

## **Situation der Arten in Niedersachsen/Bremen nach den jüngsten Dürresommern – vorläufige Trends für die Jahre 2019-2022 aus der Datenbank der AG Libellen**

von Kathrin Baumann

### **Einführung**

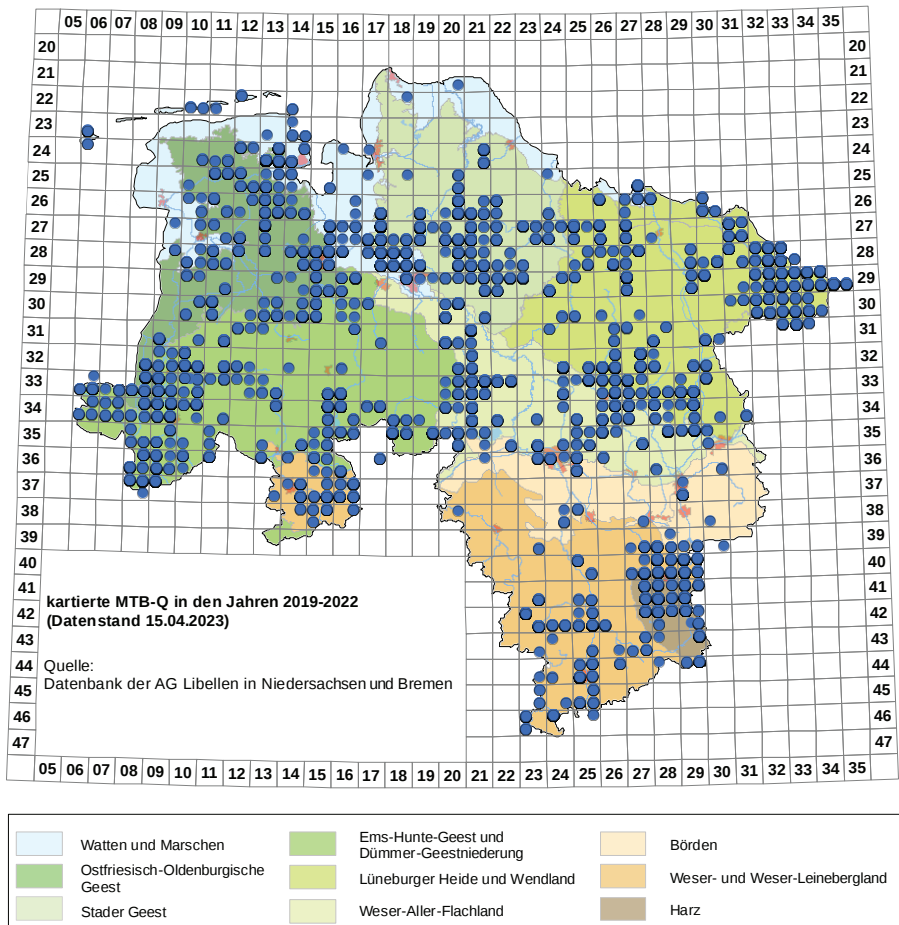
Aufgrund der Auswirkungen der globalen Erwärmung verändert sich die Libellenfauna aktuell rasant, Verbreitungskarten und Rote Listen sind in ihren Aussagen recht schnell überholt. Der Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen (BAUMANN et al. 2021a) und die zugehörige Rote Liste wurden in einer Phase mit extrem trockenen und warmen Sommern endbearbeitet, während der zu erahnen war, dass die für die Trendberechnungen verwendeten Daten (überwiegend mit Stand 31.12.2018) die reale Situation bei verschiedenen Arten nicht mehr korrekt wiedergeben. Insbesondere die mooraffinen Arten schienen durch die großflächige Austrocknung der Moore von 2018–2020 deutlich rückläufig zu sein. Um diese Entwicklung in der Roten Liste noch abbilden zu können, wurden die aus den Datenbanken berechneten Werte für die aktuelle Bestandssituation und den kurzfristigen Bestandstrend (jeweils seit 2010) für 14 Arten gutachterlich korrigiert (vgl. Tab. 7 in BAUMANN et al. 2021b). Bei zehn dieser Arten resultierte daraus eine ungünstigere Rote Liste-Einstufung als auf Basis der berechneten Werte.

Mit dem vorliegenden Beitrag soll eine erste Objektivierung der Situation

nach dem Jahr 2018 erfolgen. Dafür werden die in der Datenbank der AG vorhandenen Daten für die Jahre 2019–2022 (Stand 15.04.2023) ausgewertet. Es handelt sich um eine vorläufige Auswertung, da das Potenzial an Libellendaten für diese Jahre noch nicht ausgeschöpft ist: Zum einen gibt es in Reihen der AG Libellen weitaus mehr Beobachtungen, die aber noch nicht für die Datenbank aufbereitet wurden, zum anderen fließt der Datenbestand des NLWKN nicht in diese Berechnungen ein.

Diese vorläufigen Auswertungen dienen primär folgenden Zielen:

- Vorläufige Trendberechnungen für den Zeitraum von 2019–2022, um die Entwicklung der Libellenfauna in einer Phase zu objektivieren, die von drei ungewöhnlich trockenen Jahren und vom vorangegangenen Dürresommer 2018 geprägt war (lediglich 2021 war das Wasserregime günstig)
- Aufzeigen von möglichen Entwicklungen im größeren räumlichen Kontext, die von den einzelnen Kartierenden bislang nicht wahrgenommen oder allenfalls vermutet wurden



**Abb. 1: Im Zeitraum von 2019–2022 kartierte MTB-Q.**

- Aufzeigen von Kartierungs- bzw. Meldungsdefiziten
- Motivation für die Fortsetzung bzw. Wiederaufnahme von Kartierung und Datenmeldung schaffen, weil die Daten auch nach dem Atlas Verwendung finden.

## Methodik

Grundlage der Trendberechnungen sind die Daten für die Jahre 2010–2018 (123.577 Datensätze) und 2019–2022 (34.427 Datensätze), die mit Stand 15.04.2023 in der Datenbank der AG

Libellen vorhanden waren. Die Daten des Zeitraums 2019–2022 decken zwar nur 34 % der MTB-Q ab, sind aber relativ gut über Niedersachsen/Bremen verteilt, so dass sie als repräsentativ betrachtet werden können (vgl. Abb. 1).

