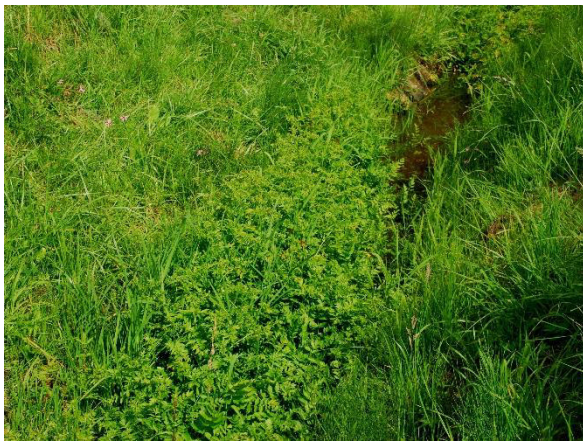


**Artenhilfsprogramme für die FFH-Libellenarten
Aeshna viridis, *Coenagrion mercuriale* und
Coenagrion ornatum in NW-Deutschland
– wissenschaftliche Grundlagen und Maßnahmen zur Verbesserung
der Habitatqualität und des Habitatverbundes –**

Abschlussbericht 2015



Fotos: F. Kastner, F. Körner

Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

gefördert durch



www.dbu.de

Az: 29355 - 33/2

Projektleitung

Prof. Dr. Rainer Buchwald
Arbeitsgruppe Vegetationskunde und Naturschutz
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU)
Carl von Ossietzky Universität Oldenburg



Kooperationspartner

Landkreis Wesermarsch
Thomas Garden



Landkreis Oldenburg
Georg Schinnerer



Stadt Oldenburg
Ralf Becker



Kreis Minden-Lübbecke
Dagmar Diesing



Entwässerungsverband Stedingen
Jürgen Busch



Unterhaltungsverband Wüstring
Hans-Dieter Buschan



Wasserverband Große Aue
Lutz Dettmann



Bearbeitung

Friederike Kastner, Rainer Buchwald und Melanie Willen

Projektlaufzeit

01.04.2012 bis 30.04.2015

Zitiervorschlag:

KASTNER, F., BUCHWALD, R. & WILLEN, M. (2015): Artenhilfsprogramme für die FFH-Libellenarten *Aeshna viridis*, *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in NW-Deutschland. Unveröffentlichter Abschlussbericht zum gleichnamigen DBU-Projekt. Oldenburg. 59 Seiten.

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die Förderung des Projekts, den Projektpartnern für die gute Zusammenarbeit, den Helfern im Gelände und im Labor, der Storchenpflegestation Wesermarsch für die gemeinsame Planung und Durchführung einer Maßnahme und W. Clausen, D. Kern, R. Busse, U. Knacke und dem Naturschutzring Dümmer e. V für die Überlassung von Funddaten.

Oldenburg, Mai 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung.....	1
2	Einleitung.....	2
2.1	Libellen.....	2
2.2	Lebensraum Graben.....	3
2.3	Zielsetzung des Projekts.....	3
3	<i>Aeshna viridis</i> (Grüne Mosaikjungfer).....	4
3.1	Artbeschreibung.....	4
3.2	Untersuchungsgebiet.....	4
3.3	Methode.....	5
3.4	Ergebnisse.....	6
3.4.1	Aktuelle Verbreitung.....	6
3.4.1.1	Übersichtserfassung von <i>Stratiotes aloides</i>	6
3.4.1.2	Verbreitung von <i>Aeshna viridis</i> im Untersuchungsgebiet.....	7
3.4.2	Ökologie.....	10
3.4.2.1	Charakterisierung des Lebensraums.....	10
3.4.2.2	Habitatansprüche.....	14
3.4.2.3	Larvalentwicklung von <i>Aeshna viridis</i>	19
3.4.3	Praktische Maßnahmen im Rahmen des DBU-Projekts.....	20
3.4.3.1	Gewässerunterhaltung.....	20
3.4.3.2	Umsiedlung/Wiederansiedlung von <i>Stratiotes aloides</i>	22
3.4.4	Artenschutzkonzept mit Habitatverbundplanung.....	23
3.4.5	Fazit <i>Aeshna viridis</i>	26
4	<i>Coenagrion mercuriale</i> (Helm-Azurjungfer) und <i>Coenagrion ornatum</i> (Vogel-Azurjungfer) ..	28
4.1	Artbeschreibung.....	28
4.2	Untersuchungsgebiet.....	29
4.3	Methode.....	30
4.4	Ergebnisse.....	31

