

Zur Bedeutung hydrochemischer Parameter stehender Kleingewässer des Hagerer Raumes für die Libellenfauna

Martin Schlüpmann

eingegangen: 10. März 1994

Summary

ON THE SIGNIFICANCE OF HYDROCHEMICAL PARAMETERS OF STAGNANT SMALL-SCALE WATERS IN THE AREA OF HAGEN FOR THE DRAGONFLY FAUNA - Direct relationships between the hydrochemistry of eutrophic stagnant waters and the dragonfly species populating them could not be proven. Significant differences between the random sampling of different species were seldomly proven and when they occurred, they could not be explained or seen as an indication of other causal connections. The trophic condition as a complex condition depending on the content of nutrients in stagnant waters does influence the occurrence of dragonflies, however, the causal connections are complex. The chain of cause and effect: "hydrochemistry - vegetation - occurrence of dragonflies" can be seen as probable. If the different patterns of propagation and provable differences in limnochemical situation of the waters of different geographical regions are taken into consideration it can be determined that the pH-value, the hardness of the water, the chloride content and the conductivity in the measured spectrum have no influence on the occurrence of dragonflies. Nevertheless considerable results arose with regards to the tolerance towards low oxygen contents, high pH-values and high contents of nitrite, ammonium and phosphate.

1. A large tolerance towards extreme oxygen shortage ($< 2 \text{ mg/l}$) for at least a short period of time was shown by *Pyrrosoma nymphula*, *Aeshna cyanea*, *Anax imperator* and *Libellula depressa*.

2. The average pH-value of the waters of almost all species are within a characteristic range for eutrophic condition between 7 and 8. For two species the average pH-value was determined in a light acid or neutral range: *P. nymphula* and *A. cyanea*. Apparently pH-values of more than 8 and partially more than 9 as a result of biogenic decalcification in the summer are tolerated by all species.

3. The total hardness of the waters of almost all species is within the medium hard range. Only the average hardness for *P. nymphula* and *A. cyanea* can be called soft. Most dragonfly species are tolerant towards soft to quite hard water, partially the span will also go from very soft to very hard. *Lestes sponsa*, *Aeshna mixta* and *Orthetrum cancellatum* show a remarkably small variance, *Enallagma cyathigerum* and *L. depressa* show a remarkably large one. The situation for the carbonate hardness corresponds with the total hardness to a large extent.

4. Nitrite contents of more than 0,2 mg/l are tolerated by at least 6 species: *P. nymphula*, *O. cancellatum* (at least 0.25 mg/l), *A. imperator*, *L. depressa* (at least 0.50 mg/l), *Ischnura elegans* (at least 0.75 mg/l) and *A. cyanea* (more than 1.0 mg/l). Ammonium contents of 1,0 mg/l and more is tolerated by at least 5 species: *L. depressa* (1.0 mg/l), *I. elegans*, *O. cancellatum* (2.0 mg/l), *Coenagrion puella* (5.0 mg/l) and *A. cyanea* (10 mg/l).

5. Excessive phosphate contents are tolerated by almost all species, extreme values (10 mg/l) are tolerated by at least *P. nymphula* and *A. cyanea*.

6. Regarding the chloride contents it appears that there is an even distribution for those species tested by means of a sufficient amount of random sampling. Only the large variance for *A. cyanea* differs from that of other species.

7. The conductivity values of the water was in the middle of a characteristic range for eutrophic conditions for practically all species. The amplitude ranges from oligo- or meso- to hypertrophic conditions for many species. Conductivity values of more than 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ are tolerated by *P. nymphula*, *I. elegans*, *C. puella*, *A. cyanea* and *L. depressa*.

Key words: hydrochemistry, eutrophic stagnant waters, dragonflies, tolerance, oxygen shortage

Zusammenfassung

Direkte Beziehungen zwischen der Hydrochemie eutropher stehen- der Gewässer und den von ihnen besiedelten Libellenarten wurden nicht nachgewiesen. Signifikante Unterschiede zwischen den Stichproben verschiedener Arten waren nur selten nachweisbar, und wenn sie auftraten, nicht erklärbar oder Indiz anderer kausaler Zusammenhänge. Die Trophie als komplexer vom Nährstoffgehalt abhängiger Zustand stehender Gewässer beeinflusst das Vorkommen von Libellen, doch sind die Kausalbeziehungen komplex. Eine Kausalkette Hydrochemie - Vegetation - Libellenvorkommen kann als wahrscheinlich angenommen werden.

Berücksichtigt man die unterschiedlichen Verbreitungsmuster der Arten und die nachweisbaren Unterschiede der limnochemischen Si-

tuation der Gewässer verschiedener Naturräume, so läßt sich festhalten, daß der pH-Wert, die Wasserhärte, der Chloridgehalt und die Leitfähigkeit in dem gemessenen Spektrum keinen Einfluß auf das Vorkommen von Libellen haben. Immerhin ergaben sich nennenswerte Ergebnisse hinsichtlich der Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten, hohen pH-Werten und hohen Gehalten an Nitrit, Ammonium und Phosphat.

1. Eine große Toleranz gegenüber extremem Sauerstoffmangel (< 2 mg/l) zeigen zumindest über einen kurzen Zeitraum *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna cyanea*, *Anax imperator* und *Libellula depressa*.

2. Die pH-Wert-Mittel der Gewässer von fast allen Arten liegen in einem für eutrophe Verhältnisse charakteristischen Bereich zwischen 7 und 8. Für 2 Arten sind pH-Wert-Mittel im leicht sauren bzw. neutralen Bereich festgestellt: *P. nymphula* und *A. cyanea*. pH-Werte von über 8 und teilweise über 9, als Folge sommerlicher biogener Entkalkung, werden von offenbar allen Arten toleriert.

3. Die Gesamthärte der Gewässer fast aller Arten liegt im mittelharten Bereich. Nur die von *P. nymphula* und *A. cyanea* sind durchschnittlich als weich zu bezeichnen. Die meisten Libellenarten tolerieren weiches bis ziemlich hartes Wasser, teilweise reicht die Spanne auch von sehr weich bis sehr hart. *Lestes sponsa*, *A. mixta* und *Orthetrum cancellatum* zeigen eine auffallend geringe Varianz, *Enallagma cyathigerum* und *L. depressa* dagegen eine auffallend große. Das Bild für die Carbonathärte entspricht weitgehend dem der Gesamthärte.

4. Nitritgehalte von über 0,2 mg/l tolerieren mindestens 6 Arten: *P. nymphula*, *O. cancellatum* (mind. 0,25 mg/l), *A. imperator*, *L. depressa* (mind. 0,5 mg/l), *Ischnura elegans* (mind. 0,75 mg/l) und *A. cyanea* (mehr als 1,0 mg/l). Ammoniumgehalte von 1,0 mg/l und mehr tolerieren mindestens 5 Arten: *L. depressa* (1,0 mg/l), *I. elegans*, *O. cancellatum* (2,0 mg/l), *Coenagrion puella* (5,0 mg/l) und *A. cyanea* (10,0 mg/l).

5. Überhöhte Phosphatgehalte werden von fast allen Arten toleriert, extreme Werte (10 mg/l) zumindest von *P. nymphula* und *A. cyanea*.

6. Bei den Chloridgehalten zeigt sich für die Arten mit ausreichendem Stichprobenumfang eine Gleichverteilung. Lediglich die große Varianz für *A. cyanea* unterscheidet sich von der anderer Arten.

7. Die Leitfähigkeitswerte der Gewässer praktisch aller Arten liegen im Mittel in einem für eutrophe Bedingungen charakteristischen Bereich. Bei vielen Arten reicht die Amplitude von oligo- oder meso- bis zu hypertrophen Bedingungen. Leitfähigkeitswerte von über 1000 $\mu\text{S/cm}$ tolerieren *P. nymphula*, *I. elegans*, *C. puella*, *A. cyanea* und *L. depressa*.

Einleitung

Welche Bedeutung hydrochemische Faktoren für das Vorkommen von Libellen haben und ob sie differenzierend auf Odonatenzönosen wirken, ist bislang wenig bekannt. Im Zusammenhang mit dem

Sauerstoffgehalt, dem pH-Wert, dem Salzgehalt und dem Trophiegrad sind solche Beziehungen denkbar und vereinzelt auch nachgewiesen. Zu vermuten ist allerdings, daß bei den meisten Parametern keine unmittelbaren Beziehungen auftreten. Doch sind immerhin mittelbare über die Vegetation oder über Nahrungsnetze zu erwarten, so daß Präferenzen gegebenenfalls nachweisbar sein müßten.

Im Rahmen einer Diplomarbeit über die Libellenfauna des Hager Raumes (SCHLÜPMANN, 1989) wurden an einem großen Teil der odonatologisch untersuchten Gewässer auch hydrochemische Daten erhoben (vgl. SCHLÜPMANN, 1993). Angesichts des großen Stichprobenumfangs erschien es sinnvoll, der Frage, ob Beziehungen direkter oder indirekter Natur bestehen oder zumindest wahrscheinlich sind, nachzugehen. Da experimentelle Untersuchungen, die für eine kausale Erklärung möglicher Beziehungen unumgänglich sind, im Rahmen dieser faunistisch-ökologischen Arbeit weder möglich noch beabsichtigt waren, konnten sich die Untersuchungen lediglich auf die Wahrscheinlichkeit solcher Beziehungen mittels statistischer Methoden beschränken. Allemal sind sie geeignet zur deskriptiven Beschreibung der Habitate der Libellenarten.

Material und Methode

An 190 stehenden Kleingewässern führte ich von Juli bis Oktober 1988 204 wasserchemische Analysen durch. Das Untersuchungsgebiet liegt an der südwestfälischen Mittelgebirgsschwelle in Nordrhein-Westfalen. Es umfaßt das Hager Stadtgebiet und Teile der Städte Breckerfeld, Herdecke (Ennepe-Ruhr-Kreis), Iserlohn (Märkischer Kreis), Schwerte (Kreis Unna) sowie der Gemeinden Nachrodt-Wiblingwerde und Schalksmühle (Märkischer Kreis). Es ist bei SCHLÜPMANN (1989, 1993) ausführlich beschrieben.

Alle hydrochemischen Analysen führte ich vor Ort mit Oberflächenwasser durch. Die Temperatur wurde mit einem Schöpftthermometer (Flüssigkeitsthermometer), das auf eine Genauigkeit von 0,1 °C geeicht war, gemessen. Die Leitfähigkeits- und pH-Messungen wurden mit einem werkgeeeichten und temperaturkompensierten Gerät der Fa. Neukum elektronik durchgeführt, die pH-Werte mit einer Abstufung von 0,01 Einheiten bestimmt.

Die übrigen hydrochemischen Parameter untersuchte ich mit Reagenziensätzen der Fa. MERCK titrimetrisch und colorimetrisch. Zur Anwendung kamen folgende Reagenziensätze: Aquamerck 11107: Sauerstoffbestimmung (Die Methode entspricht der Sauerstoffbestimmung nach WINKLER; Abstufung von 0,1 mg O₂/l), Aquamerck 11103: Carbonathärte-Test (Methode: acidimetrische Titration gegen Mischindikator; Abstufung: 1 °d), Aquamerck 11104: Gesamthärte-Test (Methode: komplexometrische Titration gegen Flüssig-Indikator; Abstufung: 1 °d), Merckoquant 10017: Calcium-Test (Abstufung halbquantitativ: n. n. (= nicht nachweisbar) - 25 - 50 - 100 - 250 mg Ca⁺⁺/l), Aquamerck 11106: Chloridbestimmung (Methode: mercurimetrische Titration mit graduierter Titriereinrichtung; Abstufung: 1 mg Cl⁻/l), Aquamerck 11118: Nitrit (NO₂⁻)-Test (Methode: colorimetrische Bestimmung mit Sulfanilsäure und N-(Naphthyl-(1))äthylendiammoniumdichlorid; Abstufung: n. n. - 0,05 - 0,1 - 0,25 - 0,5 - 1,0 mg/l), Aquamerck 11117: Aquamerck Ammonium (NH₄⁺)-Test (Methode: colorimetrische Bestimmung mit Neßlers Reagenz; Abstufung: n. n. - 0,5 - 1,0 - 3,0 - 5,0 - 10,0 mg/l), Aquamerck 8046: Phosphat (PO₄³⁻)-Bestimmung (Methode: colorimetrische Bestimmung mit Ammoniumheptamolybdat; Abstufung: n. n. - 1 - 2,5 - 5 - 7,5 - 10 mg/l). Die Sauerstoffsättigung ist von der Temperatur und dem an der Wasseroberfläche herrschenden Luftdruck abhängig. Der Sauerstoffsättigungsindex, der den gemessenen Sauerstoffgehalt des Wassers als prozentualen Anteil vom Sauerstoffsättigungswert (für 760 Torr nach TRUESDALE, DOWNING und LOWDEN, 1955 aus MERCK, 1974) ausdrückt, wurde für die jeweils gemessene Wassertemperatur errechnet.

