um so bedauerlicher, als die Art in der weiteren Umgebung sonst nicht gefunden wird.

Ausgefärbte Imagines der mediterranen *Sympetrum striolatum* wurden zum ersten Mal während der gesamten Beobachtungszeit überraschend im Jahr 1977 an diesem Weiher bemerkt. Von Mitte September bis mindestens 6. Oktober hielten sie sich in einer im Vergleich zu der gleichzeitig fliegenden *S. flaveolum* mittleren Anzahl hier auf. Am 6. 10. fing ich in kürzester Zeit mit der Hand 6 eierlegende Paare. Bevor die Adulti erschienen, sind keine subadulten Imagines gesehen oder Larven oder Exuvien gefunden worden, so daß die Population zunächst als allochthon gelten muß. Wahrscheinlich ist die Art durch das warme Makroklima des Jahres 1976 an anderen Gewässern im weiteren Gebiet in ihrer Entwicklung begünstigt worden, so daß es 1977 zu vermehrtem Schlüpfen und Abwandern in andere Biotope kam. Auch 1978 war die Art wieder anwesend, so daß die Ansiedlung wohl dauerhaft war. Dies ist um so erfreulicher, als diese Art im Münsterland selten ist.

Die Zönose am Ententeich läßt sich nicht eindeutig einem der von JACOB (1969) geschaffenen Zönose-Typen zuordnen. Quantitativ wird sie immer von den Libellulidae beherrscht und vereinigt phänologisch entsprechend deren Leitarten und Begleitern die *Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta*-Zönose und die *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose nach JACOB (1969). Die Mitglieder beider Zönosen treffen ihre Habitatwahl überwiegend aufgrund „psychologischer“ Reaktionsmechanismen, wie JACOB (1969) dadurch nachweisen wollte, daß er sehr verschiedene Wasserchemismen von Gewässern mit identischer Physiognomie beschrieb, an denen die *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose jeweils typisch auftrat. Auch hier am Ententeich sind die von den genannten Zönosen bevorzugten Habitattypen (vergl. JACOB 1969) mit stufenlosen Übergängen vereinigt.

5.3 Wiesentümpel

Am Wiesentümpel trifft man auf einen für dieses Kleinstgewässer eigentlich erstaunlich hohen Artenbestand (Tab. 2, Spalte 5). Angesichts seines Alters dürfte dieses Gewässer bereits von allen potentiellen Besiedlern erreicht worden sein. Von insgesamt 10 nachgewiesenen Arten durchliefen mindestens 9 hier ihre Entwicklung. Davon wurden einige höchst selten oder nie als Imago bemerkt: ich sah nur ein adultes Männchen von *Aeshna cyanea*, ein adultes Weibchen von *Libellula depressa* und einzelne frisch geschlüpfte *Sympetrum vulgatum*, *Libellula quadrimaculata* aber nie. Bezieht man aber die Larvenpopulation mit ein, entsteht ein völlig anderes Bild. Larven von *Aeshna cyanea* sind immer zahlreich vorhanden. Larven von *Anax imperator* sind immer deutlich weniger zahlreich, aber in jedem Jahr vorhanden, ebenso die von *Sympetrum sanguineum* und *S. flaveolum*. Von *Libellula quadrimaculata* fand ich nur im Mai 1976 zwei Larven. In die Angaben der Tabelle 2 zur Abundanz der Anisoptera sind für den Wiesentümpel ausnahmsweise die Zahlen der Larven einbezogen worden. Nur nach der Phänologie der Imagines beurteilt, ergäben sich nicht die hohen Zahlen.

Als einzige Anisoptere hielt sich *Anax imperator* ständig an diesem Gewässer als Imago auf. Der Tümpel besitzt offenbar eben die Mindestgröße des von einem *Anax*-Männchen beanspruchten Revieres. Möglicherweise verhindert auch interspezifische Konkurrenz in diesem kleinem Revier eine Syntopie von *Anax* und anderen Anisoptera. Gelegentlich sah ich nämlich *Anax* anfliegende *Sympetrum sanguineum* und *S. flaveolum* vertreiben. Entsprechende Beobachtungen an *Anax imperator* wurden bereits von PETERS (1972) als Konkurrenzeffekt diskutiert. Es ist nicht bekannt, ob es sich jeweils um dasselbe Männchen handelte, wenn das Revier am Wiesentümpel z. T. bis zu 9 Tagen hintereinander besetzt war.

Hier wird die Zönose der Imagines also quantitativ beherrscht von den Zygopteren *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* und *Erythromma najas*, dazu kommen als Anisopteren regelmäßig ein *Anax imperator* und gelegentlich zufliegende *Sympetrum sanguineum* und *S. flaveolum*. Am Beispiel dieses Wiesentümpels wird deutlich, daß selbst Kleinstgewässer unbedingt erhaltenswerte Refugien für zahlreiche Libellenarten sein können, wenn sie nur andauernd Wasser führen und adäquate Vegetation aufweisen. Doch leider unterliegen eben solche Kleinstgewässer in besonderem Maße der Gefahr der Vernichtung.