4.4.1	Aktuelle Verbreitung	31
4.4.2	Ökologie.....	34
4.4.2.1	Charakterisierung des Lebensraums	34
4.4.3	Ausbreitungs- und Wanderungsverhalten von <i>Coenagrion mercuriale</i>	37
4.4.4	Ausbreitungs- und Wanderungsverhalten von <i>Coenagrion ornatum</i>	40
4.4.5	Praktische Maßnahmen im Rahmen des DBU-Projekts.....	41
4.4.5.1	Gewässerunterhaltung	41
4.4.5.2	Gehölzreduzierung	42
4.4.6	Eutrophierung der Gewässer im Untersuchungsgebiet	43
4.4.7	Artenschutzkonzept mit Habitatverbundplanung	45
4.4.8	Fazit <i>Coenagrion mercuriale</i> und <i>Coenagrion ornatum</i>	47
5	Kommunikation der Ergebnisse	49
5.1	Presseberichte	49
5.2	Fachgespräch „Ausbreitungsverhalten und Habitatverbund von Libellen“	50
5.3	Abschlussstagung „Gräben in NW-Deutschland – Artenschutz, Vernetzung und Unterhaltung“	51
5.4	Veröffentlichungen im Projekt.....	53
5.5	Vorträge und Poster im Projekt	53
5.6	Abschlussarbeiten im Projekt	54
6	Literatur	55
7	Anhang	60
7.1	Abbildungen <i>A. viridis</i>	60
7.2	Tabellen <i>A. viridis</i>	63
7.3	Abbildungen <i>C. mercuriale</i> und <i>C. ornatum</i>	67
7.4	Tabellen <i>C. mercuriale</i> und <i>C. ornatum</i>	69
7.5	Anhang Karten.....	71
7.6	Anhang Presseberichte	97

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Ergebnisse der Exuvienerfassung von <i>Aeshna viridis</i> in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung 2011, 2012 und 2013 sowie signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten.....	8
Tab. 2: Vegetationsdeckungsgrade innerhalb der 25 m-Probestrecken 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.	10
Tab. 3: Ergebnisse der hydrochemischen Messungen für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.....	13
Tab. 4: Signifikante Korrelationszusammenhänge mit einem Korrelationskoeffizienten $> \pm 0,40$ zwischen wasserchemischen sowie -physikalischen Parametern und dem Deckungsgrad von <i>Stratiotes aloides</i> in der Hunte-Weser-Niederung.	16
Tab. 5: Mittlere Exuvienzahl von <i>Aeshna viridis</i> in nicht geräumten und geräumten Gräben 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.....	17
Tab. 6: Flugdistanzen ausgewählter Aeshnidae.....	24
Tab. 7: Nachweise von <i>Coenagrion mercuriale</i> im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.	31
Tab. 8: Nachweise von <i>Coenagrion ornatum</i> im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.	32
Tab. 9: Maximale und mittlere Abundanz von <i>Coenagrion mercuriale</i> in den vier Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke 2011, 2012 und 2013.	34
Tab. 10: Ergebnis der Vegetationserfassung von <i>Coenagrion mercuriale</i> -Gewässern im Kreis Minden-Lübbecke 2011, 2012 und 2013.	35
Tab. 11: Ergebnisse der hydrochemischen Messungen für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2011, 2012 und 2013 in ausgewählten Gewässern in Minden-Lübbecke.....	36
Tab. 12: Gesamtzahl der individuell markierten Individuen von <i>Coenagrion mercuriale</i> in den Teilgebieten 2011, 2012 und 2013.....	38
Tab. 13: Vergleich durchgeführter mark-recapture-Studien zu <i>Coenagrion mercuriale</i>	40