Fang und Determination von Odonatenlarven wurden fast ausnahmslos 1988 durchgeführt. Das galt auch für den größten Teil der Exuvienaufsammlungen. Die Anwendung dieser Methoden erbringt sichere Bodenständigkeitsnachweise und ist unabhängig von der Wetterlage und ermöglichte mir Untersuchungen bis weit in den Winter. Hinzugezogen wurden aber auch Daten von Imagines-Beobachtungen, wobei hierbei die Wahrscheinlichkeit der Bodenständigkeit anhand verschiedener Kriterien (Status, Verhalten, Anzahl) beurteilt und gewichtet wurde (vgl. SCHLÜPMANN, 1989, 1992):

- Stufe 5: Nachweise, bei denen Indigenität als sicher gelten kann
- Stufe 4: Nachweise, bei denen die Indigenität sehr wahrscheinlich ist
- Stufe 3: Nachweise, bei denen die Indigenität wahrscheinlich ist
- Stufe 2: Nachweise mit nur geringen Hinweisen auf Indigenität
- Stufe 1: Nachweise ohne Hinweise auf Indigenität

Zur Prüfung der Beziehungen von Libellenvorkommen und wasserchemischen Parametern setzte ich sehr enge Maßstäbe. Relevant ist die Wasserchemie, abgesehen von indirekten Wirkungen über Veränderungen der Vegetationszusammensetzung und -struktur, sicher nur bei den Larven. Berücksichtigt wurden daher für jede Art

die Nachweise der Indigenitätsstufen 3-5, also Nachweise mit wahrscheinlicher, sehr wahrscheinlicher oder sicherer Bodenständigkeit. Nachweise der Stufen 1 und 2, Gewässer bei denen keine oder nur geringe Hinweise auf Bodenständigkeit vorlagen, blieben völlig unberücksichtigt. Eine Larvenentwicklung der Art war hier zwar möglich, konnte aber nicht wahrscheinlich gemacht werden.

Ermittelt wurde die Spanne der gemessenen Parameter für jede Art. Zusätzlich führte ich bei einigen Parametern auch einen statistischen Vergleich der Varianz und des Mittelwertes durch. Alle statistischen Berechnungen folgten SACHS (1984). Berechnet wurden je nach Fragestellung u. a. arithmetischer Mittelwert (\bar{x}) und Standardabweichung (s). Zur statistischen Prüfung wurden der F- und der t-Test kombiniert durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion der Einzelparameter

Sauerstoff

Da die Sauerstoffgehalte ganz erheblichen Schwankungen unterlagen, bestimmte ich nur die Verbreitungsamplitude (Tab. 1).

Bemerkenswert war hier die große Toleranz von Larven mehrerer Libellenarten hinsichtlich sehr niedriger Sauerstoffkonzentrationen im Wasser. Dies galt für *Aeshna cyanea*, *Pyrrosoma nymphula*, *Anax imperator*, *Libellula depressa*, *Coenagrion puella* und *Ischnura elegans*. In Gewässern dieser Art konnten O_2 -Gehalte von unter 2 mg/l gemessen werden. *A. cyanea*-Larven wurden sogar bei nicht nachweisbarem Sauerstoffgehalt gefangen. Der gemessene Sauerstoffgehalt muß jedoch nicht dem des Aufenthaltsortes entsprechen, somit bleibt diese Beobachtung fraglich. Für die anderen Arten ergab sich wegen des geringen Stichprobenumfanges nur scheinbar eine geringere Toleranz. Dies kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden. Vor allem Langzeituntersuchungen mit regelmäßigen Messungen, die speziell die Aufenthaltsorte der Libellenlarven berücksichtigen, wären nötig. Einzelmessungen an Gewässern, wie von mir durchgeführt, haben nur eingeschränkte Aussagekraft. Andererseits dürften die Minimumwerte größenordnungsmäßig gesichert sein, da ich den Sauerstoffgehalt des Oberflä-

chenwassers gemessen hatte, der in tieferen Schichten aber häufig noch geringer ist (z. B. BEHRENS, 1932).

Die Verbreitungsamplitude der Libellenarten bezogen auf die Sauerstoffsättigung zeigt ein fast identisches Bild zu den Amplituden der Sauerstoffgehalte (Tab. 1).

Von Anisopteren, speziell *A. cyanea*-Larven ist bekannt, daß sie in sauerstoffarmem Wasser die Wasseroberfläche aufsuchen. Sie strecken ihre Abdomen über den Wasserspiegel, um mit dem Kiemenarm direkt atmosphärische Luft aufzunehmen (WALLENGREN, 1914), wozu nach MÜNCHBERG (1966), RUDOLPH (1979) und STERNBERG (1990) alle älteren Anisopteren-Larven in der Lage sind. ZAHNER (1959) stellt fest, daß die Larven der Fließgewässerarten *Calopteryx splendens* und *C. virgo*, die zu den Zygopteren zählen, unter Sauerstoffmangel gleichfalls an die Wasseroberfläche und darüber hinaus kriechen. Es ist zu vermuten, daß auch andere Libellenarten solche Ausweichbewegungen zeigen (vgl. auch CORBET, 1962).

Aus dem Flußsystem des Guadalquivir in der Sierra Morena hat ROMERO (1988) Daten geliefert, die auch einige der von mir untersuchten Arten betreffen. Eine hohe Toleranz gegenüber sauerstoffarmen Wasser stellt er vor allem bei *Anax imperator* (4,0 mg/l, hier 3,0 mg/l) und *Sympetrum striolatum* (1,9 mg/l, hier 6,0 mg/l) fest. Für *Lestes viridis* beschreibt er eine untere Grenze von 4,0 mg/l (hier 5,3 mg/l). Bei den anderen vergleichbaren Arten sind seine Stichproben zu gering. Vergleichswerte, die CARCHINI und ROTA (1985) aus einem Fluß in Mittelitalien liefern, weisen durchweg höhere Sauerstoffgehalte auf. Somit liegen für die hier interessierenden Arten keine vergleichbaren Minimumwerte vor. Auch bei anderen Arten deuten sich Minimumwerte an: So findet KRÜNER (1988) *Ceragrion tenellum* zwischen 4 und 8 mg/l, nicht jedoch unter 2 mg/l.

ZAHNER (1965, zit. in RUDOLPH, 1979) stellt für *P. nymphula* und *C. puella* Minimumwerte von 5,5 bzw. 4,0 mg/l fest, was wesentlich über den von mir gemessenen liegt. Auch zeigte sich im Raum Hagen, daß *P. nymphula*, neben *A. cyanea*, eine der wenigen Arten war, die noch relativ häufig in Fallaub-belasteten

Gewässern mit großer Sauerstoffzehrung zu finden war und es wurde keine Benachteiligung von Gewässern mit Faulschlamm Bildung gefunden (SCHLÜPMANN, 1989). Die von RUDOLPH (1979) vermutete Differenzierung der Libellenzönosen einiger von ihm untersuchter Gewässer bezüglich der *P. nymphula*- und *C. puella*-Vorkommen über das Sauerstoffregime ist von daher in Frage zu stellen, bedarf aber mindestens weiterer Untersuchungen.

Das Sauerstoff ein limitierender Faktor für Zygopteren in den eigentlichen Hochmoorgewässern sein kann vermutet STERNBERG (1990).

Es sei noch darauf hingewiesen, daß auch Sauerstoffübersättigung in biologischen Systemen zu Schäden führen kann, wie z. B. die Übersäuerung des Blutes bei Hyperventilation (Bohr-Effekt) oder die Gasblasenkrankheit der Forellen (KLEE, 1991) zeigt. Über Grenzwerte bei Libellen ist aber nichts bekannt. Da Sauerstoffübersättigung in stehenden Gewässern einhergeht mit biogener Entkalkung und pH-Wert-Anstieg wäre ein kausaler Zusammenhang ohnehin nur schwer nachweisbar.

MÜNCHBERG (1966) konnte experimentell nachweisen, daß das Sauerstoffbedürfnis der Libellenlarven sehr unterschiedlich ist und bei Temperaturerhöhung mediterrane weit mehr als nord-paläarktische Faunenelemente in der Lage sind, ihre Respiration und somit Stoffwechselaktivität zu steigern.

pH-Werte

Da im Untersuchungsgebiet keine extremen Werte auftraten (SCHLÜPMANN, 1993), habe ich Unterschiede der Varianz und des Mittelwertes für Arten mit nicht zu geringer Stichprobe geprüft (Tab. 2, 3). Die sehr kleine Varianz der pH-Werte von *Sympetrum sanguineum*-Gewässern war bis auf eine Ausnahme signifikant von jener der anderen Arten verschieden. Bei *Lestes viridis* wurde gleichfalls eine nur geringe Varianz gemessen, die sich auch von der vieler anderer Arten unterscheidet. Sonst konnten keine Varianzunterschiede festgestellt werden. Beim Mittelwertvergleich lassen sich die niedrigeren pH-Werte der Fundpunkte von *Pyrrhosoma nymphula* und *Aeshna cyanea* gegenüber denen der meisten

anderen Arten signifikant sichern; dies gilt nicht für *L. viridis* und *S. sanguineum*.

Für diese Unterschiede stellt sich die Frage nach der Kausalität: Bei den Varianzunterschieden erscheint mir trotz statistischer Absicherung der zu geringe Stichprobenumfang maßgebend, zumal die von ROMERO (1988) angegebene Amplitude die von mir gemessene deutlich übertrifft. Auch die signifikanten Unterschiede bei den Mittelwerten, nach denen *P. nymphula* und *A. cyanea* eher in schwach saurem bis neutralem Wasser zu finden sind, müssen sehr vorsichtig interpretiert werden. Die ausgesprochen breite Amplitude bei beiden Arten, die für eine große Toleranz spricht, legt einen anderen Schluß nahe: Signifikante Unterschiede konnte ich auch zwischen verschiedenen Hagener Naturräumen ermitteln (SCHLÜPMANN, 1993), insbesondere zwischen denen des Ober- und des Unterlandes. Dafür sind primär geologische Gründe, aber auch die im Oberland häufigeren quell- und bachwasserbeeinflussten Gewässertypen verantwortlich. Für die genannten Arten erklärt sich dadurch jene scheinbare Präferenz geringerer pH-Werte: *A. cyanea* und *P. nymphula* sind im Oberland stärker als andere Arten verbreitet und zudem auch häufiger als andere in quell- und bachwasserbeeinflussten Gewässertypen zu finden (SCHLÜPMANN, 1989). Der pH-Wert ist vermutlich Indiz, nicht Ursache der Unterschiede. Unter Berücksichtigung dieser naturräumlichen Unterschiede zeigt sich bei den untersuchten Libellen eine Gleichverteilung bezogen auf die pH-Werte.