MÜNCHBERG (1956) fand an zehn Jahre alten Bombentrichtern, die von Größe und Lage dem Wiesentümpel vergleichbar waren, aber reichere Vegetation aufwiesen, Larven von nur drei Libellenarten: *Lestes sponsa*, *Coenagrion puella* und *Aeshna cyanea*. Insgesamt stellte er die Imagines von zehn Arten fest, die aber alle nur von einem 100 m entfernten Teich herüberwechselten und nicht am Bombentrichter heimisch waren.

Die Zönose des Wiesentümpels gleicht in der über die Jahre konstanten Phänologie der Imagines der von JACOB (1969) beschriebenen *Erythromma-Anax imperator*-Zönose, die in unserem Raum für kleine Wiesenweiher typisch ist, sofern sie Schwimmblattpflanzen und (als Rastplatz für *A. imperator*) etwas *Typha*, *Iris* oder *Phragmites* enthalten. Berücksichtigt man auch die Larvenpopulation, erhält die Zönose mit dem Vorkommen von *Sympetrum*-Arten jedoch eine Position zwischen der *Erythromma-Anax imperator*-Zönose und der *Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta*-Zönose nach JACOB (1969).

5.4 Huronensee und Gertrudensee

Am Huronensee und der unmittelbar angrenzenden nassen Gelmerheide und Coerheide wurden bis etwa 1920 38 Arten festgestellt (vergl. GRIES & OONK 1975). Darunter waren so bemerkenswerte Arten wie *Lestes barbarus*, *Ischnura pumilio*, *Erythromma viridulum*, *Aeshna isosceles*, *Somatoclora metallica* und *S. flavomaculata*. Dem von WEMER (1905) und GRAEBNER (1925) beschriebenen Charakter dieses Heideweiher entsprach der hohe Anteil acidobionter oder acidophiler Arten: vier *Leucorrhinia*-Arten und *Sympetrum danae* waren vertreten. Heute sind von den in meiner Beobachtungszeit festgestellten 13 Arten nur 4 biotopeigen (Tab. 2, Spalte 6). Somit liegt ein Rückgang um 79 % des ursprünglichen Arteninventars vor. Wie am Hanfteich wird auch hier der Artenrückgang bedingt durch die sehr eintönige Struktur des Vegetationsbildes am Ufer, denn außer den Nymphaeaceae besitzt der Huronensee heute keine Hydrophyten. Daneben tritt der deutliche Wandel im Wasserchemismus, der heute die acidobionten und acidophilen Arten ausschließt. Der Wandel zum heutigen Zustand ist anthropogen und schon vor etwa 70 Jahren eingeleitet worden: die Anlage der Rieselfelder und die Verbindung zum Kanal beeinflussten den Wasserchemismus; die Anlage eines niedrigen Dammes um den See im Zuge der Ausbaggerung (GRAEBNER 1925) brachte grundlegende Änderungen der Physiognomie und Vegetationsstruktur am Ufer. Mit den Jahren wuchs dann der Baumgürtel am Wasser heran und veränderte die Physiognomie der Ufer bis zum heutigen Zustand.

Typisch für die heutige Libellen-Zönose sind die ubiquistischen Arten *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *Cordulia aenea* und *Libellula quadrimaculata*, die außer *I. elegans* nur unterdurchschnittliche Abundanz erreichen. Das Auftreten der Coenagrionidae wird durch die weitläufige Schwimmblattzone unterstützt,

aber bei adäquater Ufervegetation wäre die Abundanz dieser Arten sicher größer. *Erythromma najas* ist trotz augenscheinlich passender Habitatstruktur nicht zahlreich. Das Fehlen jeglicher Helophyten am Ufer schließt selbst eine so plastische Art wie *Lestes sponsa* aus. Obwohl die typischen Habitatstrukturen vorhanden sind, ist auch *Chalcolestes viridis* immer nur in sehr geringer Anzahl vertreten. *Platycnemis pennipes* fliegt selten vom Kanal zu. *Aeshna cyanea* ist gelegentlich Gast; Larven fand ich nicht in jedem Jahr. Regelmäßiger Gast ohne Entwicklung ist *Gomphus pulchellus*, der vom Kanal zufliegt, sich am See aber nie lange aufhält. Auch *Orthetrum cancellatum* ist vereinzelt anzutreffen. Im Juni 1976 fand ich zwei Larven dieser Art. Bei *Somatochlora metallica* handelt es sich um eine einzige kurzdauernde Beobachtung eines Männchens im August 1977 (vergl. Tab. 2).

Früher war die von JACOB (1969) als relativ wärmeliebend beschriebene *Leucorrhinia pectoralis-albifrons-caudalis*-Zönose mit *Aeshna isosceles* typisch vertreten, obgleich der Huronensee als saurer Heideweiher zu dem Zeitpunkt dem charakteristischen Zönotop dieser Gesellschaft nicht entsprach, die nach JACOB (1969) aus mikroklimatischen Gründen auf meso- bis eutrophe Moore beschränkt sein soll.