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Weibchen von <i>Aeshna viridis</i> bei der Eiablage sowie von der Art besiedelte <i>Stratiotes aloides</i> -Gräben in der Hunte-Weser-Niederung.....	4
Abb. 2: Bewertung des <i>Stratiotes aloides</i> -Vorkommen 2010/2011, 2012 und 2014 in der Hunte-Weser-Niederung.	7
Abb. 3: Boxplot der Exuviendichte von <i>Aeshna viridis</i> 2011, 2012, 2013 und 2014 in der Hunte-Weser-Niederung.	8
Abb. 4: Boxplot der Exuviendichte von <i>Aeshna viridis</i> 2011, 2012 und 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.	9
Abb. 5: Boxplot der <i>Stratiotes aloides</i> -Deckungsgrade emers (links) und submers (rechts) in den 25 m-Probestrecken für die Jahre 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.....	11

Abb. 6: Zusammenhang zwischen der Exuvienzahl von <i>Aeshna viridis</i> und dem Deckungsgrad von <i>Stratiotes aloides</i> emers 2011, 2012, 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.....	15
Abb. 7: Boxplot des Zusammenhangs zwischen dem Deckungsgrad emerser <i>Stratiotes aloides</i> -Bestände und dem Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von <i>Aeshna viridis</i> -Exuvien 2011, 2012, 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.	15
Abb. 8: Boxplot des Zusammenhangs zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und der Exuvienzahl von <i>Aeshna viridis</i> 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.	18
Abb. 9: Zusammenhang zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und der gesamt Exuvienzahl von <i>Aeshna viridis</i> 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.	18
Abb. 10: Boxplot des Zusammenhangs zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und dem Deckungsgrad von <i>Stratiotes aloides</i> innerhalb der 25 m-Probestrecken 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.	19
Abb. 11: Boxplot der Längenmessungen der <i>Aeshna viridis</i> -Larven 2012 im NSG Hollerland (Bremen).....	20
Abb. 12: Umsiedlung von <i>Stratiotes aloides</i> im NSG Bornhorster Huntewiesen im Oktober 2013.	23
Abb. 13: Ergebniskarte der Vernetzungsanalyse zur Entwicklung eines Habitatverbundsystems für <i>Aeshna viridis</i> in der Hunte-Weser-Niederung zwischen Oldenburg und Bremen.....	25
Abb. 14: Pärchen von <i>Coenagrion mercuriale</i> (links) und <i>Coenagrion ornatum</i> (rechts) sowie von den Arten besiedelte Gräben im Kreis Minden-Lübbecke.	29
Abb. 15: Boxplot der maximalen Abundanz (links) und mittleren Abundanz (rechts) von <i>Coenagrion mercuriale</i> 2011, 2012 und 2013 im Kreis Minden-Lübbecke.	33
Abb. 16: Individuell markiertes <i>Coenagrion mercuriale</i> Männchen.	37
Abb. 17: Berechnung der Wanderungsentfernung L als hypothetische Wanderung in Luftlinie... 37	
Abb. 18: Anzahl wiedergefangener Individuen von <i>Coenagrion mercuriale</i> in den drei Teilgebieten (2011, 2012 und 2013) mit Angabe der Wiederfangrate.	38
Abb. 19: Wanderungsentfernung (berechnet nach hypothetischer Wanderung in Luftlinie) in 25 m-Klassen aller wiedergefangenen <i>Coenagrion mercuriale</i> -Individuen 2011, 2012 und 2013.....	39
Abb. 20: Gewässerunterhaltung (vor Flugzeit). Durch die frühe Mahd sind während der Flugzeit ausreichend große und hohe Vegetationsbestände für Schlupf und Eiablage der beiden Libellenarten vorhanden.....	42
Abb. 21: Gesamtdeckungsgrad der Gehölze (%) je 25 m-Abschnitt sowie die Individuensumme von <i>Coenagrion ornatum</i> an der Kleinen Aue bei Espelkamp im Sommer 2014.....	43
Abb. 22: Von <i>Coenagrion mercuriale</i> besiedeltes Gewässer im Teilgebiet Ilwede (Kreis Minden-Lübbecke) mit starkem Grünalgenwachstum nach einem Starkregeneignis 2013.	44
Abb. 23: Ergebniskarte der Vernetzungsanalyse zur Entwicklung eines Habitatverbundsystems für <i>Coenagrion mercuriale</i> in NW-Deutschland.....	47