Die berechneten Trends für den Zeitraum 2019–2022 beziehen sich auf den Vergleich mit dem Zeitraum 2010–2018, d.h. sie zeigen, ob die Bestandsentwicklung der jeweiligen Art 2019–2022 positiver oder negativer war als 2010–2018. Die Trendberechnung erfolgt in derselben Weise wie für die Rote Liste (BAUMANN et al. 2021b), d.h. es werden die Veränderung der räumlichen Verbreitung (auf Basis der Rasterfrequenzen) und die Veränderung der relativen Meldehäufigkeit (auf Basis der Anzahl der Datensätze) je Art ermittelt.

Das artspezifische Maß der **Veränderung der Rasterfrequenz** für den Zeitraum 2019–2022 ( $RF_{2019-2022}$ ) gegenüber 2010–2018 ( $RF_{2010-2018}$ ) ist ein Maß für die Ausbreitung oder den Rückgang einer Art. Weil die Kartierungsaktivität in beiden Zeiträumen unterschiedlich war, muss dabei ein Korrekturfaktor ( $Q_{RF}$ ) berücksichtigt werden; er wird als Mittel über alle Arten berechnet und ist ein Maß dafür, um wieviel größer die von 2010–2018 abgedeckte Kartierungsfläche gegenüber derjenigen von 2019–2022 ist. Die Berechnung von  $Q_{RF}$  wird in BAUMANN et al. (2021b) ausführlich beschrieben. Die Veränderung der Rasterfrequenz wird unter

Berücksichtigung von  $Q_{RF}$  folgendermaßen berechnet:

$$VF_{Art} = Q_{RF} \times RF_{2019-2022} / RF_{2010-2018}$$

Bei  $VF_{Art} > 1$  ist tendenziell von einer Ausbreitung, bei  $VF_{Art} < 1$  tendenziell von einem Rückgang der Art auszugehen. Die sich daraus ergebende Skalierung des Bestandstrends ist Tab. 4 in BAUMANN et al. (2021b) zu entnehmen.

Die **Veränderung der relativen Meldehäufigkeit** ist das zweite Maß für die Bestandsentwicklung einer Art. Sie wird durch den Bestandsentwicklungsfaktor (BEF) ermittelt, der den Anteil der Datensätze (DS) einer Art in zwei Zeiträumen vergleicht, in diesem Fall:

$$BEF = \frac{DS_{Art, \text{Jahre 2019-2022}} / DS_{Art, \text{Jahre 2010-2018}}}{DS_{\text{gesamt, Jahre 2019-2022}} / DS_{\text{gesamt, Jahre 2010-2018}}}$$

Bei  $BEF > 1$  ist tendenziell von einer Ausbreitung, bei  $BEF < 1$  tendenziell von einem Rückgang der Art auszugehen. Die sich daraus ergebende Skalierung des Bestandstrends ist Tab. 5 in BAUMANN et al. (2021b) zu entnehmen.

$BEF$  und  $VF_{Art}$  ergeben bei weit verbreiteten und zahlreich gemeldeten Arten meist identische Trends. Bei seltenen Arten können die Ergebnisse allerdings methodisch beeinflusst sein, weil sie auch die Kartierungsaktivität widerspiegeln. So ist der BEF z.B. bei seltenen Arten, die nur in einer der betrachteten Zeitspannen intensiv kartiert wurden, methodisch stark überprägt und insofern nicht aussagefähig; eine Objektivierung kann in manchen Fällen aber durch  $VF_{Art}$  erfolgen.

**Tab 1: Vorläufige Bewertung des Bestandstrends für den Zeitraum 2019-2022 im Vergleich zum Zeitraum 2010-2018 auf Basis des Datenbestands der AG Libellen (Stand 15.04.2023). Im gelb hinterlegten Feld „Trend“ findet sich der gutachterlich abgewogene Trend auf Basis von VF<sub>Art</sub> und BEF.**

Es bedeuten:

**RL 2020** Einstufung Rote Liste für Niedersachsen/Bremen Stand 31.12.2020

**Trend 2010-2018** Trend laut Roter Liste für Niedersachsen/Bremen Stand 31.12.2020

**VF<sub>Art</sub>** aus Berechnung von VF<sub>Art</sub> abgeleiteter (theoretischer) Trend

**BEF** aus Berechnung von BEF abgeleiteter (theoretischer) Trend

**Trend (gelbe Spalte)** abgewogener Trend aus VF<sub>Art</sub> und BEF bzw. gutachterlich ermittelter Trend

↑↑↑ sehr starke Zunahme, ↑↑ starke Zunahme, ↑ mäßige Zunahme, = gleichbleibend

↓ mäßige Abnahme, ↓↓ starke Abnahme, ↓↓↓ sehr starke Abnahme

| Art                   | RL 2020 | Trend         |               | Anzahl MTB-Q  |               | Anzahl Datensätze |               | Trend 2019-2020   |     |       | Bemerkung                                                                           |
|-----------------------|---------|---------------|---------------|---------------|---------------|-------------------|---------------|-------------------|-----|-------|-------------------------------------------------------------------------------------|
|                       |         | 2010 bis 2018 | 2019 bis 2022 | 2010 bis 2018 | 2019 bis 2022 | 2010 bis 2018     | 2019 bis 2022 | VF <sub>Art</sub> | BEF | Trend |                                                                                     |
| Chalcolestes viridis  | *       | =             | 522           | 178           | 2.624         | 859               | =             | ↑                 | =   |       |                                                                                     |
| Lestes barbarus       | G       | ↓             | 101           | 45            | 376           | 193               | ↑             | ↑↑                | ↑   |       |                                                                                     |
| Lestes dryas          | 3       | ↓             | 170           | 46            | 605           | 181               | ↓↓            | =                 | =   |       | VF <sub>Art</sub> erscheint unzutreffend, Bewertung deshalb gutachterlich           |
| Lestes sponsa         | *       | ↓             | 499           | 154           | 3.566         | 919               | ↓             | =                 | ↓   |       |                                                                                     |
| Lestes vires          | *       | ↑             | 287           | 135           | 1.448         | 548               | ↑             | ↑                 | ↑   |       |                                                                                     |
| Sympecma fusca        | *       | ↑             | 264           | 159           | 1.703         | 796               | ↑↑            | ↑↑                | ↑↑  |       |                                                                                     |
| Sympecma paedisca     | 1       | ↓↓            | 4             | 3             | 20            | 10                | entfällt      | ↓↓↓               |     |       | Bewertung gutachterlich                                                             |
| Calopteryx virgo      | *       | ↑             | 310           | 178           | 1.412         | 374               | ↑↑            | =                 | ↑   |       |                                                                                     |
| Calopteryx splendens  | *       | ↑             | 649           | 234           | 5.117         | 973               | =             | ↓                 | =   |       |                                                                                     |
| Platycnemis pennipes  | *       | ↑             | 496           | 214           | 3.994         | 1.176             | ↑             | =                 | ↑   |       |                                                                                     |
| Ceragrion tenellum    | *       | =             | 265           | 90            | 1.743         | 424               | =             | =                 | =   |       |                                                                                     |
| Coenagrion hastulatum | 1       | ↓↓            | 91            | 21            | 812           | 134               | ↓↓            | ↓↓                | ↓↓  |       | im Harz offenbar noch stabil                                                        |
| Coenagrion lunulatum  | 1       | ↓↓            | 101           | 17            | 494           | 41                | ↓↓↓           | ↓↓                | ↓↓↓ |       |                                                                                     |
| Coenagrion mercuriale | *       | ↑             | 29            | 15            | 636           | 41                | ↑             | ↓↓                | =   |       | BEF methodisch (negativ) verzerrt                                                   |
| Coenagrion ornatum    | R       | ↑             | 14            | 5             | 125           | 14                | =             | ↓↓                | =   |       | Trend wegen geringer Datenzahl unsicher und BEF zudem methodisch (negativ) verzerrt |
| Coenagrion puella     | *       | =             | 856           | 310           | 7.998         | 2.148             | =             | =                 | =   |       |                                                                                     |
| Coenagrion pulchellum | *       | ↓             | 344           | 89            | 1.666         | 420               | ↓↓            | =                 | ↓   |       |                                                                                     |
| Coenagrion scitulum   |         |               | 0             | 5             | 0             | 11                | entfällt      |                   | ↑↑  |       | Erstnachweis für Niedersachsen 2021                                                 |
| Enallagma cyathigerum | *       | =             | 739           | 258           | 7.785         | 1.802             | =             | ↓                 | =   |       |                                                                                     |
| Erythromma lindenii   | *       | ?             | 48            | 25            | 216           | 68                | ↑             | =                 | ↑   |       |                                                                                     |
| Erythromma najas      | *       | =             | 439           | 146           | 2.427         | 824               | ↓             | ↑                 | =   |       |                                                                                     |
| Erythromma viridulum  | *       | =             | 331           | 127           | 1.070         | 457               | =             | ↑↑                | =   |       |                                                                                     |
| Ischnura elegans      | *       | =             | 917           | 362           | 9.188         | 2.738             | =             | =                 | =   |       |                                                                                     |
| Ischnura pumilio      | 3       | ↓             | 126           | 43            | 552           | 126               | =             | ↓                 | ↓   |       |                                                                                     |
| Nehalennia speciosa   | 1       | ↓↓↓           | 1             | 1             | 15            | 1                 | entfällt      | ↓↓↓               |     |       | letzter Nachweis im Jahr 2020, soweit bekannt                                       |
| Pyrrhosoma nymphula   | *       | =             | 700           | 237           | 6.528         | 1.545             | =             | =                 | =   |       |                                                                                     |