Gertrudensee und Huronensee haben eine weitgehend identische Physiognomie. Auch das Artenspektrum der Libellen-Zönosen ist fast identisch, wenn auch einzelne Arten unterschiedliche Abundanzen erreichen.

5.5 Felixsee

Der Felixsee hat nach dem Hanfteich die ärmste Libellenfauna. Er war 1975 zu Beginn der Beobachtungen 10 Jahre alt, und von diesem Zeitpunkt bis heute waren von 11 beobachteten Arten mindestens 3 biotopeigen (Tab. 2, Spalte 8). Es haben sich bisher nur indifferente Arten mit geringer Individuenzahl angesiedelt. Seltener Gast an den kahlen Sandufern ist *Gomphus pulchellus*, der mit *Orthetrum cancellatum* zu den typischen Besuchern solcher Sandgruben gerechnet werden kann. *Sympetrum sanguineum* und *S. flaveolum* fliegen dagegen etwas häufiger zu. Von der Vegetationsstruktur her (Weiden und Erlen am Ufer) würde man noch *Chalcolestes viridis* erwarten. Es wäre lohnend gewesen, die Besiedlung dieses Baggersees durch Libellen von seiner Entstehung an zu verfolgen. In der näheren Umgebung befinden sich zahlreiche Entwässerungsgräben, an denen *Coenagrion puella* und vor allem *Ischnura elegans* leben. Es war also zu erwarten, daß diese Arten sehr bald am Felixsee auftauchten. Tümpelartige Biotope, von denen weitere Libellen zufliegen können, finden sich erst in etwa 4 km Entfernung.

Nach der Physiognomie des Biotopes wäre hier die *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose (JACOB 1969) zu erwarten. Sie ist allerdings nicht annähernd ausgebildet. In typischer Form kann die Zönose in unserem Raum nicht auftreten, da die Leitarten *O. brunneum* und *O. coerulescens* im Münsterland von vornherein nicht vorhanden sind. Es wäre deshalb angebracht, für entsprechende Habitattypen in unserem Gebiet, wie sie durch die Ufer am Felixsee oder die flachen Sandufer im Bereich geringer Strömungsgeschwindigkeiten an unseren Fließgewässern wie der Ems repräsentiert werden, eine *Orthetrum cancellatum-Gomphus pulchellus*-Zönose zu benennen, deren Begleiter etwa den von JACOB (1969) für seine *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose angegebenen Arten entsprechen.

6. Diskussion

Insgesamt beobachtete ich nur 27 der für die Westfälische Bucht nachgewiesenen 61 Arten. Wenn auch sämtliche Libellen-Zönosen nur aus bekannt euryöken Arten zusammengesetzt sind, fallen doch Unterschiede in der Arten- und Individuenzahl auf. Welche Faktoren können für die Ausprägung der unterschiedlichen Zönosen verantwortlich sein?

Bisher ließen sich für Libellen nur der pH-Wert, die Wasserströmung und der Sauerstoffgehalt überzeugend als limitierende Biotopfaktoren darstellen, und dementsprechend wurden einige rheobionte und acidobionte Libellen beschrieben. Eine Bindung über gewisse Eiablagepflanzen an einen bestimmten, auch wasserchemisch charakterisierbaren Biotoptyp läßt sich wohl nur bei *Aeshna subarctica* mit ihrer Bindung an flutende Sphagnen (SCHMIDT 1964) und bei *Aeshna viridis* mit ihrer Bindung an *Stratiotes aloides* vertreten. Die geographische Verbreitung von *A. viridis* ist streng mit der von *Stratiotes aloides* korreliert.

Jedoch gelten alle der in den hier beschriebenen Biotopen festgestellten Libellenarten als euryöke Tiere, bei denen sogar gelegentlich die Abhängigkeit von so markanten Biotopqualitäten wie Fließwasser oder Stillwasser durchbrochen werden kann. So fand DITTMAR (1955) *Sympetrum*-Larven in einem Bach.

Vom Wasserchemismus her hebt sich gerade der Hanfteich als saures und relativ elektrolytarmes, aber astatisches Gewässer aus der Reihe ab. Seine Libellen-Zönose könnte entsprechend dem Wasserchemismus auch heute noch eine typische Zusammensetzung aus den acidophilen Arten der Libellulidae und etlichen unspezifischen Begleitern haben, wie sie in der Tabelle 2 vor 1965 dargestellt ist. Jedoch stellt der astatische Charakter heute zusätzliche Bedingungen her, durch die einige wenige austrocknungsresistente, aber sonst gänzlich unspezifische Arten selektiert werden. FISCHER (1961) untersuchte astatische Kleingewässer und fand etliche Zygopterenarten als austrocknungsresistent, wenn auch ihre Zahl mit der Dauer des Trockenliegens abnahm. Immer dominierten aber in periodischen Gewässern die Lestidae gegenüber den Coenagrionidae, also univoltine gegenüber semivoltinen Arten. Das Bild der Libellen-Zönose des Hanfteiches, der gewöhnlich ab August trockenliegt, entspricht ganz diesen Beobachtungen, doch ist es bemerkenswert, daß hier *Lestes sponsa* fehlte, nach FISCHER (1961) die Art mit der größten Plastizität und auch in den von dieser Autorin untersuchten periodischen Gewässern immer vorhanden. Die Art ist säuretolerant, und ich bezweifle, daß die Vegetationsstruktur hier der ausschließende Faktor ist, denn die Art kommt an anderen Gewässern mit reichlichem *Juncus*-Bewuchs durchaus regelmäßig vor.