Da im Hagener Raum kaum Gewässer mit einer stärker sauren Reaktion existieren, läßt sich hinsichtlich der unteren Toleranzgrenze wenig aussagen. Niedrige Werte wurden vor allem bei *P. nymphula* (5,60), *A. cyanea* (5,80), *Libellula depressa* (5,81) und *Coenagrion puella* (5,94) gemessen. Die Resistenz der Libellenlarven gegenüber niedrigen pH-Werten ist bei Hochmoorlibellen offensichtlich größer als bei anderen Arten, was experimentelle Untersuchungen von STEINER (1948) an *Leucorrhina dubia* und *L. depressa* gezeigt haben. Aber selbst *L. depressa*-Larven überleben einen pH-Wert von 1,4 noch 5-7 Tage. Bereits STICKNEY (1922) hat Larven von *Libellula pulchella* mehrere Tage bei einem pH-Wert von 1,0 gehalten. SCHMIDT (1964) vermutet andererseits,

daß die Azidität des Hochmoorwassers für das Fehlen verschiedener Libellenarten in Hochmooren verantwortlich ist, weist aber bereits in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung verschiedener Pflanzenstrukturen, insbesondere als Eiablagesubstrat, hin. DREYER (1988) hält die geringe Pflanzendiversität und Struktur als maßgeblich für die Libellenzönosen der Hochmoore. Hohe Azidität von elektrolytarmem Wasser wird nach SCHMIDT (1989, 1991) von vielen nordischen Arten, zu denen die Hochmoorlibellen zählen, toleriert. WELLINGHORST und MEYER (1982) haben bei typischen Hochmoorarten wesentlich geringere pH-Wert-Minima und Maxima als bei denen eutropher Gewässer gefunden, wobei die Ursache-Wirkungs-Beziehung offen bleibt. WELLINGHORST und MEYER (1979) haben eine Entwicklung von *L. depressa*-Larven bei pH-Werten zwischen 4,2 und 5,0 festgestellt. Damit wird deutlich, daß selbst Arten, die sich überwiegend an und in eutrophen Gewässern leben, niedrige pH-Werte tolerieren. CLAUSNITZER (1981) hat selbst *Lestes sponsa* und *Enallagma cyathigerum* noch bei pH-Werten von 3,2-3,4 gefunden. Zwischen pH 3,7 und 4,1 hat er diese Arten, neben *P. nymphula* und *Libellula quadrimaculata*, sogar in großer Abundanz festgestellt. Dazu kommen in geringer Zahl *Sympetrum vulgatum* und *S. sanguineum*. Diese Arten, sowie *C. puella*, *A. cyanea* und *S. flaveolum*, die bei pH-Werten unter 5 nachgewiesen wurden, bezeichnet er daher als hochmoor-tolerant. Andererseits vermutet BROCKHAUS (1986), daß erst eine pH-Wert-Anhebung in den neutralen und basischen Bereich durch Kalkdüngung oder Flugasche-Eintrag eine Ansiedlung von *Platynemis pennipes* in Gewässern der Dübener Heide ermöglicht hat. Auch SCHMIDT (1971) weist darauf hin, daß *Gomphus vulgatissimus*, *P. pennipes* und *Libellula fulva* nur in kalkreichen Gewässern Schleswig-Holsteins zu finden sind.

Dabei sind bis heute nicht einmal die physiologischen Toleranzgrenzen hinreichend geklärt. LUTZ (1984) findet keine negativen Einflüsse sehr niedriger pH-Werte auf die Entwicklung von Eiern verschiedener Großlibellenarten. WICHARD und KOMNICK (1974) stellen bei Anisopteren fest, daß sie hypotonische Medien mittels ihrer Chlorid-Epithelien im respiratorischen Enddarm (vgl. GREVEN und RUDOLPH, 1973) auszugleichen vermögen.

Nach Untersuchungen von STERNBERG (1990) ist die Toleranz der Arten sehr groß. Die Larvenvitalität findet aber bei Extremwerten ihre Einschränkung, so bei einer dauerhaften Hälterung bei pH 3. Eine solche Situation tritt aber nach STERNBERG unter natürlichen Bedingungen niemals auf. Auch bei niedrigeren pH-Werten in einem Gewässer sind bedingt durch die Vegetationsverteilung unter Umständen auch innerhalb eines Gewässers pH-Unterschiede zu erwarten, wobei seine Befunde in der pH-Orgele Hinweise auf ein chemotaktisches Verhalten geben. Eindeutige Unterschiede der Entwicklungsgeschwindigkeit und Letalität zwischen Larven von Moor- und Nichtmoorarten in saurem Sphagnum- oder Torfwasser kann er nicht finden und folgert, daß die Acidität nicht als Moorbindungs- oder -meidungsfaktor in Frage kommt.

Eine gewisse Bedeutung haben niedrige pH-Werte auch im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung durch immissionsbelastete Niederschläge. Doch ist dies bislang eher ein Problem in wenig gepufferten Gewässersystemen, insbesondere in Quellgewässern von Mittelgebirgslagen und ohnehin sauren, dys- und oligotrophen Gewässern. Die stehenden Gewässer im Hagener Raum sind in dieser Hinsicht nicht bedroht. Aufgrund der Eutrophierung tendieren die Gewässer sogar eher ins basische (SCHLÜPMANN, 1993).

Praktisch alle Arten zeigten sich auch tolerant gegenüber den im Sommer häufiger auftretenden hohen pH-Werten. Für fast alle wurden pH-Werte über 8, teilweise auch über 9, festgestellt. Vergleichsdaten von CARCHINI und ROTA (1985) und ROMERO (1988) zeigen ähnliche Amplituden. Für eine Reihe von Tierarten sind toxische Obergrenzen beschrieben (KLEE 1991). Sie liegen je nach Art zwischen pH 7,8 und pH 11, wobei die Grenzen zudem stadienabhängig sein können. KÜRY (1989) findet keinen Zusammenhang hoher pH-Werte mit der Überlebensrate von Larven der Gattung *Sympetrum*, doch kann er immerhin eine Verlängerung der Emergenzperiode feststellen, deren Auswirkung auf die Population allerdings nur schwer kalkulierbar ist.

Wählt man den pH-Wert als Indikator für den Trophiegrad (Tab. 2), so zeigt sich, daß die meisten Libellenvorkommen in einem für eutrophe Verhältnisse charakteristischen Bereich liegen, wobei hypertrophe Verhältnisse von diesen Arten nicht gemieden werden.

Gesamthärte, Carbonathärte und Calcium

Bei der Gesamthärte (Tab. 4) ließ die statistische Prüfung (Tab. 5) keine relevanten Unterschiede erkennen. Die meisten Arten deckten das gesamte Spektrum von weichen bis zu harten Gewässern ab. Der Mittelwertvergleich zeigte vereinzelt einige signifikante Unterschiede von *Pyrrhosoma nymphula*- und *Aeshna cyanea*-Gewässern gegenüber denen anderer Arten, doch sind hierfür die gleichen Ursachen auszumachen wie schon bei den pH-Werten.

Signifikante Unterschiede konnten mehrfach bei den Varianzanalysen nachgewiesen werden. So ließen sich die geringen Varianzen der Gesamthärten für *Lestes sponsa*, *A. mixta*, *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum vulgatum* und *S. sanguineum* teilweise gegenüber anderen Arten sichern.

Bei der Carbonathärte (Tab. 4) zeigten die meisten Arten ebenfalls eine breite Amplitude. Immerhin waren einige der Varianzunterschiede hochsignifikant (Tab. 5), besonders deutlich bei *A. mixta* und *O. cancellatum* mit sehr kleiner Varianz, sowie *L. viridis* und *Somatochlora metallica* mit sehr großer Varianz. Der Mittelwertvergleich zeigte erneut nur Unterschiede von *P. nymphula* und *A. cyanea* gegenüber den anderen Arten. Auch diese Unterschiede waren bedingt durch die starke Besiedlung des Oberlandes, des bergisch-märkischen Hügellandes und der Reher und Schälker Heide mit ihren vergleichsweise weichen Gewässern. Eine unmittelbare Kausalbeziehung besteht nicht.

Nach STERNBERG (1985, zitiert in STERNBERG 1990) erweisen sich die Larven der Moorlibelle *Somatochlora arctica* auch in kalkhaltigem Wasser mit 10-15°d als lebensfähig. *A. subarctica* erwies sich dagegen im Vergleich mit *A. cyanea* als empfindlicher gegenüber dem Kalkgehalt (STERNBERG 1990).

Beim Calcium konnten in etwa die gleichen Mittelwertdifferenzen und Varianzunterschiede wie bei der Gesamt- und der Carbonathärte gefunden werden. Eine tabellarische Übersicht erübrigt sich, zumal auch Toleranzgrenzen nicht zu erwarten sind, worauf bereits ILLIES (1952) hinweist.

Nitrit, Ammonium und Phosphat

Bei diesen halbquantitativ gemessenen Werten wurde nur die Amplitude geprüft (Tab. 7, 8, 9). Gut gesichert sind vor allem die Werte für die Indigenitätsstufe 5. Interessant sind die gemessenen Maxima, auch wenn man berücksichtigt, daß sie nur die Größenordnung charakterisieren.

Sowohl beim Nitrit (Tab. 7) als auch beim Ammonium (Tab. 8) erwieß sich *Aeshna cyanea* als sehr tolerant gegenüber Verschmutzungen. Auch einige *Ischnura elegans*-Gewässer waren stark mit diesen Verschmutzungsindikatoren belastet. Bei Ammonium sind hohe Werte auch für *Coenagrion puella* und relativ hohe noch für *Orthetrum cancellatum* und *Libellula depressa* nachgewiesen. Beim Nitrit sind insbesondere *Anax imperator* und *L. depressa*, aber auch *Pyrrhosoma nymphula* und *Orthetrum cancellatum* zu nennen.

Vergleichswerte liefern CARCHINI und ROTA (1985) sowie ROMERO (1988): Nitrit können CARCHINI und ROTA in allen Fällen nur in Spuren nachweisen. ROMERO findet für *A. imperator*-Larven Konzentrationen bis zu 0,6 mg/l (bei mir ca. 0,5 mg/l), *Sympetrum striolatum* bis zu 0,3 mg/l (bei mir mind. 0,1 mg/l). In Entwicklungsgewässern von *Lestes viridis* und *P. nymphula* findet er keine nachweisbaren Nitritgehalte (bei mir 0,05 mg/l und 0,25 mg/l). Ammoniumwerte veröffentlichen nur CARCHINI und ROTA (1985): *L. viridis* maximal 0,08 (bei mir 3,0), *P. nymphula* 0,08 (bei mir ca. 0,5) und *I. elegans* 0,14 (bei mir ca. 2,0) mg NH_4^+ /l. FISCHER (1961) sieht einen schwachen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Lestiden und Coenagrioniden und der NH_4^+ -Konzentration (sowie dem pH).

Die halbquantitative Phosphat-Bestimmung nach Aquamerck zeigte entweder nicht nachweisbare oder überhöhte Werte an. Praktisch alle Arten tolerierten, nimmt man die Einteilung von HÖLL (1979) als Maßstab, solche überhöhten Phosphatwerte. *A. cyanea* wurde sogar bei einem Phosphatgehalt von 10 mg/l nachgewiesen, *I. elegans* bis zu ca. 5,0 mg/l. Bei allen anderen Arten wurden maximale Werte von ca. 0,5-1,0 mg/l gemessen (Tab. 9).

Chlorid

Bei den Chloridwerten war der Stichprobenumfang für viele der untersuchten Arten noch zu gering (Tab. 10). Statistisch konnten daher nur wenige Arten verglichen werden. Bei den Mittelwerten war nur der Unterschied zwischen den *Aeshna cyanea*- und den *Pyrrosoma nymphula*-Gewässern auf dem 5%-Niveau (t-Test) gesichert. Für dieses Artenpaar war allerdings der Varianzunterschied (F-Test) hochsignifikant. *A. cyanea*-Gewässer unterschieden sich hinsichtlich ihrer breiten Varianz auch von denen einiger anderer Arten (Varianzunterschied auf dem 5%-Niveau gesichert: *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *Libellula depressa*). Hier könnte sich eine größere Toleranz andeuten. Die Varianz der Chloridgehalte von *P. nymphula* war dagegen auffallend gering und ließ sich gegenüber *I. elegans* und *C. puella* sichern.