| Art                               | RL<br>2020 | Trend               | Anzahl MTB-Q        |                     | Anzahl Datensätze   |                     | Trend 2019-2020   |     |       | Bemerkung                                                        |
|-----------------------------------|------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-----|-------|------------------------------------------------------------------|
|                                   |            | 2010<br>bis<br>2018 | 2010<br>bis<br>2018 | 2019<br>bis<br>2022 | 2010<br>bis<br>2018 | 2019<br>bis<br>2022 | VF <sub>Art</sub> | BEF | Trend |                                                                  |
| <i>Aeshna affinis</i>             | *          | =                   | 47                  | 33                  | 115                 | 111                 | ↑↑                | ↑↑↑ | ↑↑    |                                                                  |
| <i>Aeshna cyanea</i>              | *          | =                   | 691                 | 203                 | 4.390               | 910                 | ↓                 | ↓   | ↓     |                                                                  |
| <i>Aeshna grandis</i>             | *          | =                   | 426                 | 146                 | 2.092               | 598                 | =                 | =   | =     |                                                                  |
| <i>Aeshna isoceles</i>            | *          | ↑                   | 123                 | 59                  | 515                 | 163                 | ↑                 | =   | ↑     |                                                                  |
| <i>Aeshna juncea</i>              | 2          | ↓↓                  | 206                 | 51                  | 1.268               | 286                 | ↓↓                | ↓   | ↓↓    |                                                                  |
| <i>Aeshna mixta</i>               | *          | =                   | 564                 | 189                 | 3.144               | 812                 | ↓                 | =   | =     |                                                                  |
| <i>Aeshna subarctica</i>          | 1          | ↓                   | 72                  | 29                  | 421                 | 128                 | =                 | =   | =     |                                                                  |
| <i>Aeshna viridis</i>             | 1          | ↓                   | 50                  | 11                  | 452                 | 28                  | ↓↓                | ↓↓  | ↓↓    | Trends unsicher,<br>evtl. methodisch<br>(negativ) verzerrt       |
| <i>Anax ephippiger</i>            | ♦          |                     | 2                   | 12                  | 2                   | 15                  | ↑↑↑               | ↑↑↑ | ↑↑↑   | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher, aber<br>plausibel |
| <i>Anax imperator</i>             | *          | ↑                   | 736                 | 300                 | 4.826               | 1.554               | =                 | ↑   | =     |                                                                  |
| <i>Anax parthenope</i>            | *          | ↑                   | 156                 | 82                  | 516                 | 286                 | ↑                 | ↑↑↑ | ↑↑    |                                                                  |
| <i>Boyeria irene</i>              | R          | ↑                   | 4                   | 2                   | 88                  | 21                  | ↑                 | =   | =     | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher                    |
| <i>Brachytron pratense</i>        | *          | =                   | 247                 | 91                  | 1.032               | 248                 | =                 | =   | =     |                                                                  |
| <i>Gomphus pulchellus</i>         | *          | ↓                   | 162                 | 56                  | 521                 | 213                 | =                 | ↑↑  | =     |                                                                  |
| <i>Gomphus vulgatissimus</i>      | *          | =                   | 125                 | 69                  | 592                 | 180                 | ↑                 | =   | =     | VF <sub>Art</sub> methodisch<br>(positiv) verzerrt               |
| <i>Ophiogomphus cecilia</i>       | *          | ↑                   | 143                 | 28                  | 598                 | 90                  | ↓↓                | ↓   | =     | VF <sub>Art</sub> und BEF<br>methodisch<br>(negativ) verzerrt    |
| <i>Stylurus flavipes</i>          | R          | =                   | 18                  | 3                   | 60                  | 7                   | entfällt          |     | ?     | keine gutachter-<br>liche Einschätzung<br>möglich                |
| <i>Cordulegaster bidentata</i>    | *          | =                   | 25                  | 10                  | 213                 | 75                  | =                 | ↑   | =     |                                                                  |
| <i>Cordulegaster boltonii</i>     | *          | ↑                   | 154                 | 37                  | 629                 | 102                 | ↓↓                | ↓   | ↓     | Trend evtl.<br>methodisch<br>(negativ) verzerrt?                 |
| <i>Cordulia aenea</i>             | *          | ↑                   | 460                 | 179                 | 2.748               | 874                 | =                 | =   | =     |                                                                  |
| <i>Epitheca bimaculata</i>        | ♦          |                     | 1                   | 1                   | 1                   | 3                   | entfällt          |     | =     | nur ein Fundort                                                  |
| <i>Somatochlora alpestris</i>     | 1          | ↓↓↓                 | 6                   | 1                   | 180                 | 58                  | ↓↓↓               | ↑   | ↓↓↓   | Bewertung gut-<br>achterlich; BEF<br>methodisch verzerrt         |
| <i>Somatochlora arctica</i>       | 1          | (↓)                 | 28                  | 2                   | 296                 | 121                 | ↓↓↓               | ↑   | ↓     | Bewertung gut-<br>achterlich; BEF<br>methodisch verzerrt         |
| <i>Somatochlora flavomaculata</i> | 1          | ↓↓                  | 40                  | 10                  | 79                  | 16                  | ↓↓                | ↓   | ↓↓    | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher                    |

| Art                              | RL<br>2020 | Trend               | Anzahl MTB-Q        |                     | Anzahl Datensätze   |                     | Trend 2019-2020   |     |       | Bemerkung                                     |
|----------------------------------|------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-----|-------|-----------------------------------------------|
|                                  |            | 2010<br>bis<br>2018 | 2010<br>bis<br>2018 | 2019<br>bis<br>2022 | 2010<br>bis<br>2018 | 2019<br>bis<br>2022 | VF <sub>Art</sub> | BEF | Trend |                                               |
| <i>Somatochlora metallica</i>    | *          | ↓                   | 386                 | 146                 | 1.471               | 556                 | =                 | ↑   | =     |                                               |
| <i>Crocothemis erythraea</i>     | *          | ↑                   | 199                 | 104                 | 928                 | 429                 | ↑                 | ↑↑  | ↑     |                                               |
| <i>Leucorrhinia albifrons</i>    | R          | ↑                   | 18                  | 16                  | 336                 | 94                  | ↑↑↑               | =   | ↑↑    |                                               |
| <i>Leucorrhinia caudalis</i>     | *          | ↑                   | 43                  | 22                  | 229                 | 52                  | ↑                 | ↓   | =     |                                               |
| <i>Leucorrhinia dubia</i>        | 2          | ↓↓                  | 198                 | 59                  | 1.871               | 469                 | ↓                 | ↓   | ↓     |                                               |
| <i>Leucorrhinia pectoralis</i>   | *          | ↑                   | 173                 | 56                  | 641                 | 147                 | ↓                 | ↓   | ↓     |                                               |
| <i>Leucorrhinia rubicunda</i>    | 3          | ↓                   | 226                 | 63                  | 1.851               | 343                 | ↓                 | ↓   | ↓     |                                               |
| <i>Libellula depressa</i>        | *          | ↓                   | 527                 | 165                 | 2.256               | 497                 | ↓                 | ↓   | ↓     |                                               |
| <i>Libellula fulva</i>           | *          | ↑                   | 53                  | 30                  | 299                 | 180                 | ↑↑                | ↑↑↑ | ↑↑    |                                               |
| <i>Libellula quadrimaculata</i>  | *          | =                   | 684                 | 247                 | 6.419               | 1.768               | =                 | =   | =     |                                               |
| <i>Orthetrum brunneum</i>        | *          | =                   | 36                  | 10                  | 75                  | 23                  | ↓                 | =   | ↓     | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher |
| <i>Orthetrum cancellatum</i>     | *          | ↑                   | 732                 | 296                 | 4.960               | 1.724               | =                 | ↑   | =     |                                               |
| <i>Orthetrum coerulescens</i>    | *          | ↑                   | 154                 | 77                  | 1.006               | 273                 | ↑                 | =   | ↑     |                                               |
| <i>Sympetrum danae</i>           | V          | ↓                   | 445                 | 108                 | 3.466               | 690                 | ↓↓                | ↓   | ↓↓    |                                               |
| <i>Sympetrum depressiusculum</i> | 1          | =                   | 13                  | 7                   | 161                 | 48                  | ↑                 | =   | =     |                                               |
| <i>Sympetrum flaveolum</i>       | 1          | ↓↓↓                 | 74                  | 8                   | 163                 | 22                  | ↓↓↓               | ↓   | ↓↓    | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher |
| <i>Sympetrum fonscolombii</i>    | *          | ↑                   | 60                  | 47                  | 147                 | 108                 | ↑↑↑               | ↑↑↑ | ↑↑↑   |                                               |
| <i>Sympetrum meridionale</i>     | *          | ↑                   | 13                  | 29                  | 20                  | 91                  | ↑↑↑               | ↑↑↑ | ↑↑↑   |                                               |
| <i>Sympetrum pedemontanum</i>    | 3          | ↓↓↓                 | 67                  | 9                   | 348                 | 55                  | ↓↓↓               | ↓   | ↓↓    | Trend wegen<br>geringer Datenzahl<br>unsicher |
| <i>Sympetrum sanguineum</i>      | *          | =                   | 678                 | 249                 | 4.111               | 1.302               | =                 | =   | =     |                                               |
| <i>Sympetrum striolatum</i>      | *          | ↑                   | 520                 | 212                 | 3.186               | 1.223               | =                 | ↑   | =     |                                               |
| <i>Sympetrum vulgatum</i>        | *          | ↓                   | 499                 | 128                 | 2.679               | 626                 | ↓↓                | ↓   | ↓     |                                               |