Auch mit *Lestes dryas* liefert der Hanfteich ein Beispiel dafür, daß für die Masse der Arten nachteilig entwickelte Biotopqualitäten einen Spezialisten begünstigen können. Die univoltine *Lestes dryas* kann unter den Zygoptera geradezu als Charakterart periodisch austrocknender Flachsümpfe nach Art des Hanfteiches bezeichnet werden. Nach extrem kurzer Larvalentwicklung im Frühjahr schlüpfen die Imagines relativ früh und rechtzeitig vor dem sommerlichen Austrocknen. Ihre dann endophytisch abgelegten Eier überstehen leicht die sommerliche Trockenheit und den Winter, bis im nächsten Frühjahr die Larven erst dann schlüpfen, wenn der Weiher bereits wieder Wasser führt. Aus der Massenentwicklung der Larven unter den gegenwärtigen ökologischen Verhältnissen muß man schließen, daß unbekannte Faktoren — vielleicht mikroklimatischer oder ernährungsphysiologischer Art (fehlende Konkurrenz durch Larven anderer Zygoptera?) — diese Libelle im Vergleich zu Zeiten permanenten Wasserstandes begünstigen.

Andererseits könnte das Verschwinden von *L. sponsa*, die spätsommerliches Austrocknen ihres Habitats durchaus überlebt, möglicherweise dadurch erklärt werden, daß sie einer noch nicht genau beschreibbaren Konkurrenz durch *L. dryas* während des Larvenstadiums erliegt. Die Auswirkungen interspezifischer Konkurrenz während des Larvenstadiums auf die Zönosen der Imagines wurden von BENKE (1978) durch Eliminierung einzelner Arten aus einem Habitat erstmals experimentell demonstriert. Die quantitative Reduktion einer Art bei Anwesenheit einer anderen führt BENKE darauf zurück, daß die später erscheinenden Larven der einen Art den dann bereits älteren und größeren Larven der anderen Art im Übermaß als Beute zum Opfer fallen — „Syntopie“ der beiden Larvenarten natürlich vorausgesetzt. Das könnte für das Verhältnis zwischen *L. sponsa* und *L. dryas* durchaus zutreffen: die Larven von *L. dryas* schlüpfen früher als die von *L. sponsa* und sind ihnen immer in der Entwicklung voraus.

Auch das Verschwinden von *Libellula quadrimaculata* ist auffällig, da die Larve dieser Art einerseits ebenfalls als austrocknungsresistent gilt und andererseits die durchaus säuretolerante Libelle früher hier heimisch war. Auch heute führt der Hanfteich zur Zeit der Eiablage von *L. quadrimaculata* noch Wasser, doch benötigt diese Art zur Eiablage eine offene Wasserfläche, die hier nicht gegeben ist. Das trifft auch für die *Leucorrhinia*-Arten zu, deren semivoltine Larven aber möglicherweise weniger austrocknungsresistent sind.

MÜNCHBERG (1956) bezeichnet auch die am Hanfteich heute fehlende *Aeshna cyanea* als sehr empfindlich gegen Austrocknung, während die *Sympetrum*-Arten, die hier am Hanfteich in großer Abundanz auftreten, dagegen resistent sind.

Die artenarme, aber sehr individuenreiche Libellenzönose des Hanfteiches wird also entscheidend von dessen astatischem Charakter und dem eintönigen Vegetationsbild bestimmt.

Von Bedeutung ist der Nachweis von *Ischnura pumilio* am Hanfteich aus dem Jahre 1937 (vergl. GRIES & OONK 1975). Heute ist nicht mehr bekannt, ob die Art sich damals im Hanfteich entwickelte, was jedenfalls angesichts des sehr niedrigen pH-Wertes in diesem Habitat bemerkenswert wäre. Bis heute ist nämlich nur einmal von einer Entwicklung von *I. pumilio* in derartig saurem Wasser berichtet worden (RUDOLPH 1978), während gewöhnlich „Lehmtümpel“ als der für diese Art typische Habitat genannt werden.

Die übrigen Gewässer lassen sich wasserchemisch untereinander nicht signifikant abgrenzen. Allerdings ist auffällig, daß gerade an den beiden Gewässern mit der größten Schwankungsbreite der wasserchemischen Daten die artenreichsten Libellen-Zönosen zu finden sind. Die Fluktuationen im Elektrolytgehalt sind dabei im Wiesentümpel mit seinem kleinen, aber konstanten Wasservolumen wohl überwiegend als endogen anzusehen, während im größeren Ententeich durch allochthonen Eintrag ein periodischer Ionenüberschuß erzeugt wird. Dagegen sind an den Gewässern mit einem im Vergleich zum Ententeich geringfügig niedrigeren Gesamt-Ionengehalt, aber großer saisonaler Konstanz der Ionenmenge (Huronensee, Gertrudensee) die schwächeren Zönosen vorhanden.