Von CARCHINI und ROTA (1985) gemessene Chlorid-Amplituden sind wesentlich geringer. Dagegen findet ROMERO (1988) für *Lestes viridis*, *Anax imperator* und *Sympetrum striolatum* Werte bis über 300 mg Cl⁻/l. Verschiedene Libellenarten können sich auch im Brackwasser erfolgreich fortpflanzen, darunter nach GEIJSKES und VAN TOL (1981) an der holländischen Nordseeküste vor allem *I. elegans* und *A. mixta*, nach SCHMIDT (1975) in Schleswig-Holstein auch *I. pumilio* und *Orthetrum cancellatum* und nach JAKOB (1969) an der Ostseeküste Mecklenburgs auch *L. sponsa*, *Enallagma cyathigerum* und *S. vulgatum*. JAKOB (1969) nennt für eine Gesellschaft aus 6 Arten einen Chloridwert von 2310 mg/l. KREUZER (1940) erwähnt für 2 brackige Kleingewässer (1870-1940 mg Cl⁻/l) insgesamt 8 Arten: *L. sponsa*, *I. elegans*, *A. mixta*, *A. cyanea*, *O. cancellatum*, *L. depressa* und *S. vulgatum*. Von allen Autoren, die auf Brackwasser eingehen, wird *I. elegans* übereinstimmend genannt. Diese Art scheint am besten an solche Bedingungen angepaßt. KIAUTA (1965) findet in Brackwasser mit einem Gehalt von 2004 mg Cl⁻/l noch *I. elegans* und *A. mixta*, während er *Erythronia najas*, *E. cyathigerum* und *C. puella* nur bei weniger als 300 mg/l fand. Selbst die Fließgewässerart *Calopteryx splendens* sind in der Mittelweser noch bei Salzgehalten von 500-1000 mg/l Chlorid nachzuweisen (MOSSAKOWSKI et al., 1985). Der Vergleich mit diesen Literaturdaten macht deutlich, daß für die

meisten Libellenarten im Hagener Raum die Toleranzgrenzen nicht erreicht werden.

Leitfähigkeit

Bei der Leitfähigkeit zeigte sich, ähnlich wie beim Chloridgehalt, eine weitgehende Gleichverteilung der Arten im Untersuchungsgebiet (Tab. 10). Nur der niedrige Mittelwert für *Pyrhosoma nymphula*-Gewässer ließ sich teilweise gegen Mittelwerte von Gewässern einiger anderer Arten sichern (Tab. 13). Auch war ein signifikanter Unterschied zwischen *Aeshna cyanea*- und *Libellula depressa*-Gewässern nachweisbar. Weitere Unterschiede waren nicht zu erkennen. Die gegebenen Unterschiede hängen sicher mit der schon mehrfach angesprochenen räumlichen Verbreitung und der starken Besiedlung auch quell- und bachwassergespeicherter Gewässer durch *A. cyanea* zusammen. Bei der Varianz der Leitfähigkeiten unterschieden sich vor allem die Gewässer von 2 Arten mit kleiner Varianz signifikant gegenüber solchen anderer Arten: *A. mixta*- und *Sympetrum sanguineum*-Gewässer.

Die Verbreitungsamplitude war für die meisten Libellenarten sehr breit. Sie reichte für *P. nymphula*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *A. cyanea* und *L. depressa* bis über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hinaus. Auch *Lestes viridis*, *Enallagma cyathigerum* und *Somatochlora metallica* wurden bei sehr hohen Werten gefunden. Die von CARCHINI und ROTA (1985) gemessene Amplitude wurde jedenfalls erheblich überschritten. Interessant sind in diesem Zusammenhang Untersuchungen an Salzseen in British Columbia (USA). CANNINGS und CANNINGS (1987) finden verschiedene Arten auch bei uns heimischer Gattungen noch bei über 8000, zwei Arten sogar noch bei 15500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die auch bei uns heimischen Arten *Enallagma cyathigerum* weisen sie bei über 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, *Sympetrum danae* bei fast 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, *L. dryas* und *A. juncea* noch bei 1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nach. Andererseits findet REHFELDT (1986) verschiedene Fließgewässerarten nur bei unter 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Ophiogomphus cecilia*, *Cordulegaster boltoni*), *Calopteryx virgo* sogar nur bei unter 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nach STERNBERG (1990) erweisen sich umgekehrt die Mortalitätsraten von Larven verschiedener Libellen, wie *A. subarctica*

und *Somatochlora arctica*, in nahezu ionenfreiem, destilliertem Wasser (Aqua dest. und Aqua bidest.) als nicht erhöht gegenüber Kontrollversuchen. Erhöhte Mortalitäten findet er dagegen bei einigen Arten eutropher Gewässer, wie *L. quadrimaculata* und *Orthe-trum cancellatum*.

STERNBERG (1990) stellt bei einigen anisopteren Moorarten eine größere Mortalität der Larven in nährstoffreicherem Lehmwasser und z. T. Tümpelwasser fest und führt dies auf den Ionengehalt zurück. Bei *A. cyanea*, *L. quadrimaculata* und *Sympetrum striolatum* treten erhöhte Mortalitätsraten dagegen nicht auf.

Allgemeine Diskussion

Zur Methodik

Untersuchungen der vorliegenden Art sind für sich genommen nicht geeignet, kausale Zusammenhänge aufzudecken. Hierzu wären parallel experimentelle Untersuchungen notwendig. Sehr wohl sind sie zur deskriptiven Beschreibung von Habitatpräferenzen und -spektren, wie sie in der faunistisch-ökologischen Forschung allgemein üblich sind, geeignet. In dieser Hinsicht sind sie auch nicht durch reproduzierbare Laborexperimente ersetzbar, da der Lebensraum der Arten eben nicht im Experiment nachzuvollziehen ist. So kann nur die Kombination beider methodischer Ansätze komplexe Kausalketten bei der Habitatwahl von Arten klären.

Ein Nachteil ist, daß Messungen in der Regel nur einmalig erfolgen. Angesichts räumlich und zeitlich stark schwankender Werte (BEHRENS, 1932; KREUZER, 1940; KLOSE, 1963; KRAMER, 1964; SCHLEUTER, 1985; ZINTZ, 1986 u. a.) ist die Aussagekraft dieser Untersuchung von daher eingeschränkt. Andererseits ist zu bedenken, daß jede Untersuchung im Freiland nur Stichproben liefern kann. Angesichts eines Stichprobenumfanges von 204 hydrochemischen Untersuchungen an 190 Gewässern erschien eine Auswertung der Meßwerte sinnvoll.

Die Genauigkeit der Messungen ist sehr unterschiedlich: während Leitfähigkeit und pH-Wert sehr exakt bestimmt, auch Sauerstoff-, Chlorid- und Härtemessungen hinreichend genau erfolgten, konnten

Calcium, Nitrit, Ammonium und Phosphat nur größenordnungsmäßig erfaßt werden. Immerhin zeigen auch diese halbquantitativen Bestimmungen Belastungen deutlich und relativ sicher an. Sie sind daher nicht ohne Bedeutung für die Fragestellung.

Zur Bedeutung von Toleranzgrenzen

Bei fast allen Arten ist hinsichtlich der wasserchemischen Parameter eine sehr breite Amplitude festgestellt worden, die in manchen Fällen die bisher vorliegenden Literaturdaten überschreitet, in anderen Fällen weit unterschreitet. Bei vielen Parametern (z. B. pH-Wert, Chlorid und Leitfähigkeit) bietet der Hagener Raum ein viel zu geringes Spektrum, als daß hier Toleranzgrenzen erreicht würden. Erst bei extremen Konzentrationen können chemische Faktoren u. U. zu Schlüsselfaktoren werden, doch sind die physiologischen und ökologischen Toleranzgrenzen der wenigsten Arten hinlänglich bekannt.

Sowohl Zygopteren als auch Anisopteren sind zur osmoregulatorischen Regulation befähigt (MOENS, 1975, KOMNICK, 1978 u. a.), so daß bereits auf physiologischer Ebene eine gewisse, artspezifische Toleranz vorgezeichnet ist. Zur aktiven Na^+ - und Cl^- -Absorption sind nach KOMNICK (1978) die rectalen Epithelien befähigt. Da es sich um energieverbrauchende Vorgänge handelt, sind Einfüsse auf die Entwicklungsgeschwindigkeit, Vitalität u. a. keinesfalls auszuschließen, werden aber nach den bisherigen Beobachtungen und experimentellen Befunden (STERNBERG, 1990) eher von anderen Faktoren überlagert, soweit keine extremen Werte vorliegen. STERNBERG (1990) weist außerdem darauf hin, daß die bisherigen Untersuchungen zu diesem Themenkomplex mit älteren Larven erfolgten und die Ergebnisse nicht auf junge Stadien übertragbar sind, wie auch seine Larvenaufzuchtversuche zeigen. Junge Larven sind in vielen Fällen wesentlich sensibler gegenüber wasserchemischen Parametern.

Zwischen den chemischen Parametern und dem Vorkommen oder Fehlen von Libellenlarven bestehen in der Regel keine unmittelbaren Kausalbeziehungen: Physiologisch begründete Präferenzen und

Toleranzgrenzen sind selten gegeben. Zu erwarten sind sie vor allem:

1. beim Sauerstoffgehalt, besonders was die untere Toleranzgrenze betrifft,
2. hinsichtlich der Toleranz gegenüber niedrigen, eventuell auch hohen pH-Werten,
3. bei toxisch wirkenden Substanzen wie Ammonium und Nitrit und
4. bei sehr hohen Ionenkonzentrationen z. B. von Chlorid.

Interessant sind die teilweise sehr niedrigen Sauerstoffgehalte, die in den Gewässern einiger Arten gefunden worden sind. Ökophysiologische Untersuchungen in Verbindung mit weiteren Freilanduntersuchungen, etwa in der Art, wie sie ZAHNER (1959, 1960) für *Calopteryx*-Arten durchgeführt hat, sind zur Klärung der Problematik zu fordern. Da Sauerstoff gerade in perennierenden stehenden Kleingewässern häufiger zu einem Minimumfaktor wird, wie ja auch die vielfach festgestellte Faulschlammabildung belegt, sind solche Fragen von grundsätzlicher Bedeutung für das Verständnis der Ökologie limnischer Lebensräume.

Sieht man einmal vom Sauerstoff ab, so sind die aufgelisteten Bedingungen natürlicherweise nur in wenigen Lebensräumen Mitteleuropas gegeben:

- niedrige pH-Werte in dystrophen Moorgewässern, teilweise auch Heideweihern und oligotrophen Quellgewässern,
- hohe Ionenkonzentration besonders von Natriumchlorid im Brackwasser an der Meeresküste sowie an Binnensalzstellen (dort teilweise auch Natriumsulfat); vgl. CANNINGS et al. (1980), CANNINGS und CANNINGS (1987).

Sehr niedrige pH-Werte sind im Hagener Raum nur in einigen Quellen, vor allem der Schälker Heide festzustellen. Eventuell früher einmal vorhandene oligotrophe oder gar dystrophe stehende Gewässer fehlen heute fast völlig (SCHLÜPMANN, 1993). Toleranzgrenzen lassen sich von daher nicht ausschließlich mit Daten

aus dem Hagener Raum festlegen. Das gilt selbstverständlich in noch stärkerem Maße für die Ionenkonzentrationen.

Zu den natürlichen Belastungen in extremen Lebensräumen kommen in unserer Zivilisationslandschaft eine Reihe anthropogener Belastungen, wodurch in Einzelfällen gleichfalls die physiologische Toleranzgrenze überschritten werden dürfte. Ob das bei den von mir gemessenen Werten überhaupt der Fall ist, bleibt fraglich. Selbst auf viele andere Wasserorganismen toxisch wirkende Substanzen wie Nitrit und Ammonium werden von vielen Libellenarten in hoher Konzentration ertragen.