Generell ist VF<sub>Art</sub> gegenüber methodischen Unschärfen robuster als BEF. Ein Vorteil des BEF gegenüber VF<sub>Art</sub> ist wiederum das bessere Widerspiegeln einer kleinmaßstäblichen Veränderung einer Art, wenn diese innerhalb eines MTB-Q aus einigen zuvor besiedelten Gewässern verschwindet bzw. sich hier in weitere Gewässer ausbreitet.

Um abweichende Trends nach BEF

und VF<sub>Art</sub> richtig zu bewerten, muss deshalb bei jeder Art hinterfragt werden, ob und inwiefern methodische Probleme gegeben sein können. Beide Trends werden deshalb nach einer entsprechenden gutachterlichen Analyse in einen abgewogenen vorläufigen Bestandstrend überführt. Widersprechen sich VF<sub>Art</sub> und BEF, wird i.d.R. eher in Richtung VF<sub>Art</sub> abgewogen (s.o.).

## Vorläufige Bestandstrends der Arten in Niedersachsen/Bremen im Zeitraum 2019-2022

Im Zeitraum 2019–2022 wurden in Niedersachsen/Bremen 72 Arten kartiert. Mit *Coenagrion scitulum* wurde 2021 eine Art gleich an mehreren weit über das Land verteilten Gewässern erstmals für unser Gebiet nachgewiesen (LIECKWEG et al. in Vorb.). Die Trendberechnungen in Kombination mit einer gutachterlichen Bewertung ergeben für 30 Arten einen gleichbleibenden, für 23 Arten einen negativen und für 18 Arten einen positiven Trend; bei einer Art (*Stylurus flavipes*) sind keine Aussagen möglich (Tab. 1). Es sei noch einmal betont, dass diese Trends die Bestandsentwicklung im Vergleich zum Zeitraum 2010–2018 wiedergeben (s.o.). Das bedeutet, dass eine Art, für die bereits in der aktuellen Roten Liste (BAUMANN et al. 2021b) ein

negativer Trend ermittelt wurde und die jetzt ebenfalls als rückläufig eingestuft wird, eine zusätzliche Verschlechterung ihrer Situation erfahren hat.

### Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Mooren

Aufgrund der wiederholten großflächigen Austrocknung der Moore seit dem Sommer 2018 (Abb. 2) wurden negative Entwicklungen für die meisten mooraffinen Arten vermutet (BAUMANN et al. 2021b). Nun wird deutlich, dass diese Annahmen überwiegend zutreffen. Trotz des Voranschreitens der großflächigen Wiedervernässung abgetorfter und sonstiger degradierter Hochmoore konnte für keine der Arten ein positiver Trend ermittelt werden.

Für *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda* sowie die nur bedingt moorafine *L. pectoralis* ergeben die Daten eine mäßige Abnahme. Während die beiden



**Abb. 2:** Im Verlauf der vergangenen fünf Jahre war nur ein Sommer (2021) von günstigen Wasserständen in den Mooren gekennzeichnet. In den übrigen Jahren fielen zahlreiche Gewässer auch in wiedervernässten Mooren trocken, wie hier am 15.09.2022 im Landkreis Gifhorn.  
Foto: K. Baumann

erstgenannten Arten bereits im Zeitraum seit 2010 einen negativen Trend aufwiesen, der mit dem Klimawandel und bei *L. dubia* außerdem mit schleichenden Eutrophierungsprozessen in Zusammenhang gebracht wurde (BAUMANN & PIX 2021, JÖDICKE et al. 2021b), war der Trend für *L. pectoralis* seinerzeit positiv, die Art galt als Gewinner steigender Temperaturen (BAUMANN & JÖDICKE 2021). Ihr aktuell negativer Trend ist darin begründet, dass sich *L. pectoralis* in diversen ehemals besiedelten Gewässern innerhalb und außerhalb von

Mooren aufgrund von Austrocknung nicht reproduzieren konnte. Aufgrund ihres ausgeprägten Opportunismus ist aber anzunehmen, dass sie Gewässer in Phasen günstigen Wasserregimes schnell wiederbesiedelt; BORKENSTEIN & JÖDICKE (2023) belegen genau dies für zwei nordwestniedersächsische Moore.

Eine starke Abnahme deutet sich für die bedingt mooraffinen Arten *Coenagrion hastulatum* (Abb. 3) und *Aeshna juncea* an. Beide waren bereits in der Vergangenheit stark rückläufig und wurden als mutmaßliche

**Abb. 3: Zu den Arten mit einem starken Rückgang gehört *Coenagrion hastulatum* als Verlierer des Klimawandels. Bezogen auf das Tiefland ist sogar eine sehr starke Abnahme anzunehmen, der landesweite Trend wird aber durch die noch günstige Situation im Harz etwas gemildert.**

**Foto: R. Jödicke**



Klimawandel-Verlierer eingestuft (BAUMANN et al. 2021c, PIX et al. 2021), zumal sie im kühleren Harz noch keinen erkennbaren Rückgang aufwiesen. Zumindest für *C. hastulatum* ist letzteres nach eigenen Beobachtungen weiterhin zutreffend. Die Verschärfung des Rückgangs beider Arten im Tiefland dürfte auch bei diesen Arten im Trockenfallen von Gewässern innerhalb und außerhalb von Mooren begründet sein.