Es ist nicht damit zu rechnen, daß die feinen Unterschiede im Wasserchemismus dieser Gewässer die Artenspektren der Zönosen differenzieren, denn die Toleranzbreite der Larven wohl aller hier gefundenen Libellen gegenüber dem Elektrolytgehalt des Reproduktionsgewässers ist groß. So fand DITMAR (1955) Larven von *Cordulegaster boltoni* auch in Bächen mit einem hohen Eisengehalt von 5 mg/l. ILLIES (1952) war der Meinung, daß hoher Ca-Gehalt des Wassers nicht limitierend auf die Fließwasser- und Tümpelarten wirke. Zahlreiche Libel-

lenarten entwickeln sich auch im Brackwasser (KIAUTA 1965). Erst ein Gehalt von 300 mg Cl/l wird von KIAUTA (1968) als Grenzwert angesehen, oberhalb dessen einige Arten empfindlich reagieren. Aber gerade gegenüber dem Chloridgehalt, jedoch auch gegenüber anderen Ionen im Medium, besitzen Libellenlarven ein ausgezeichnetes Regulationsvermögen (MOENS 1975; WICHARD & KOMNICK 1974; LAUER 1969). Die Regulation geschieht über Teile der rectalen respiratorischen Epithelien (GREVEN & RUDOLPH 1973).

Die Situation am Ententeich zeigt jedenfalls, daß ein konstant ausgewogenes Ionenverhältnis für die Existenz von Libellenlarven nicht von solcher Bedeutung ist wie z. B. für unsere Süßwasseramphipoden (SCHUMANN 1928). Auch JACOB (1969) gibt Beispiele extrem differierender wasserchemischer Daten aus mehreren Biotopen an, die von der gleichen Libellen-Zönose besiedelt waren. JACOB führt diese Beispiele als Beleg dafür an, daß die betreffenden Arten ihre Biotopwahl aufgrund psychologischer Mechanismen nach der Uferphysiognomie und dem Vegetationscharakter trafen.

Unter Umständen bevorzugen die Imagines innerhalb eines Biotopes kleinere Teilräume (Habitats), die sich durch ihre Pflanzengesellschaften oder ihre Physiognomie von anderen Teilräumen abheben, wie z. B. ein flaches kahles Sandufer vom angrenzenden mit Buschwerk bestandenen Ufer. Der naheliegende Versuch, eine globale Abhängigkeit einzelner Libellenarten von bestimmten Pflanzengesellschaften zu beschreiben (vergl. ANT 1967), muß aber zurückgewiesen werden. Ausnahme könnte die bereits erwähnte *Aeshna viridis* sein.

Ein gutes Beispiel für den hiermit angesprochenen Mechanismus der Habitatwahl stellt die Zygoptere *Erythromma najas* dar, die an verschiedenartigsten Gewässern lebt und auch säuretolerant ist. Eine Biotopbindung läßt sich bis jetzt nicht zeigen, wohl aber eine Habitatbindung. Die Art hält sich nur über dem freien Wasser mit in der Wasserfläche flottierendem Pflanzenmaterial auf, also über den Schwimmblättern von *Nuphar*, *Nymphaea*, *Potamogeton*, *Polygonum* oder *Ranunculus*, aber auch über in der Wasserfläche liegenden Pflanzenmassen von *Elodea*, *Myriophyllum* oder Fadenalgen. Von daher läßt sich eine Habitatstruktur beschreiben, an die diese Art gebunden ist und die natürlich visuell wahrgenommen wird. Auslösendes Moment für eine Ansiedlung scheint die Möglichkeit zu sein, sich unmittelbar an der Wasseroberfläche auf Schwimmblätter absetzen zu können. Neuerdings ist die Bevorzugung in der Wasserfläche liegender horizontaler Sitzplätze bestimmter Größe, Form und Farbe sogar experimentell nachgewiesen worden (MOKRUSHOV 1976).

Man kann also diese Art wohl den Potametalia zuordnen, sie darin aber keiner Assoziation angliedern. Dagegen läßt sie sich aus einigen Assoziationen dieser Ordnung ausschließen: Gesellschaften mit zu hoch über den Wasserspiegel hinauswachsenden Pflanzen werden eventuell überflogen, aber nicht besiedelt. Dazu gehören das Hottonietum palustris, das Stratiotetum und aus der Ordnung der Phragmitetalia das Oenanthe-Rorippietum und Röhrichte. Doch sah ich die Art auch über dem Sagittario-Sparganietum, wenn die begleitende *Nuphar luteum* darin vertreten war.