Die Wirkung hydrochemischer Faktoren wird demnach in stehenden Kleingewässern, sieht man einmal von den aberranten Typen ab, selten direkter Natur sein. Zum Schlüsselfaktor werden solche Parameter erst bei extremen Werten. Dies betonen auch andere Autoren (z. B. SCHMIDT, 1989, 1991; BROCKHAUS, 1992). Die Untersuchungen von STERNBERG (1990) lassen dies tatsächlich bei sehr niedrigen pH-Werten und hohe für Moorlibellen bei hohen Nährstoffgehalten erwarten.

Selbst stenöke Arten scheinen gegenüber chemisch-physikalischen Faktoren sehr tolerant. Dies bestätigen Untersuchungen an Hochmoorarten (z. B. *Aeshna juncea*: WILDERMUTH, 1992; STERNBERG, 1990).

Zur Beurteilung festgestellter Unterschiede und möglicher Präferenzen

Schon bei den einzelnen Parametern habe ich darauf hingewiesen, daß kausale Beziehungen trotz signifikanter Unterschiede nicht gegeben sein müssen. Bei verschiedenen Parametern konnten beispielsweise die Mittelwertsunterschiede zwischen den Gewässern von *Pyrrhosoma nymphula* und *Aeshna cyanea* statistisch abgesichert werden. Der Vergleich mit den entsprechenden Werten aller Gewässer des Untersuchungsgebietes führt dagegen zu keinen erkennbaren Unterschieden. Die beiden Arten zeigen mehr als andere eine gleichmäßige Verbreitung im Gebiet. Dagegen sind bei Gewässern der Arten, denen gegenüber die Unterschiede feststellbar waren, jene durchweg nicht gleichverteilt. In der Regel handelt es

sich um Arten, die schwerpunktmäßig im Hagener Unterland, insbesondere der Talaue von Ruhr und Lenne verbreitet sind. Nun habe ich aber bereits auf eine Reihe von hydrochemischen Unterschieden zwischen den Gewässern der Hagener Naturräume hingewiesen, wobei im Unterland, insbesondere im Tälerkessel, deutlich abweichende Werte gemessen wurden (SCHLÜPMANN, 1993). Die Unterschiede in den Mittelwerten der Gewässer verschiedener Arten lassen sich so mit den unterschiedlichen Verbreitungsmustern in Verbindung bringen. Hier ist nun zu fragen, ob die Verbreitungsmuster tatsächlich von den wasserchemischen Verhältnissen beeinflusst werden, etwa über die Vegetationsstruktur, oder ob nicht vielmehr andere Ursachen, beispielsweise klimatische Faktoren, wie sie insbesondere zwischen Ober- und Unterland auszumachen sind, entscheidend sind. Ebenso habe ich festgestellt, daß sich die Kleingewässertypen nicht gleichmäßig im Hagener Raum verteilen und insbesondere Unterschiede zwischen Ober- und Unterland bestehen (SCHLÜPMANN, 1989). Auch hierin können unterschiedliche Verbreitungsmuster der Arten begründet sein. Es besteht demnach die Möglichkeit, daß die Unterschiede ohne jeden kausalen Zusammenhang zwischen Wasserchemie und Libellenfauna zustande gekommen sind.

Wie schwierig die Beurteilung ist, zeigen gelegentliche Nachweise von Arten in Gewässern, die nicht dem vermeintlich bekanntem Habitatschema entsprechen. So hat RUDOLPH (1978, 1979) *Ischnura pumilio*, die sich gewöhnlich in basengesättigten Lehmümpel entwickelt, sogar in sauren Gewässern nachgewiesen. MAUERSBERGER (1985) findet ein Vorkommen der Moorart *Leucorrhinia dubia* in einem Teich bei pH 7,4.

Schwer zu beurteilen sind die Varianzunterschiede. Ob hier in einzelnen Fällen, etwa bei den Arten mit sehr kleiner Varianz eine geringere ökologische Toleranzbreite gegeben ist, etwa indem bestimmte Vegetationsstrukturen bevorzugt werden, die ihrerseits an bestimmte hydrochemische Bedingungen geknüpft sind, läßt sich nur schwer beantworten.

Als Ergebnis darf festgehalten werden, daß die statistische Analyse bei gleichzeitiger Beachtung der Verbreitungsmuster keine Präferenzen erkennen läßt. Insgesamt unterstützen die statistischen

Analysen für die einbezogenen Libellenarten eutropher Gewässer, bezogen auf die festgestellten hydrochemischen Faktoren, die Annahme einer gleichmäßigen, von der Hydrochemie weitgehend unbeeinflussten Verteilung. Die Korrelation zur Hydrochemie sieht auch SCHMIDT (1989, 1992) eher als schwach an. Die experimentellen Untersuchungen von STERNBERG (1990) an Moorlibellen bestätigen diese Annahme, mit gewissen Einschränkungen bei extremen Werten z. B. sehr niedrigen pH-Werten oder hohen Ionenkonzentrationen.

Möglicherweise spielt bei der Wahl der Gewässer durch die Imagines auch der Geruchssinn eine Rolle. So hat STEINER (1948) experimentell nachgewiesen, daß *Leucorrhinia dubia*-Imagines bevorzugt Moorwasser anfliegen und hierfür der Geruchssinn von maßgeblicher Bedeutung ist. Der charakteristische Geruch des Moorwassers beruht aber sicher nicht auf einfachen chemischen Parametern, wie sie hier untersucht wurden, sondern primär auf organischen Substanzen, wie Huminsäuren oder algenbürtige Stoffe.

Trophie

Verschiedentlich wird ein Zusammenhang des Vorkommens von Libellenarten mit dem Trophiegrad der Gewässer konstatiert. So sind seit langem eine Reihe von Arten bekannt, die bevorzugt in und an dys- und oligotrophen Moor- und Heidegewässern leben. Da die Trophie aber nicht an einzelnen Parametern festzumachen ist, sondern ein komplexer, von Nährstoffen abhängiger Zustand ist, der den Sauerstoffhaushalt, die Temperaturschichtung, den Säuregrad, das Plankton und die Phytozönose maßgeblich bestimmt, läßt sich die Bedeutung einzelner Parameter nur schwer abschätzen. Immerhin sind die Zusammenhänge nicht zu verkennen, wenn auch die Ursache-Wirkungs-Beziehungen noch weitgehend unbekannt sind. So wird von verschiedenen Autoren (z. B. CLAUSNITZER, 1980; DONATH, 1984; KIKILLUS und WEITZEL, 1981; WILDERMUTH und SCHIESS, 1983) die Eutrophierung als eine maßgebliche Ursache für die Gefährdung von Libellenarten angesehen und hat möglicherweise auch eine Rolle beim Rückgang und Verschwinden verschiedener Arten im Hagener Raum (SCHLÜPMANN, 1989) gespielt: So wurde *Aeshna juncea* noch in der ersten

Hälfte der 80er Jahre an den Kaisbergteichen nachgewiesen. Speziell an diesen Gewässern wurde eine starke Eutrophierung ermittelt (SCHLÜPMANN, 1993). Die tyrphophile Art lebt nach DREYER (1988) in Zwischen- und Hochmooren und entwickelt sich in meso-, oligo- und dystrophen Gewässern. Auch *Sympetrum danae*, nach CLAUSNITZER (1981) gleichfalls eine hochmoor-präferente Art, ist im Hagener Raum stark gefährdet (SCHLÜPMANN, 1989) und neben verschiedenen Einzelbeobachtungen konnte nur ein sicherer Bodenständigkeitsnachweis erbracht werden. MOORE (1986) zählt *S. danae* zu den Arten saurer Gewässer und beschreibt den Rückgang dieser Art in England. Eine ähnliche Situation liegt auch bei *Libellula quadrimaculata* und *S. flaveolum* vor (SCHLÜPMANN, 1989), beides Arten mit einer gewissen Präferenz für meso- und oligotrophe Gewässer.

Indirekte Wirkungen

Bei der Ursache-Wirkungs-Beziehung ist ein wichtiges Zwischenglied zu beachten: Die Vegetation steht tatsächlich in vielfältiger Beziehung zur Wasserchemie. Für stehende Gewässer sind solche Beziehungen u. a. von LOHAMMAR (1938), IVERSON und OHLSEN (1943), HUTCHINSON (1975), WIEGLEB (1976, 1978), POTT (1980, 1983, 1985) und KOHLER (1982) aufgezeigt worden.

Nach WIEGLEB (1976, 1978) wirken vor allem Hydrogencarbonat sowie Calcium (ausgedrückt als Gesamthärte oder Leitfähigkeit) differenzierend auf die Wasservegetation. Auch die Stickstoffkomponenten haben Einfluß. Hohe Ammoniumwerte führen zum Ausfall bestimmter Wasserpflanzen. Für einige Arten finden sich auch Beziehungen zu hohen Phosphatbelastungen. POTT (1980) stellt das Angebot an pflanzenverfügbarem Mineralstickstoff und Orthophosphat, an Chloriden und Hydrogencarbonat als ausschlaggebend für die Verbreitung und Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften eutropher Gewässer heraus.

Über die Vegetation lassen sich aber möglicherweise auch kausale Beziehungen zwischen der Wasserchemie und dem Vorkommen und der Verbreitung von Libellen finden. So ist die Vegetationsstruktur für die meisten Libellenarten von erheblicher Bedeutung (vgl. z. B.

RUDOLPH, 1979; BUCHWALD, 1983; DREYER, 1988; SCHMIDT, 1991; SCHLÜPMANN, 1989, 1991; STERNBERG, 1990; WILDERMUTH, 1991, 1992).

Danksagung

Ralf BLAUSCHECK, Ulrich FLENKER, Christoph GERBERSMANN, Holger LUEG, Holger KREFT, Markus STÜCKER und Andreas WELZEL danke ich für die Überlassung ihrer Beobachtungen, Marlis GRIESBACH für ihre Unterstützung bei den Geländeuntersuchungen, meiner Mutter für ihre finanzielle Unterstützung, Dr. Jürgen OTT, Kaiserslautern, und Dr. Andreas MARTENS, Braunschweig, für ihre kritischen Anmerkungen.

Literatur

- BEHRENS, H. (1932): Temperatur- und Sauerstoffuntersuchungen in Tümpeln und Brunnen. *Arch. Hydrobiol.* 31: 145-162
- BROCKHAUS, T. (1988): Übersicht über die in der Dübener Heide nachgewiesenen Libellen (Odonata). *Entomol. Nachr. Ber.* 30: 107-113
- BROCKHAUS, T. (1992): Beurteilung von Gewässern in der Stadt Chemnitz auf der Grundlage der Bioindikation. *Natur Landschaft* 67: 91-99
- BUCHWALD, R. (1983): Ökologische Untersuchungen an Libellen im westlichen Bodenseeraum. In: Der Mindelsee bei Radolfzell. Monographie eines Naturschutzgebietes auf dem Bodanrück. *Natur- und Landschaftsschutzgeb. Bad.-Würt.* 11: 539-637
- CANNINGS, R. A. und S. G. CANNINGS (1987): The Odonata of some saline lakes in British Columbia, Canada: Ecological distribution and zoogeography. *Adv. Odonatol.* 3: 7-21
- CANNINGS, R. A., S. G. CANNINGS und R. J. CANNINGS, 1980. The distribution of the genus *Lestes* in a saline lake series in central British Columbia, Canada (Zygoptera: Lestidae). *Odonatologica* 9: 19-28
- CARCHINI, G. (1983): A key to the Italian odonate larvae. *Soc. Int. Odonatol. rapid Comm.* 1: 100 S.
- CARCHINI, G. und E. ROTA (1985): Chemico-physical data on the habitats of rheophile Odonata from central Italy. *Odonatologica* 14: 239-245
- CASTELLA, E. (1987): Larval Odonata distribution as a describer of fluvial ecosystems: The Rhone and Ain Rivers, France. *Adv. Odonatol.* 3: 23-40
- CLAUSNITZER, H.-J. (1980): Hilfsprogramm für gefährdete Libellen. *Natur Landschaft* 55: 12-15
- CLAUSNITZER, H.-J. (1981): Die Libellen im Naturschutzgebiet "Breites Moor" bei Celle. *Beitr. Naturk. Niedersachsens* 34: 91-101
- CLAUSNITZER, H.-J. (1983a): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Libellenstand eines Teiches. *Libellula* 2: 84-86