Für *Coenagrion lunulatum* (Abb. 4) ergibt sich sogar eine sehr starke Abnahme. Ob sein Rückgang im Tiefland

tatsächlich stärker ist als der von *C. hastulatum*, ist allerdings fraglich; da *C. lunulatum* die Mittelgebirge nicht besiedelt, beziehen sich seine berechneten Trends deshalb anders als bei *C. hastulatum* nur auf das Tiefland. Hier war *C. lunulatum* ebenfalls bereits in der Vergangenheit rückläufig, ohne dass hierfür eindeutige Ursachen genannt werden konnten (BORKENSTEIN et al. 2021). Die Austrocknung der Moore ist aber mit Sicherheit (mit)verantwortlich für die deutliche Verschärfung des negativen Trends. *Nehalennia speciosa* zeigt



**Abb. 4:** *Coenagrion lunulatum* zeigt inzwischen einen sehr stark abnehmenden Trend und damit eine noch ungünstigere Entwicklung, als in der aktuellen Roten Liste dokumentiert wird.

**Foto:** A. Borkenstein

– ausgehend von einem ohnehin sehr schlechten Niveau – ebenfalls einen sehr stark negativen Trend und muss aktuell wohl als verschollen gelten. Im Helstorfer Moor wurde die Art trotz intensiver Suche nach 2018 nicht mehr gefunden (E. Gärtner pers. Mitt.), im Wieckenberger Moor stammt der letzte hier bekannte Nachweis aus dem Jahr 2020. Ursächlich für die dramatische Entwicklung ist der wiederkehrende Wassermangel in den bekannten Reproduktionsgewässern seit dem Sommer 2018.

Auch *Somatochlora alpestris* muss als sehr stark rückläufig eingestuft werden. Der BEF ist methodisch überprägt und aussagefrei, da er von der Tatsache positiv beeinflusst wird, dass im Zeitraum 2019–2022 so intensiv wie noch nie nach der Art gesucht wurde.

Ergebnis der Bestandsaufnahme ist ein dramatischer Rückgang infolge der massiven Austrocknung der Moore im Sommer 2018 (vgl. BAUMANN 2021). Für *Somatochlora arctica* ist ebenfalls ein negativer Trend anzunehmen, wahrscheinlich fällt dieser aber nur schwach aus. Die Datenbank enthält für den Zeitraum 2019–2022 ausschließlich Daten aus dem Harz; das Fehlen weiterer Daten beruht wohl in erster Linie darauf, dass anderenorts entweder keine Kartierungen erfolgt sind oder aber die Beobachtungen noch nicht in der Datenbank angekommen sind, wie es für Nachweise aus dem Solling der Fall ist. Im Harz hat sich *S. arctica* jedenfalls als deutlich robuster gegenüber Austrocknung erwiesen als *S. alpestris* (vgl. BAUMANN 2021).

**Abb. 5:** Obwohl *Orthetrum coerulescens* lokal stark unter dem Wassermangel der letzten Jahre gelitten hat, ist sein Trend aufgrund seiner deutlichen Ausbreitung mäßig zunehmend. Foto: M. Lohr



Für zwei mooraffine Arten schließlich zeigt sich ein gleichbleibender Trend: Bei *Ceriagrion tenellum*, einer sich stark in Ausbreitung befindlichen Art (JÖDICKE et al. 2021a), erstaunt dies wenig, denn Verluste durch die Austrocknung von besiedelten Mooren werden offenbar durch die anhaltende Expansion kompensiert. Dagegen ist der für *Aeshna subarctica* ermittelte gleichbleibende Trend überraschend, da auch diese Art von der Austrocknung ihrer Reproduktionsgewässer betroffen war, keine expandierende Art ist und schon in der Vergangenheit einen negativen Trend aufwies. Eventuell könnte die Art besser als bislang gedacht in der Lage sein, ihre Larvalentwicklung in kleinsten, mit Torfmoosen gefüllten Restgewässern abzuschließen. Ob es sich bei dem Trend möglicherweise um ein methodisches Artefakt handelt, müssen spätere Auswertungen größerer Datenbestände zeigen.

### Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Fließgewässern

Für Arten aus dieser Gruppe ergeben die Berechnungen sehr unterschiedliche vorläufige Trends, die nicht alle die tatsächlichen Gegebenheiten wiederzugeben scheinen und deshalb teils als methodisch beeinflusst eingestuft werden. Für *Stylurus flavipes* sind keine Aussagen möglich, weil für den Zeitraum 2019-2022 keine Daten gezielter Kartierungen vorliegen. Auffällig sind die Befunde für *Gomphus vulgatissimus* und *Ophiogomphus cecilia*: Beide kamen

in den östlichen Naturräumen bislang vielerorts an denselben Gewässern vor, ihre kurzfristigen Trends wurden als gleichbleibend (*G. vulgatissimus*) bzw. mäßig zunehmend (*O. cecilia*) eingestuft (BAUMANN et al. 2021b). Die aktuellen Trendberechnungen ( $VF_{Art}$ ) ergeben jedoch im Widerspruch dazu für *G. vulgatissimus* eine mäßige Zunahme und für *O. cecilia* eine starke Abnahme. Die eingehendere Analyse der Daten macht deutlich, dass diese Zahlen methodisch überprägt sind und einer gutachterlichen Korrektur bedürfen: Bei *G. vulgatissimus* entfallen 57 % der MTB-Q und 31 % der Datensätze auf das Emsland und weitere 14 % der Datensätze auf den Harz, wo jeweils gezielte Kartierungen erfolgt sind. Im östlichen Tiefland, wo sich die Verbreitungsgebiete von *G. vulgatissimus* und *O. cecilia* überlappen, ist die aktuelle Fundpunktdichte von *G. vulgatissimus* deutlich geringer und mit der von *O. cecilia* nahezu identisch. Dies spricht dafür, dass beide Arten einen ähnlichen Trend aufweisen und im östlichen Tiefland im Vergleich zu 2010-2018 deutlich „unterkartiert“ sind. Beiden Arten wird deshalb gutachterlich ein gleichbleibender Trend zugeordnet, belastbare Aussagen können aber erst spätere Auswertungen eines größeren Datenpools liefern.