Auch in allen hier untersuchten Biotopen, die den bezeichneten Habitattyp in irgendeiner Ausprägung enthalten, lebt *Erythromma najas*. Sie siedelt aber nicht am Ententeich, der mit *Oenanthe aquatica* und *Ranunculus aquatilis* bewachsen ist. Es ist sicher nicht der Ionenreichtum des Wassers, der die Art hier fernhält, denn sie siedelt auch an überdüngten breiten Wiesengraben, z. B. an den stark abwasserbelasteten Gräben von Schloß Stapel bei Havixbeck.

Bekannt ist die Bindung der ubiquistischen und auch leicht säuretoleranten *Chalcolestes viridis* an den Habitattyp „Laubbäume am Ufer“, der in unterschiedlichen Biotopen vorkommt. Die Art lebt ebenfalls in allen beschriebenen Biotopen, die den Habitattyp enthalten, ausgenommen den jungen Felixsee, den sie vielleicht noch nicht erreicht hat.

Die Libellulide *Leucorrhinia caudalis*, die vor Jahrzehnten für den Huronensee typisch war, bevorzugt einen von der Physiognomie her sehr ähnlichen, wenn nicht denselben Habitattyp wie *Erythromma najas*, jedoch überlagert sich eine Bindung an einen bestimmten Biotop, nämlich an saure Gewässer. Heute enthält der Huronensee zwar noch adäquate Habitate (reichlich *Nuphar* und *Nymphaea*), doch entspricht der Biotoptyp vom Wasserchemismus her nicht mehr den Anforderungen dieser Art.

Huronensee und Gertrudensee bieten ein brauchbares Beispiel, um die unterschiedlichen Artenzahlen in den Zönosen mit dem „psychologischen Modell“ der Habitatwahl zu begründen. Im Gegensatz zum artenreichen Ententeich enthalten Huronensee und Gertrudensee nur zwei Nischen: den physiognomisch monotonen Ufersaum mit seinen Laubbäumen und ohne Helophyten und die Schwimmblattzone in der Gewässermitte. In beiden Fällen sind diese Nischen typisch von *Chalcolestes* und *Erythromma* besiedelt. An beiden Gewässern sind die sonst für krautreiche Ufer bezeichnenden Coenagrionidae auf die Schwimmblattzone beschränkt und dementsprechend suboptimal vertreten. Aber auch alle anderen Arten sind zumindest am Huronensee nur unterdurchschnittlich vertreten.

Möglicherweise könnte zu gewissen Zeiten der Sauerstoffgehalt zu einem zwischen den Gewässern differenzierenden Faktor werden. Der im Vergleich zu den übrigen Gewässern niedrige Sauerstoffgehalt im Huronensee (Tab. 1) lag bei einer Messung im Frühjahr zwar noch über dem für die Zygopteren *Coenagrion puella* und *Pyrrhosoma nymphula* ermittelten Minimum von 4 bzw. 5,5 mg O₂/l (ZAHNER 1965). Allerdings zeigt der Huronensee, der wohl überwiegend auf physikalischen Sauerstoffeintrag angewiesen ist, da er nur Nymphaeaceae als Makrophyten enthält, den höchsten Biochemischen Sauerstoff-Bedarf (BSB₅; vergl. Tab. 1), und während der sommerlichen Maxima mikrobieller Abbauprozesse könnte es in diesem sehr stark mit Fallaub belasteten See über dem mächtigen Bodenschlamm durchaus zu Sauerstoffmangel und erhöhter Bildung von toxischem und sauerstoffzehrendem Schwefelwasserstoff kommen. Diese Ansicht wird gestützt durch die Ergebnisse KÜHLMANN's (1960), der in einem fallaubreichen seichten Tümpel extreme Gefälle im Sauerstoffgehalt vom Oberflächenwasser zum Bodenwasser feststellte, wobei am Boden der Sauerstoffgehalt weit unter den eben genannten Bedarfsminima von *Coenagrion puella* und *Pyrrhosoma nymphula* lag. Gerade die Zygopterenlarven reagieren recht empfindlich auf Sauerstoffmangel, während zumindest die alten Anisopterenlarven jederzeit atmosphärische Luft aufnehmen können. Am Huronensee könnte also geringer Sauerstoffgehalt des Bodenwassers die geringen Abundanzen in der rezenten Libellen-Zönose bedingen. Als Indikatorart mag die in der Biotopwahl ziemlich unspezifische *Coenagrion puella* dienen, die trotz ihres niedrigen Sauerstoff-Minimalbedarfes von 4 mg/l hier nur sehr schwach vertreten ist.

Sicher werden daneben andere Faktoren wirksam, vor allem ein geringeres Nahrungsangebot für die Larven als im Ententeich und im Wiesentümpel. Weiterhin ist die ohne Zweifel erhebliche Reduktion der Libellenlarven im Huronensee und im Gertrudensee durch den Fischbesatz zu nennen. Belege für die drastische, allerdings nach Arten verschieden starke Reduktion der Libellenlarven durch Fische hat MACAN (1966, 1977) geliefert.