- CLAUSNITZER, H.-J. (1983b): Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. *Natur Landschaft* 58: 129-133
- CORBET, P. (1962): *A biology of dragonflies*. Witherby, London
- DONATH, H. (1984): Situation und Schutz der Libellenfauna in der Deutschen Demokratischen Republik. *Entomol. Nachr. Ber.* 28: 151-158
- DREYER, W. (1988): Zur Ökologie der Hochmoorlibellen. *Bonn. zool. Beitr.* 39: 147-152
- FISCHER, Z. (1961): Some data on the Odonata larvae of small pools. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 46: 269-275
- GEIJSKES, D. C. und J. VAN TOL (1983): *De libellen van Nederland (Odonata)*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwood
- GREVEN, H. und R. RUDOLPH (1973): Histologie und Feinstruktur der larvalen Kiemenkammer von *Aeshna cyanea* Müller (Odonata: Anisoptera). *Z. Morph. Tiere* 76: 209-226
- HUTCHINSON, G. E. (1975): *A Treatise on Limnology. Vol. III Limnological Botany*. New York
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. *Arch. Hydrobiol.* 46: 424-612
- IVERSEN, J. und S. OLSEN (1945): Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Chemie des Wassers. *Bot. Tidsskrift* 46: 136-145
- JACOB, U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. *Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden* 2: 197-239
- KELLER, P. und C. GUTSCHE (1979): *Amphibien und ihre Lebensräume, Bedeutung und Schutzwürdigkeit. Eine Bestandsaufnahme eines Teilgebietes im Kreis Steinfurt/Westfalen*. Diplomarbeit Technische Universität Berlin
- KIAUTA, B. (1965): Notes on the Odonate fauna of some brackish waters of Walcheren island. *Entomol. Ber.* 25: 54-58
- KIKILLUS, R. und M. WEITZEL (1981): *Grundlagenstudien zur Ökologie und Faunistik der Libellen des Rheinlandes*. Pollichia-Buch Nr. 2, Bad Dürkheim
- KLEE, O. (1991): *Angewandte Hydrobiologie*. 2. Aufl. Thieme, Stuttgart
- KLOSE, H. (1963): Zur Limnologie von Lemna-Gewässern. *Wissenschaftl. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig* 12: 233-259
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beih.* 26: 31-42
- KOMNICK, H. (1978): Osmoregulatory role and transport ATPases of the rectum of dragonfly larvae. *Odonatologica* 7: 247-262
- KRAMER, H. (1964): Ökologische Untersuchungen an temporären Tümpeln des Bonner Kottenforstes. *Decheniana* 117: 53-132
- KREUZER, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 10: 359-572

- KRÜNER, U. (1988): Zur Verbreitung, Biologie und Ökologie der Späten Adonislibelle, *Ceragrion tenellum* (Odonata: Coenagrionidae) in Norwesteuropa, insbesondere im Gebiet zwischen Maas und Rhein. *Verh. Westd. Entom. Tag* 1988: 133-146
- KÜRY, D. (1989): *Hohe pH-Werte als Folge der Eutrophierung in anthropogenen Naturschutzweihern und ihre Auswirkungen auf Libellen und Amphibien*. Inaugural-Dissertation Univ. Basel, 161 S.
- LOHAMMAR, G. (1938): *Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen*. Symb. Botan. Uppsala (3 (1): 252
- LUTZ (1984 in P. S. CORBET): Current topics in dragonfly biology. *Soc. Int. Odonatol. rapid Comm. (Suppl.)* 2: 46 S.
- MOENS, J. (1975): Chances of haemolymph volume in larvae of *Anax imperator* Leach und *Aeshna cyanea* (Müller) during starvation in different experimental media (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica* 4: 219-224
- MOORE, N. W. C. (1980): *Lestes dryas* Kirby — a declining species of dragonfly (Odonata) in need of conservation: notes on its status and habitat in England and Ireland. *Biol. Conserv.* 17: 143-148
- MOORE, N. W. C. (1986): Acid water dragonflies in eastern England — their decline, isolation and conservation. *Odonatologica* 15: 377-385
- MOSSAKOWSKI, D., M. BREUER, C. RITZAU, J. RUDDEK, J. SEITZ und W. VOGT (1985): Die Erfassung der Libellen im Land Bremen. *Verh. Ges. Ökol.* 13: 731-737
- MÜNCHBERG, P. (1966): Zur chemischen Bestimmung des von hemipneustisch lebenden Insektenlarven respiratorisch benötigten Sauerstoffs, zugleich ein Beitrag über die Atmungsintensität von Anisopteren-Nymphen verschiedener ökologischer Valenz (Odonata). *Dtsch. Entomol. Z. N. F.* 13: 183-200
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht — Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. *Abh. Landesmus. Naturk. Münster Westf.* 42: 156 S.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. *Phytocoenologia* 407-430
- POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. *Verh. Ges. Ökol. (Bremen 1983)* 13: 111-119
- REHFELDT, G. (1986): Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des nordwestdeutschen Tieflandes. *Arch. Hydrobiol.* 108: 77-95
- ROMERO, M. F. (1988): New data on the ecological tolerance of some rheophilous odonata in mediterranean europe (Sierra Morena, Southern Spain). *Odonatologica* 17: 121-126
- RUDOLPH, R. (1978): Dragonflies new for the Nature Reserve Zwillbrocker Venn, Westfalia, German Federal Republik. *Notul. odonatol.* 1: 30
- RUDOLPH, R. (1979a): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Libellen-Zönosen von sechs Kleingewässern im Münsterland. *Abh. Landesmus. Naturk. Münster Westf.* 41: 3-28

- RUDOLPH, R. (1979b): Bemerkungen zur Ökologie von *Ischnura pumilio* (Charpentier) (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica* 8: 55-61
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik*. 6. Aufl. Springer Berlin
- SCHLEUTER, A. (1985): *Untersuchung der Makroinvertebratenfauna stehender Kleingewässer des Naturparks Kottenforst-Ville unter besonderer Berücksichtigung der Chironomidae*. Inaugural-Dissertation Univ. Bonn, 217 S.
- SCHLÜPMANN, M. (1989): *Die Odonatenfauna stehender Kleingewässer im Raum Hagen. Faunistik, Ökologie und bioökologische Bewertung*. Diplomarbeit Ruhr-Univ. Bochum, 481 S.
- SCHLÜPMANN, M. (1992a): Libellenvorkommen in und an stehenden Kleingewässern in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur. *Verh. Westd. Entom. Tag 1990*: 307-320
- SCHLÜPMANN, M. (1992b): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. In: R. EIKHORST (Hrsg.): *Beiträge zur Biotop und Landschaftsbewertung*, S.149-176. Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg
- SCHLÜPMANN, M. (1993): Hydrochemische Untersuchungen an stehenden Kleingewässern des Hagener Raumes. *Metelener Schriftenr. Natursch.* 4: 149-162
- SCHMIDT, Eb. (1964): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hochmoorlibellen (Odonata). *Z. wiss. Zool.* 4, 169: 313-386
- SCHMIDT, Eb. (1971): Ökologische Analyse der Odonatenfauna eines ostholsteinischen Wiesenbaches. Ein Beitrag zur Erforschung kulturbedingter Biotope. *Faun.-ökol. Mitt.* 4: 48-65
- SCHMIDT, Eb. (1982): Odonaten-Zönosen kritisch betrachtet. *Drosera* '82: 85-90
- SCHMIDT, Eb. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1983: 131-136
- SCHMIDT, Eb. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologische Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.* 29: 281-289
- SCHMIDT, Eb. (1991): Das Nischenkonzept für die Bioindikation am Beispiel Libellen. *Beitr. Landespl. Rheinland-Pfalz* 14: 95-117
- STEINER, H. (1948): Die Bindung der Hochmoorlibelle *Leucorrhina dubia* Vand an ihren Biotop. *Zool. Jb. Syst.* 78: 65-96
- STERNBERG, K. (1990): *Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung*. Inaugural-Diss. Univ. Freiburg, 431 S., Freiburg i. Br.
- STICKNEY, F. (1922): The relation of the nymphs of a dragonfly (*Libellula pulchella* Drury) to acid and temperature. *Ecology* 3: 250-254
- WALLENGREN, M. (1914): Physiologisch-biologische Studien über die Atmung bei Arthropoden. III. Die Atmung der Aeshna-Larven. *Lunds Universitets Arsskrift N. F.* 10: 28 S.

- WELLINGHORST, R. und W. MEYER (1979): Einige Beobachtungen zur Biologie von *Ischnura pumilio* (Charp.) und *Libellula depressa* (L.). *Dtsch. Ent. Z. N. F.* 26: 271-274
- WELLINGHORST, R. und W. MEYER (1982): Untersuchungen zur Struktur von flachen Kleingewässern als Larvalbiotope für Odonaten. *Zool. Jb. Syst.* 109: 545-568
- WESENBURG-LUND, C. (1913): Odonaten-Studien. — *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrograph.* 6: 156-228, 373-422
- WICHARD, W. und H. KOMNIK (1974): Zur Feinstruktur der rectalen Tracheenkiemen von anisopteren Libellenlarven. *Odonatologica* 2: 121-135
- WILDERMUTH, H. (1991): Libellen und Naturschutz. Standortanalyse und programmatische Gedanken zu Theorie und Praxis im Libellenschutz. *Libellula* 10: 1-35
- WILDERMUTH, H. (1992): Das Habitatspektrum von *Aeshna juncea* (L.) in der Schweiz (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica* 21: 219-233
- WILDERMUTH, H. und H. SCHIESS (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmaßnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. *Odonatologica* 12: 345-366
- WIEGLEB, G. (1976): *Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen*. Dissertation Georg-August-Univ. Göttingen, 113 S.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. *Arch. Hydrobiol.* 83: 443-484
- ZAHNER, R. (1959): Über die Bindung der mitteleuropäischen *Calopteryx*-Arten (Odonata, Zygoptera) an den Lebensraum des strömenden Wassers. I. Der Anteil der Larven an der Biotopbindung. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 44: 51-130
- ZAHNER, R. (1960): Dito. II. Der Anteil der Imagines an der Biotopbindung. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 45: 101-123
- ZINTZ, K. (1986): *Fischereiliche Nutzung von Stillgewässern in Naturschutzgebieten*. Ökologie aktuell 4: 531 S., Margraf, Langen

Tab. 1: Sauerstoffgehalte und -sättigung stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

Indigenitätsstufe	Sauerstoffgehalte [mg/l]						Sauerstoffsättigung [%]					
	3-4			5			3-4			5		
	n	Min	Max	n	Min	Max	n	Min	Max	n	Min	Max
ohne Artnachweis	34	0,0	14,5	-	-	-	33	0	131	-	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	10	4,9	11,6	2	10,3	10,6	10	44	149	2	114	123
<i>Lestes viridis</i>	8	3,2	10,3	3	5,3	10,3	7	41	123	3	60	123
<i>Lestes dryas</i>	1	5,8	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	54	0,6	15,4	52	0,6	15,4	46	7	188	44	7	188
<i>Ischnura elegans</i>	36	1,4	15,5	29	3,2	15,5	33	15	190	26	44	188
<i>Enallagma cyathigerum</i>	2	7,2	15,5	3	7,2	10,7	7	82	190	3	82	129
<i>Coenagrion puella</i>	38	0,2	14,3	24	3,2	14,3	35	2	149	21	18	139
<i>Aeshna cyanea</i>	107	0,0	15,4	100	0,0	15,4	91	0	188	84	0	188
<i>Aeshna mixta</i>	5	4,2	7,7	0	-	-	5	44	89	0	-	-
<i>Anax imperator</i>	7	1,5	10,7	3	1,5	9,1	7	16	129	3	16	111
<i>Somatochlora metallica</i>	4	3,2	10,6	2	3,2	10,6	4	41	114	2	41	114
<i>Libellula depressa</i>	19	0,6	12,0	10	1,5	12,0	18	7	138	9	16	138
<i>L. quadrimaculata</i>	2	9,1	10,9	1	9,1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	7,2	15,5	3	7,2	10,7	8	-	-	3	-	-
<i>Sympetrum striolatum</i>	4	6,0	14,3	3	6,0	14,3	4	73	139	3	73	139
<i>Sympetrum vulgatum</i>	10	5,8	10,9	6	5,8	10,9	10	45	129	6	63	129
<i>Sympetrum danae</i>	3	4,9	10,3	0	-	-	3	44	122	0	-	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	15	3,2	15,5	10	5,0	14,7	14	40	189	9	45	170
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	8,5	-	1	8,5	-	-	-	-	-	-	-