Auch für das Artenpaar *Calopteryx splendens* und *C. virgo* zeigen sich aktuell unterschiedliche Trends, nachdem beide von BAUMANN et al. (2021b) zuletzt als mäßig zunehmend eingestuft wurden. Auf Basis eines großen Datenbestands

ergibt sich für *C. splendens* ein gleichbleibender Trend und für *C. virgo* eine mäßige Zunahme. Letzteres ist als erfreulich einzustufen, da Wassermangel und erhöhte Wassertemperaturen in den vergangenen Sommern die Ausbreitung der Art offensichtlich nicht gestört haben. Sehr überraschend ist in dem Zusammenhang allerdings der errechnete abnehmende Trend für *Corulegaster boltonii* (zuletzt noch mäßig zunehmend). Diese häufig am selben Gewässer wie *C. virgo* vorkommende Art dürfte im Zeitraum 2019-2022 eigentlich nicht „unterkartiert“ sein, denn wären Bäche schlechter kartiert als im Vergleichszeitraum 2010-2018, hätte sich für *C. virgo* kein positiver Trend ergeben. Zurzeit ist weder erkennbar, ob doch ein methodisches Artefakt gegeben ist, noch was die Ursachen für einen realen Rückgang sein könnten. Für *Corulegaster bidentata*, deren Nachweis überwiegend auf gezielten Erfassungen basiert, ergibt sich ein gleichbleibender Trend.

Bei *Coenagrion mercuriale* und *C. ornatum* fallen die sich widersprechenden Trends durch Berechnung von VF<sub>Art</sub> (positiv bzw. gleichbleibend) und BEF (negativ) auf. Letztere sind definitiv ein methodisches Artefakt, weil im Vergleichszeitraum 2010-2018 zahlreiche Daten aus Forschungsprojekten enthalten sind, wogegen sich der aktuelle Zeitraum überwiegend aus Daten „normaler“ Kartierungen zusammensetzt. Die gutachterliche Abwägung der widersprüchlichen Trends führt zu

dem Schluss, dass beide Arten wahrscheinlich einen gleichbleibenden Trend haben. Regionalen Verlusten durch die Austrocknung besiedelter Gräben (vgl. KASTNER & BUCHWALD 2021a, KASTNER et al. 2021) steht die Neubesiedlung von Fließgewässern gegenüber. Das würde bedeuten, dass zumindest *C. mercuriale* unter dem Strich als Klimawandel-Gewinner eingestuft werden kann. Bei dem noch deutlich selteneren *C. ornatum* sind für Aussagen spätere Auswertungen mit einem größeren Datenpool abzuwarten.

Widersprüchliche Trends zeigen *Orthetrum coerulescens* (Abb. 5) und *O. brunneum*, was nicht unbedingt den Erwartungen entspricht. Allerdings ist die Zahl an Meldungen von *O. brunneum* gering, möglicherweise wurde die Art 2019-2022 unterrepräsentiert kartiert. Der sich für die Art ergebende schwach negative Trend könnte demnach methodisch überprägt sein. Der Trend für *Orthetrum coerulescens* ist dagegen schwach zunehmend, d.h. der bereits von BAUMANN et al. (2021b) ermittelte positive Bestandstrend hält weiter an. Auch wenn die Art mancherorts wegen Wassermangels objektiv gelitten hat und lokal verschwunden ist (z.B. in einigen Abbaugruben und Quellmooren, in denen jeweils flache Rinnsale besiedelt wurden), hat sie sich insgesamt weiter ausgebreitet und wurde zuletzt vermehrt in relativ größeren Fließgewässern im Tiefland festgestellt (vgl. Abb. 6 auf S. 41 dieses Heftes). *Symptetrum pedemontanum* scheint dagegen weiterhin einen stark negativen Trend

aufzuweisen. Allerdings könnten die errechneten Trends aufgrund der Seltenheit der Art methodisch überprägt sein, so dass für belastbare Aussagen künftige Auswertungen mit einem größeren Datenpool abgewartet werden müssen.

#### Weitere Arten mit negativem Trend

Für *Sympecma paedisca* wurde ein sehr stark negativer Trend gutachterlich ermittelt (A. Lieckweg pers. Mitt.). Stark negative Trends wurden für *Aeshna viridis*, *Somatochlora flavomaculata* und *Sympetrum flaveolum* berechnet – allerdings sind diese Trends durchweg unsicher, weil sie auf einer geringen Zahl von Meldungen basieren und *A. viridis* in der Vergangenheit zudem intensiver untersucht wurde als im Zeitraum 2019–2022. Für letztgenannte Art fällt der berechnete Trend deshalb vermutlich zu schlecht aus. Mäßig

negative Trends ergeben sich zum einen für einige Arten, bei denen auch in der Vergangenheit schon eine negative Entwicklung festgestellt wurde (*Lestes sponsa*, *Coenagrion pulchellum*, *Ischnura pumilio*, *Libellula depressa*, *Sympetrum vulgatum*). Zumindest teilweise dürften auch für diese negativen Veränderungen die trockenen Sommer der letzten Jahre verantwortlich sein. Allerdings zeigt mit *Aeshna cyanea* auch eine ein breites Gewässerspektrum besiedelnde, bis dato sehr häufige und nicht rückläufige Art einen mäßig negativen Trend; dies ist insofern überraschend, als alle anderen ebenfalls sehr häufigen Arten einen gleichbleibenden Trend haben.