Der Felixsee stellt wegen seines geringen Alters und der fortdauernden anthropogenen Beeinflussung einen Sonderfall dar. Für die Kolonisierung eines neuen Gewässers durch Libellen ist der wesentlichste Faktor der Wandel ökologischer Qualitäten über die Jahre hin, der allmählich für immer mehr Arten adäquate Lebensbedingungen an einem einst sterilen Baggersee schafft. MOORE (1954, 1976) berichtete von neu geschaffenen Gewässern, an denen die Besiedlung zwar insgesamt über mehr als ein Jahrzehnt vor sich ging, wo aber im entsprechenden Zeitraum bereits etwa doppelt so viele Arten heimisch wurden wie am Felixsee. In zehn Jahren hat sich der Felixsee also nicht ausreichend differenziert entwickelt. Zwar ist das Wasser durch Einspülung von Düngemitteln nährstoffreich, doch konnten sich bisher weder eine ausreichend vielfältige Ufervegetation noch eine wesentliche submerse Vegetation ausbilden. Hierfür ist der intensive Badebetrieb verantwortlich.

Es bleibt festzuhalten, daß die Libellen-Zönosen an den sechs Gewässern nur aus euryöken Arten zusammengesetzt und außer am Ententeich auch vergleichsweise artenarm sind. Die rezenten Artenspektren und Abundanzen lassen sich ansatzweise begründen mit unterschiedlicher Ausprägung der Komponenten eines Faktorengefüges aus Vegetationscharakter, Alter, Wasserchemismus und Sauerstoffgehalt, wozu unter Umständen die fehlende Persistenz eines Gewässers hinzuzufügen ist. Das Vegetationsbild kann in sonst strukturell sehr verschiedenen Biotopen ähnliche Habitate schaffen, die jeweils von derselben Art besiedelt werden (Beispiele: *Erythronna najas* am Huronensee und am Wiesentümpel; *Chalcolestes viridis* am Huronensee und am Ententeich). Starke Schwankungen im Wasserchemismus sind typisch für pflanzenreiche Kleingewässer. Sie wirken nicht limitierend auf die Libellenfauna, sofern nicht — bisher unbekannte — Grenzwerte für gewisse toxische Ionen, z. B. Ammoniak, Ammonium, nach oben überschritten werden. Gerade am Ententeich und am Wiesentümpel halten sich trotz der Schwankungen im Wasserchemismus seit Jahren (Ententeich: seit mehr als 12 Jahren) die reichsten Libellen-Zönosen. Am Hanfteich und am Huronensee gingen langfristigen Änderungen in dem Faktorengefüge Veränderungen der früher artenreichen charakteristischen Libellen-Zönosen parallel: Arten mit beschreibbarer Biotopbindung (acidobionte und acidophile Arten) verschwanden, wenige unspezifische Arten blieben zurück.

7. Literatur

- ANT, H. (1967): Das Auftreten von Odonaten-Imagines in einigen Pflanzengesellschaften des Lippe-Ufers. — Schriftenr. Vegetationskde. **2**, 237—240.
- , — & H. ENGELKE (1973): Die Naturschutzgebiete der Bundesrepublik Deutschland. — Bonn-Bad Godesberg.
- BENKE, A. C. (1978): Interactions among coexisting predators — a field experiment with dragonfly larvae. — J. anim. Ecol. **47**, 335—350.
- DITTMAR, H. (1955): Ein Sauerlandbach. Untersuchungen an einem Wiesen-Mittelgebirgsbach. — Arch. Hydrobiol. **50**, 305—552.
- FISCHER, Z. (1961): Some data on the Odonata larvae of small pools. — Int. Rev. Hydrobiol. **46**, 269—275.
- GESSNER, F. (1932): Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer und ihre Beziehungen zur Pflanzenassimilation. — Arch. Hydrobiol. **24**, 590—602.
- GRAEBNER, P. (1925): Vegetationsskizze des Naturschutzgeländes „Gelmer Heide“ bei Münster. — Jber. Bot. Sekt. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **51/52**, 292—304.