Berücksichtigt sind nur die Gewässer an denen die jeweilige Art wahrscheinlich (Indigenitätsstufe 3-5) oder gesichert bodenständig (Indigenitätsstufe 5) nachgewiesen wurde: n = Stichprobenumfang, Min = kleinster, Max = größter gemessener Wert

Tab. 2: pH-Werte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

	n	pH-Werte				Trophie		
		x	± s	Min	Max	meso	eu	hyper
ohne Artnachweis	32	6,91	0,73	5,68	8,79	x	s	Max
<i>Lestes sponsa</i>	9	7,85	0,82	6,96	9,69	Min	x	Max
<i>Lestes viridis</i>	8	7,29	0,50	6,36	7,93	Min	x	-
<i>Lestes dryas</i>	1	7,93	-	-	-	-	x	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	56	6,94	0,74	5,60	9,45	x	s	Max
<i>Ischnura elegans</i>	38	7,53	0,75	6,16	9,69	Min	x	Max
<i>Enallagma cyathigerum</i>	4	7,19	0,53	7,01	9,69	Min	x	Max
<i>Coenagrion puella</i>	35	7,37	0,86	5,94	9,69	Min	x	-
<i>Aeshna cyanea</i>	111	7,00	0,78	5,80	9,69	Min	x	Max
<i>Aeshna mixta</i>	8	7,58	0,74	6,40	8,97	Min	x	Max
<i>Anax imperator</i>	5	7,25	0,57	6,46	7,93	Min	x	-
<i>Somatochlora metallica</i>	4	7,39	0,56	7,01	8,23	Min	x	Max
<i>Libellula depressa</i>	19	7,43	0,85	5,81	9,22	Min	x	Max
<i>L. quadrimaculata</i>	1	7,63	-	-	-	-	x	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	6	8,03	0,82	7,48	9,69	-	Min	x
<i>Sympetrum striolatum</i>	9	7,95	0,93	6,99	9,69	Min	x	Max
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4	7,51	0,64	6,78	8,14	Min	x	Max
<i>Sympetrum danae</i>	4	8,07	1,13	7,16	9,69	-	Min	x
<i>Sympetrum sanguineum</i>	13	7,38	0,43	6,78	8,14	Min	x	Max
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	7,09	-	-	-	-	x	-

Berücksichtigt sind nur die Gewässer, an denen die jeweilige Art wahrscheinlich oder gesichert bodenständig nachgewiesen wurde: n = Stichprobenumfang; x = arithmetisches Mittel, ± s = Standardabweichung, Min = kleinster, Max = größter gemessener Wert. Beurteilung der Minimum-, Mittel- und Maximumwerte hinsichtlich der Trophie nach POTT (1983)

Tab. 3: Vergleich der Unterschiede von pH-Werten der von verschiedenen Libellenarten besiedelten stehenden Kleingewässer im Raum Hagen

	<i>Lest. spon.</i>	<i>Lest. viridis</i>	<i>Pyrrh. nym.</i>	<i>Ischn. eleg.</i>	<i>Coen. puella</i>	<i>Aesh. cyan.</i>	<i>Aesh. mixta</i>	<i>Libell. depr.</i>	<i>Orth. canc.</i>	<i>Symp. striol.</i>	<i>Symp. sang.</i>
<i>Lestes sponsa</i>	-	n. s.	xx	n. s.	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Lestes viridis</i>	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	n. s.
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	n. s.	(x)	-	xxx	x	n. s.	x	x	xx	xxx	xx
<i>Ischnura elegans</i>	n. s.	(x)	n. s.	-	n. s.	xxx	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Coenagrion puella</i>	n. s.	x	n. s.	n. s.	-	x	n. s.	n. s.	(x)	(x)	n. s.
<i>Aeshna cyanea</i>	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	-	x	x	xx	xxx	x
<i>Aeshna mixta</i>	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Libellula depressa</i>	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Orthetrum cancellatum</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.
<i>Sympetrum striolatum</i>	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.
<i>Sympetrum sanguineum</i>	x	n. s.	xx	xx	xxx	xxx	x	xx	x	x	-

t-Test für den Mittelwertvergleich (oberhalb der Diagonalen), F-Test für die Varianzanalyse (unterhalb der Diagonalen), n. s. = nicht signifikant, (x) = 0,1, Signifikanzniveau: x = 0,05, xx = 0,01, xxx = 0,001

Tab. 4: Gesamt- und Carbonathärtegrade stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

	n	Gesamthärte [°d]				Carbonathärte [°d]			
		x	± s	Min	Max	x	± s	Min	Max
ohne Artnachweis	34	6,8	3,5	3	9	3,7	3,0	1	16
<i>Lestes sponsa</i>	10	9,7	3,5	5	15	5,5	1,8	2	9
<i>Lestes viridis</i>	8	10,9	5,7	3	23	7,8	4,8	1	18
<i>Lestes dryas</i>	1/0	12,0	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	58	7,1	5,3	3	36	4,2	3,0	1	18
<i>Ischnura elegans</i>	39	9,9	6,0	4	36	6,2	3,3	2	18
<i>Enallagma cyathigerum</i>	7	9,1	6,6	4	23	6,6	5,6	2	18
<i>Coenagrion puella</i>	39	9,1	5,7	4	36	5,6	2,4	1	11
<i>Aeshna cyanea</i>	112	7,8	5,0	3	36	4,5	2,9	1	18
<i>Aeshna mixta</i>	6	9,7	1,9	7	12	6,3	0,5	6	7
<i>Anax imperator</i>	7	8,6	3,5	5	15	5,6	1,8	3	9
<i>Somatochlora metallica</i>	4	13,5	7,2	7	23	9,5	5,9	6	18
<i>Libellula depressa</i>	20	10,8	7,0	3	36	6,3	3,0	1	13
<i>L. quadrimaculata</i>	2/1	8,5	-	7	10	6,0	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	8,9	3,1	5	13	5,3	1,6	2	7
<i>Sympetrum striolatum</i>	5	11,8	0,8	11	13	8,6	3,8	3	13
<i>Sympetrum vulgatum</i>	10	8,9	2,7	5	13	7,0	3,2	2	13
<i>Sympetrum danae</i>	4	9,0	3,6	5	12	6,0	2,9	2	9
<i>Sympetrum sanguineum</i>	16	9,6	2,8	6	13	6,6	2,8	2	13
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	6,0	-	-	-	5,0	-	-	-

Berücksichtigt sind nur die Gewässer, an denen die jeweilige Art wahrscheinlich oder gesichert bodenständig nachgewiesen wurde: n = Stichprobenumfang; x = arithmetisches Mittel, ± s = Standardabweichung, Min = kleinster, Max = größter gemessener Wert. Beurteilung der Minimum-, Mittel- und Maximumwerte hinsichtlich der Gesamthärte nach MERCK (1974): 0-4 °d = sehr weich, 4-8 °d = weich, 8-18 °d = mittelhart, 18-30 °d = hart, > 30 °d = sehr hart

Tab. 5: Vergleich der Unterschiede von Gesamt- und von Carbonathärtegraden der von verschiedenen Libellenarten besiedelten stehenden Kleingewässer im Raum Hagen

	<i>Lest. spon.</i>	<i>Lest. virid.</i>	<i>Pyrr. nym.</i>	<i>Enal. cyat.</i>	<i>Ischn. eleg.</i>	<i>Coen. puel.</i>	<i>Aesh. cyan.</i>	<i>Aesh. mixta.</i>	<i>Anax impe.</i>	<i>Libel. depr.</i>	<i>Orth. canc.</i>	<i>Symp. vulg.</i>	<i>Symp. sang.</i>
<i>Lestes sponsa</i>	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	-	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Lestes viridis</i>	(x)	-	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	xx	-	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	(x)	n. s.	-	x	n. s.	(x)	n. s.	x	n. s.	x	n. s.	n. s.	x
	x	x	-	xx	n. s.	x	n. s.	xxx	n. s.	xxx	n. s.	xx	x
<i>Ischnura elegans</i>	x	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	x	(x)	n. s.	-	n. s.	n. s.	xx	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Enallagma cyathigerum</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	xx	n. s.	xx	x	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Coenagrion puella</i>	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	n. s.	xx	n. s.	x	xxx	-	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Aeshna cyanea</i>	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	-	(x)	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	x
	n. s.	x	n. s.	n. s.	xx	n. s.	-	xxx	n. s.	x	n. s.	x	xx
<i>Aeshna mixta</i>	(x)	x	n. s.	xx	xx	x	x	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Anax imperator</i>	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
	n. s.	x	n. s.	(x)	xx	n. s.	n. s.	xx	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Libellula depressa</i>	x	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	x	n. s.	x	-	n. s.	n. s.	n. s.
	(x)	x	n. s.	n. s.	x	n. s.	n. s.	xxx	x	-	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Orthetrum cancellatum</i>	n. s.	(x)	(x)	x	x	(x)	(x)	n. s.	n. s.	x	-	n. s.	n. s.
	n. s.	xx	x	x	xx	n. s.	x	x	n. s.	x	-	n. s.	n. s.
<i>Sympetrum vulgatum</i>	x	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	xxx	(x)	n. s.	x	-	n. s.
	n. s.	xx	x	xx	xx	x	x	n. s.	n. s.	xx	n. s.	-	n. s.
<i>Sympetrum sanguineum</i>	n. s.	xx	xx	xx	xx	xx	xx	n. s.	n. s.	xxx	n. s.	n. s.	-
	(x)	x	n. s.	n. s.	x	n. s.	n. s.	xx	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	-

Gesamt- (jeweils obere Zeile) und von Carbonathärtegraden (jeweils untere Zeile), t-Test für den Mittelwertvergleich (oberhalb der Diagonalen), F-Test für die Varianzanalyse (unterhalb der Diagonalen); n. s. = nicht signifikant, (x) = 0,1, Signifikanzniveau; x = 0,05, xx = 0,01, xxx = 0,001

Tab. 6: Häufigkeitsverteilung der Nitritgehalte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

Indigenitätsstufe Konzentration [mg/l]	n	3-5						5	
		n. 0,0 n.	0,1 5	0,2 5	0,5	1,0		Min [mg/l]	Max [mg/l]
ohne Artnachweis	30	5	18	3	4	-	-	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	10	2	5	2	1	-	-	1 n. n.	-
<i>Lestes viridis</i>	8	2	3	2	1	-	-	3 n. n.	0,05
<i>Lestes dryas</i>	1	1	-	-	-	-	-	0	-
<i>Pyrrosoma nymphula</i>	61	23	27	6	5	-	-	55 n. n.	0,25
<i>Ischnura elegans</i>	31	8	17	4	1	-	1	30 n. n.	0,50
<i>Enallagma cyathigerum</i>	7	1	4	1	1	-	-	3	0,05
<i>Coenagrion puella</i>	39	14	16	5	3	-	1	23 n. n.	0,10
<i>Aeshna cyanea</i>	112	37	47	19	6	2	1	104 n. n.	1,00
<i>Aeshna mixta</i>	6	-	1	4	1	-	-	0	-
<i>Anax imperator</i>	7	2	3	-	1	1	-	3	0,05
<i>Somatochlora metallica</i>	4	-	3	1	-	-	-	2	0,05
<i>Libellula depressa</i>	20	5	9	3	2	1	-	1	0,05
<i>L. quadrimaculata</i>	2	-	2	-	-	-	-	1	0,05
<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	-	4	1	3	-	-	3	0,05
<i>Sympetrum striolatum</i>	5	2	1	1	1	-	-	4 n. n.	0,18
<i>Sympetrum vulgatum</i>	10	4	4	1	1	-	-	6 n. n.	0,05
<i>Sympetrum danae</i>	4	1	2	1	-	-	-	0	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	16	3	6	4	3	-	-	9 n. n.	0,10
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	1	-	-	-	-	-	1 n. n.	-