#### Arten mit positivem Trend

Eine sehr starke Zunahme ergibt sich für die nordexpandierenden und vom Klimawandel profitierenden Arten *Anax ephippiger*, *Sympetrum fonscolombii*



**Abb. 6:** *Sympetrum meridionale* gehört zu den nordexpandierenden Arten mit eindeutig positivem Trend. Foto: C. Fischer

und *Sympetrum meridionale* (Abb. 6); möglicherweise ist der – zweifellos positive – Trend aber methodisch etwas überbewertet, weil Beobachtungen dieser Arten „bevorzugt“ gemeldet werden. Die ebenfalls durch die globale Erwärmung geförderten *Aeshna affinis* und *Anax parthenope* zeigen ebenso wie *Sympecma fusca*, *Libellula fulva* und *Leucorrhinia albifrons* einen stark zunehmenden Trend. *L. albifrons* breitet sich zurzeit massiv in abgetorften Wiedervernässungsflächen im südöstlichen Teil der Lüneburger Heide aus. *Crocothemis erythraea*, ebenfalls einer der klassischen Klimawandel-Profiteure, zeigt eine mäßig starke Zunahme. Dieser Trend ergibt sich auch für *Lestes barbarus*, *Lestes virens*, *Platycnemis pennipes*, *Erythromma lindenii* und *Aeshna isocetes*. Bei *L. barbarus* ist das insofern überraschend, als BAUMANN et al. (2021b) noch einen schwachen Rückgang festgestellt hatten.

### Hinweise zu weiteren Arten der Roten Liste

Bei *Lestes dryas* ergibt  $VF_{Art}$  einen stark abnehmenden, BEF dagegen einen gleichbleibenden Trend. Tatsächlich scheint die Situation der Art aber zumindest im westlichen Tiefland eher positiv zu sein (R. Jödicke, A. Lieckweg pers. Mitt.). In zwei sehr gut untersuchten Mooren hat sie unter der Trockenheit der letzten Jahre nachweislich nicht gelitten, sondern flog sogar in zunehmender Zahl (BORKENSTEIN & JÖDICKE

2023). Ihr Trend wird damit vorläufig als gleichbleibend eingestuft. Für *Sympetrum depressiusculum* wird ein gleichbleibender Trend angenommen, auch wenn  $VF_{Art}$  eine mäßige Zunahme andeutet; tatsächlich gibt es keine Hinweise auf eine Ausbreitung.

### Danksagung

Dieser Beitrag basiert auf Meldungen an die AG Libellen in Niedersachsen und Bremen für die Jahre 2019–2022. Allen Kartierenden und Kartierern, die für diesen Zeitraum Daten zur Verfügung gestellt haben, möchte ich dafür herzlich danken: Gerwin Bärecke, Angelika Borkenstein, Stephan Börnecke, Daniel Brötzmann, Angela Bruens, Gudrun Burkart, Werner Burkart, Rolf Busse, Gerhard Butke, Volker Dierschke, Karsten Dörfer, Volker Edelmann, Arne Fahrenholz, Christian Fischer, Heinrich Fliedner, Traute Fliedner, Jutta Fricke, Kay Fuhrmann, Birgit Gast, Reinhard Gerken, Helmut Hanssen, Rüdiger Heins, Volker Hesse, Reinhard Jödicke, Bernd Jöhnk, Eva Kappes, Wulf Kappes, Ursel Knake, Brigitte Lehmann, Ariane Lieckweg, Eva Lüers, Günter Niehaus, Ruth Ilka Nüß, Guido Johannes Oberwestberg, Andreas Pix, Bertram Preuschhof, Uwe Quante, Helge Rademacher, Gertraud Rehberg, Bernhard Riedel, Astrid Schmidtendorf, Ulrike Schütz-Dietrich, Arnold Sennhauser, Ursula Specht, Wolfgang Specht, Tors ten Spengler, Wilfried Störmer, Anja Thijssen, Michael Trautnitz, Daniela

Wallat, Johannes Weise, Renate Wilgen, Peter Zinecker.

## Literatur

- BAUMANN K. (2021) Können intakte Gebirgsmoore in Zeiten des Klimawandels Refugien für seltene Libellenarten (Odonata) sein? Untersuchungen im Nationalpark Harz von 2017 bis 2020. *Libellula Supplement* 16: 35–66
- BAUMANN K. & R. JÖDICKE (2021) Leucorrhinia pectoralis – Große Moosjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 276–281
- BAUMANN K. & A. PIX (2021) Leucorrhinia dubia – Kleine Moosjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 272–275
- BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (2021a) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 1–383
- BAUMANN K., F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, R. JÖDICKE & U. QUANTE (2021b) Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Libellen mit Gesamtartenverzeichnis. 3. Fassung, Stand 31.12.2020. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 40: 3–37
- BAUMANN K., R. JÖDICKE & A. PIX (2021c) Coenagrion hastulatum – Speer-Azurjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 84–89
- BORKENSTEIN A. & R. JÖDICKE (2023) Langjährige Entwicklung der Libellenfauna zweier Moore in Nordwestdeutschland und Einfluss der Dürreperiode 2018–2020 (Odonata). *Libellula* 41: 115–153
- BORKENSTEIN A., R. JÖDICKE & K. BAUMANN (2021) Coenagrion lunulatum – Mond-Azurjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 90–93
- JÖDICKE R., K. BAUMANN & A. BORKENSTEIN (2021a) Ceriagrion tenellum – Zarte Rubinjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in*

*Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 74–80

JÖDICKE R., K. BAUMANN, A. PIX & A. BORKENSTEIN (2021b) *Leucorrhinia rubicunda* – Nordische Moosjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): *Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 282–286

KASTNER F. & R. BUCHWALD (2021) *Coenagrion mercuriale* – Helm-Azurjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): *Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 94–98

KASTNER F., D. BRÖTZMANN & R. BUCHWALD (2021) *Coenagrion ornatum* – Vogel-Azurjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F. KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): *Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 99–102

LIECKWEG A., E. LÜERS, C. MAU-HANSEN, K.J. BORCHERT & V. HESSE (in Vorb.) Erste Nachweise von *C. scitulum* in Niedersachsen (Odonata: Coenagrionidae)

PIX A., U. QUANTE & K. BAUMANN (2021a) *Aeshna juncea* – Torf-Mosaikjungfer. In: BAUMANN K., R. JÖDICKE, F.

KASTNER, A. BORKENSTEIN, W. BURKART, U. QUANTE & T. SPENGLER (Hrsg.): *Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen*, Sonderband: 160–164

Dr. Kathrin Baumann  
Lärchenweg 15a  
38667 Bad Harzburg  
alnus-k.baumann@t-online.de