- GREVEN, H. & R. RUDOLPH (1973): Histologie und Feinstruktur der larvalen Kiemenkammer von *Aeshna cyanea* (Odonata, Anisoptera). — Z. Morph. Tiere **76**, 209—226.
- GRIES, B. & W. OONK (1975): Die Libellen (Odonata) der Westfälischen Bucht. — Abh. Landesmus. Naturk. Münster **37** (1), 2—36.
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. — Arch. Hydrobiol. **46**, 424—612.
- JACOB, U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung einheimischer Libellen. — Faun. Abh. Mus. Tierkde. Dresden **2**, 197—239.
- KAJA, H. (1951): Über die Flora des Naturschutzgebietes „Hanfteich“. — Naturschutz in Westf., Beiheft zu Natur u. Heimat **11**, 99—103.
- KIAUTA, B. (1965): Notes on the Odonate fauna of some brackish water of Walcheren island. — Entomol. Ber. **25**, 54—58.
- , — (1968): Additions to the list of Odonata of the Dutch wadden islands, with an account of water quality data of larval habitats, and a review of the dragonfly fauna of the Dutch and German Northsea islands. — Biol. Jaarb. Dodonaea **36**, 88—114.
- KOLBE, H. (1886): Liste der in Westfalen gefundenen Odonata. — Jber. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **14**, 55—57.
- KÜHLMANN, D. (1960): Zur Frage der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Sauerstoff und anderen chemischen Faktoren in kleinen Gewässern. — Gerl. Beitr. Geophys. **79**, 294—319.
- LAUER, G. (1969): Osmotic regulation of *Tanyptus nubifer*, *Chironomus plumosus*, and *Enallagma clausum* in various concentrations of saline lake water. — Physiol. Zoology **42**, 381—387.
- MACAN, T. T. (1966): The influence of predation on the fauna of a moorland fishpond. — Arch. Hydrobiol. **61**, 432—452.
- , — (1977): The influence of predation on the composition of freshwater animal communities. — Biol. Rev. **52**, 45—70.
- MOENS, J. (1975): Osmoregulation and the regulation of the free amino acid concentration in the haemolymph of the larvae of *Aeshna cyanea* (Müller) (Anisoptera, Aeshnidae). — Odonatologica **4** (3), 169—176.
- MOKRUSHOV, P. (1976): Visual stimuli in behaviour of dragonflies III. Choice of a settling place in *Erythromma najas*. — Vestnik Zoologii **4**, 20—24.
- MOORE, N. W. (1954): On the dispersal of Odonata. — Proc. Bristol Nat. Soc. **28**, 407—417.
- , — (1976): The conservation of Odonata in Britain. — Odonatologica **5** (1), 37—44.
- MÜNCHBERG, P. (1956): Die tierische Besiedlung etwa zehnjähriger Bombentrichter. — Arch. Hydrobiol. **52**, 185—203.
- PETERS, G. (1972): Gibt es Konkurrenz zwischen Libellenarten (Odonata)? — Entomol. Ber. **1972**, 104—107.
- PICHLER, W. (1939): Unsere derzeitige Kenntnis von der Thermik kleiner Gewässer. — Int. Rev. Hydrobiol. **38**, 231—242.
- PRETSCHER, P. (1977): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Tierarten II: Libellen. — Natur u. Landschaft **52** (1), 10—13.
- REICHLING, H. (1929): Naturschutzmerkbuch für die Provinz Westfalen. — Münster.
- RUDOLPH, R. (1976): Die Libellenfauna des NSG Steinbruch Vellern. — Natur u. Heimat **36** (2), 25—28.
- , — (1978): Dragonflies new for the Nature Reserve Zwillbrocker Venn, Westfalia, German Federal Republic. — Notulae Odonatologicae **1** (2), 30.
- RUNGE, F. (1961): Die Naturschutzgebiete Westfalens und des Regierungsbezirks Osnabrück. — Münster.
- SCHMIDT, E. (1964): Zur Verbreitung und Biotopbindung von *Aeshna subarctica* Walker in Schleswig-Holstein (Odonata). — Faun. Mitt. Norddeutschl. **2** (7/8), 197—201.
- , — (1972): Die Odonatenfauna des Teufelsbruchs und anderer Berliner Moore. — Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde Berlin (N.F.) **12**, 106—131.
- , — (1975): Zur Veränderung der Libellenfauna einiger Berliner Moore in den letzten fünf Jahren. — Berliner Naturschutzbl. **19**, 155—158.
- , — (1977): Ausgestorbene und bedrohte Libellenarten in der Bundesrepublik Deutschland. — Odonatologica **6** (2), 97—103.
- SCHMIDT, R. (1924): Die Odonaten der Umgebung von Münster i. Westf. — Jber. Zool. Sekt. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **50/51/52**, 148—156.
- SCHUMANN, F. (1928): Experimentelle Untersuchungen über die Bedeutung einiger Salze, insbesondere des kohlen-sauren Kalkes für Gammariden und ihr Einfluß auf deren Häutungsphysiologie und Lebensmöglichkeit. — Zool. Jb. Physiol. **44**, 623—704.

- ST. QUENTIN, D. (1960): Die Odonatenfauna Europas, ihre Zusammensetzung und Herkunft. — Zool. Jb. Syst. **87**, 301—316.
- TEYROVSKY, V. (1977): Ethologische Aspekte in der Lokalfaunistik der Odonaten. — Verh. 6. Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleur. 1975, Den Haag, 43—46.
- WEMER, P. (1905): Der Huronensee bei Münster. — Jber. Zool. Sekt. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **33**, 46—47.
- WICHARD, W. & H. KOMNICK (1974): Zur Feinstruktur der rektalen Tracheenkiemen von anisopteren Libellenlarven II: Das rektale Chloridepithel. — Odonatologica **3** (2), 129—135.
- ZAHNER, R. (1965): Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand. — Arch. Hygiene u. Bakteriologie **149** (3/4), 243—256.

Anschrift des Verfassers: Dr. Rainer Rudolph, Päd. Hochschule Westfalen-Lippe, Abt. Münster, Lehrgebiet Biologie, Fliegerstraße 21, 4400 Münster.