Bei der Häufigkeitsverteilung sind die Gewässer, bei denen die Art wahrscheinlich oder gesichert (Indigenitätsstufen 3-5) bodenständig nachgewiesen wurde berücksichtigt. Zusätzlich sind die Minimum- und Maximumwerte für gesichert bodenständige Vorkommen (Indigenitätsstufen 5) angegeben; n = Anzahl der untersuchten Gewässer, n. n. = nicht nachweisbar. Beurteilung der Minimum- und Maximumwerte nach HÖLL (1979): kleiner 0,01 (bis 0,3) mg/l = normale Konzentration, 0,2-2,0 mg/l = überhöhte Konzentration

Tab. 7: Häufigkeitsverteilung der Ammoniumgehalte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

Indigenitätsstufe Konzentration [mg/l]	3-5							5	
	n	n.	0,5	1,0	3,0	5,0	10,0	Min	Max
		n.						[mg/l]	[mg/l]
ohne Artnachweis	33	23	6	1	2	-	1	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	10	4	4	1	1	-	-	2	n. n. 0,25
<i>Lestes viridis</i>	8	3	3	1	1	-	-	3	n. n. 0,25
<i>Lestes dryas</i>	1	1		-	-	-	-	0	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	59	36	22	-	-	-	1	57	n. n. 0,50
<i>Ischnura elegans</i>	39	20	16	1	2	-	-	29	n. n. 2,00
<i>Enallagma cyathigerum</i>	7	7	-	-	-	-	-	3	n. n. -
<i>Coenagrion puella</i>	39	17	15	3	3	1	-	25	n. n. 5,00
<i>Aeshna cyanea</i>	111	56	39	5	7	3	1	103	n. n. 10,00
<i>Aeshna mixta</i>	6	1	3	1	1	-	-	0	-
<i>Anax imperator</i>	7	6	-	-	1	-	-	3	n. n. -
<i>Somatochlora metallica</i>	4	1	2	1	-	-	-	3	0,25 0,50
<i>Libellula depressa</i>	20	8	10	1	1	-	-	12	n. n. 1,00
<i>L. quadrimaculata</i>	2	2	-	-	-	-	-		n. n. -
<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	4	3	-	1	-	-	3	n. n. 2,00
<i>Sympetrum striolatum</i>	5	3	2	-	-	-	-	4	n. n. 0,25
<i>Sympetrum vulgatum</i>	10	6	3	-	1	-	-	6	n. n. 0,50
<i>Sympetrum danae</i>	4	3	1	-	-	-	-	0	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	16	8	7	1	-	-	-	10	n. n. 0,50
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	1	-	-	-	-	-	1	n. n. -

Bei der Häufigkeitsverteilung sind die Gewässer, bei denen die Art wahrscheinlich oder gesichert (Indigenitätsstufen 3-5) bodenständig nachgewiesen wurde berücksichtigt. Zusätzlich sind die Minimum- und Maximumwerte für gesichert bodenständige Vorkommen (Indigenitätsstufen 5) angegeben; n = Anzahl der untersuchten Gewässer, n. n. = nicht nachweisbar. Beurteilung der Minimum- und Maximumwerte nach HÖLL (1979): < 0,1 (bis 1,0) mg/l = normale Konzentration, > 0,1 (bis >1,0) mg/l = überhöhte Konzentration

Tab. 8: Häufigkeitsverteilung der Phosphatgehalte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

Indigenitätsstufe Konzentration [mg/l]	3-5										5	
	n	n.	0,5	1,0	2,5	5,0	7,5	10,0	0	n	Min [mg/l]	Max [mg/l]
ohne Artnachweis	35	32	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	10	7	1	2	-	-	-	-	2	n. n.	1,00	
<i>Lestes viridis</i>	8	5	1	1	1	-	-	-	3	n. n.	0,25	
<i>Lestes dryas</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	0	-	-	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	84	50	2	31	-	-	-	1	55	n. n.	10,00	
<i>Ischnura elegans</i>	39	26	3	5	4	1	-	-	28	n. n.	5,00	
<i>Enallagma cyathigerum</i>	7	5	-	1	1	-	-	-	3	n. n.	1,00	
<i>Coenagrion puella</i>	37	29	2	4	2	-	-	-	24	n. n.	1,00	
<i>Aeshna cyanea</i>	106	93	2	4	5	-	1	1	98	n. n.	10,00	
<i>Aeshna mixta</i>	6	5	1	-	-	-	-	-	0	-	-	
<i>Anax imperator</i>	7	5	1	1	-	-	-	-	3	n. n.	1,00	
<i>Somatochlora metallica</i>	4	2	-	1	1	-	-	-	2	n. n.	1,00	
<i>Libellula depressa</i>	20	16	1	2	1	-	-	-	11	n. n.	1,00	
<i>L. quadrimaculata</i>	2	-	-	1	1	-	-	-	1	-	1,00	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	5	1	1	1	-	-	-	3	n. n.	0,50	
<i>Sympetrum striolatum</i>	5	4	1	-	-	-	-	-	4	n. n.	0,50	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	10	7	1	1	1	-	-	-	6	n. n.	1,00	
<i>Sympetrum danae</i>	4	4	-	-	-	-	-	-	0	-	-	
<i>Sympetrum sanguineum</i>	16	12	1	1	2	-	-	-	10	n. n.	1,00	
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	1	n. n.	-	

Bei der Häufigkeitsverteilung sind die Gewässer, bei denen die Art wahrscheinlich oder gesichert (Indigenitätsstufen 3-5) bodenständig nachgewiesen wurde berücksichtigt. Zusätzlich sind die Minimum- und Maximumwerte für gesichert bodenständige Vorkommen (Indigenitätsstufen 5) angegeben; n = Anzahl der untersuchten Gewässer, n. n. = nicht nachweisbar. Beurteilung der Minimum- und Maximumwerte nach HÖLL (1979): < 0,1 = normale Konzentration, > 0,3 = überhöhte Konzentration

Tab. 9: Chloridgehalte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

	n	Chlorid [mg/l]				Trophie			
		x	± s	Min	Max	oligo	meso	eu	hyper
ohne Artnachweis	32	23	18	10	113	-	x	s	Max
<i>Lestes sponsa</i>	4	21	7	15	30	-	x	-	-
<i>Lestes viridis</i>	4	37	36	2	84	Min	-	x	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	52	22	13	2	59	Min	x	Max	-
<i>Ischnura elegans</i>	26	25	17	6	74	Min	x	Max	-
<i>Enallagma cyathigerum</i>	4	26	18	3	42	Min	x	Max	-
<i>Coenagrion puella</i>	26	22	17	2	74	Min	x	Max	-
<i>Aeshna cyanea</i>	97	29	24	2	131	Min	x	s	Max
<i>Aeshna mixta</i>	3	23	-	15	36	-	x	Max	-
<i>Anax imperator</i>	5	25	12	12	42	-	x	Max	-
<i>Somatochlora metallica</i>	3	32	-	15	39	-	-	x	-
<i>Libellula depressa</i>	12	24	15	2	50	Min	x	Max	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1	42	-	-	-	-	-	x	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3	41	-	20	42	-	-	x	-
<i>Sympetrum striolatum</i>	4	36	18	16	59	-	-	x	-
<i>Sympetrum vulgatum</i>	6	23	13	9	42	Min	x	Max	-
<i>Sympetrum danae</i>	2	26	-	15	36	-	x	Max	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	12	27	16	3	59	Min	x	Max	-
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	12	-	-	-	-	x	-	-

Berücksichtigt sind nur die Gewässer, an denen die jeweilige Art wahrscheinlich oder gesichert bodenständig nachgewiesen wurde: n = Stichprobenumfang; x = arithmetisches Mittel, ± s = Standardabweichung, Min = kleinster, Max = größter gemessener Wert. Beurteilung der Minimum-, Mittel- und Maximumwerte hinsichtlich der Trophie nach POTT (1983)

Tab. 10: Leitfähigkeitswerte stehender Kleingewässer verschiedener Libellenarten im Raum Hagen

	n	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]				Trophie			
		x	$\pm s$	Min	Max	oligo	meso	eu	hyper
ohne Artnachweis	35	234	114	111	662	-	Min	x	-
<i>Lestes sponsa</i>	9	302	113	110	403	-	Min	x	-
<i>Lestes viridis</i>	8	356	176	103	672	-	Min	x	Max
<i>Lestes dryas</i>	1	371	-	-	-	-	-	x	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	58	232	151	38	1040	Min	s	x	Max
<i>Ischnura elegans</i>	40	303	168	96	1040	Min	s	x	Max
<i>Enallagma cyathigerum</i>	4	333	252	110	672	-	Min	x	Max
<i>Coenagrion puella</i>	37	285	172	96	1040	Min	s	x	Max
<i>Aeshna cyanea</i>	115	259	159	38	860	Min	s	x	Max
<i>Aeshna mixta</i>	8	325	85	198	406	-	Min	x	-
<i>Anax imperator</i>	5	300	118	166	413	-	Min	x	-
<i>Somatochlora metallica</i>	4	355	216	198	672	-	Min	x	Max
<i>Libellula depressa</i>	19	340	188	38	1040	Min	s	x	Max
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1	292	-	-	-	-	-	x	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	6	339	117	110	420	-	Min	x	-
<i>Sympetrum striolatum</i>	9	278	112	110	414	-	Min	x	-
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4	387	21	371	414	-	-	x	-
<i>Sympetrum danae</i>	4	251	119	110	371	-	Min	x	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	13	306	98	156	420	-	Min	x	-
<i>Sympetrum flaveolum</i>	1	156	-	-	-	x	-	-	-

Berücksichtigt sind nur die Gewässer, an denen die jeweilige Art wahrscheinlich oder gesichert bodenständig nachgewiesen wurde: n = Stichprobenumfang; x = arithmetisches Mittel, $\pm s$ = Standardabweichung, Min = kleinster, Max = größter gemessener Wert. Beurteilung der Minimum-, Mittel- und Maximumwerte hinsichtlich der Trophie nach POTT (1983)

Tab. 11: Vergleich der Unterschiede von Leitfähigkeitswerten der von verschiedenen Libellenarten besiedelten stehenden Kleingewässer im Raum Hagen

	<i>Lest. spon.</i>	<i>Lest. viridis</i>	<i>Pyrr. nym.</i>	<i>Ischn. eleg.</i>	<i>Coen. puella</i>	<i>Aesh. cyan.</i>	<i>Aesh. mixta</i>	<i>Libel. depr.</i>	<i>Orth. canc.</i>	<i>Symp. striol.</i>	<i>Symp. sang.</i>
<i>Lestes sponsa</i>	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Lestes viridis</i>	n. s.	-	x	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	n. s.	n. s.	-	x	n. s.	n. s.	(x)	x	(x)	n. s.	x
<i>Ischnura elegans</i>	x	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Coenagrion puella</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Aeshna cyanea</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	(x)	x	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Aeshna mixta</i>	n. s.	x	(x)	x	x	x	-	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Libellula depressa</i>	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	x	-	n. s.	n. s.	n. s.
<i>Orithetrum cancellatum</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	-	n. s.	n. s.
<i>Sympetrum striolatum</i>	n. s.	(x)	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	(x)	n. s.	-	n. s.
<i>Sympetr. sanguineum</i>	n. s.	x	x	x	x	x	n. s.	x	n. s.	n. s.	-

t-Test für den Mittelwertvergleich (oberhalb der Diagonalen), F-Test für die Varianzanalyse (unterhalb der Diagonalen), n. s. = nicht signifikant, (x) = 0,1, Signifikanzniveau: $\alpha = 0,05$