Anhang

Abbildungen

Abb. 1: Verbreitung von <i>Aeshna viridis</i> in Deutschland und Niedersachsen.	60
Abb. 2: Grabenunterhaltung und Räumgutuntersuchung im NSG Bornhorster Huntewiesen Oktober 2013.....	60
Abb. 3: Wiederansiedlung von <i>Stratiotes aloides</i> in Gewässer der Hunte-Weser-Niederung zum Zeitpunkt des Einbringens der Pflanzen sowie zum Ende des Projekts.	61
Abb. 4: Gewässerneuanlage (oben) sowie Grabenaufweitung (unten) 2014 mit anschließender Ansiedlung von <i>Stratiotes aloides</i>	62
Abb. 5: Verbreitung von <i>Coenagrion mercuriale</i> in Deutschland und Nordrhein-Westfalen.	67
Abb. 6: Verbreitung von <i>Coenagrion ornatum</i> in Deutschland und Nordrhein-Westfalen.....	67
Abb. 7: Angepasste Böschungsmahd in <i>Coenagrion mercuriale</i> -Gewässern Anfang Mai.....	68
Abb. 8: <i>Coenagrion mercuriale</i> -Gewässer mit Gehölzbestand, der im Frühjahr 2013 ausgelichtet bzw. entfernt wurde.	68
Abb. 9: Gehölzentfernungen an der Kleinen Aue bei Espelkamp im Frühjahr 2013 sowie dortiger Gehölzbestand im Sommer 2014.....	68

Tabellen

Tab. 1: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (I) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.....	63
Tab. 2: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (II) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.....	64
Tab. 3: Ergebnisse der <i>Stratiotes aloides</i> -Ansiedlung in der Hunte-Weser-Niederung 2012 bis 2014.....	65
Tab. 4: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (I) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke.	69
Tab. 5: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (II) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke.	70

Karten *Aeshna viridis*

Karte 1: Übersicht zur Lage des Projektgebiets von *Aeshna viridis*.

Karte 2: Nachweise von *Stratiotes aloides* 2010/2011, 2012 und 2014 im Vergleich zu früheren Erfassungen.

Karte 3: Nachweise von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013. Teilgebiet: Bornhorster Huntewiesen und Iprump/Oberhausen.

Karte 4: Nachweise von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013. Teilgebiet: Huntorf und Huntebrück.

Karte 5: Nachweise von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013. Teilgebiet: Warfleth.

Karte 6: Nachweise von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013. Teilgebiet: Delmenhorst und Werderland.

Karte 7: Nachweise von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013. Teilgebiet: Hollerland.

Karte 8: Wiederansiedlungsgewässer von *Stratiotes aloides* 2012, 2013 und 2014.

Karte 9: Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Aeshna viridis* in der Hunte-Weser-Niederung (I).

Karte 10: Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Aeshna viridis* in der Hunte-Weser-Niederung (II).

Karten *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*

Karte 11: Übersicht zur Lage des Projektgebiets von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*.

Karte 12: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.

Karte 13: Nachweise von *Coenagrion ornatum* im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.

Karte 14: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Tiefenriede.

Karte 15: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss.

Karte 16: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Mehner Bruch.

Karte 17: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Espelkamp.

Karte 18: Nachweise von *Coenagrion ornatum* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Tiefenriede.

Karte 19: Nachweise von *Coenagrion ornatum* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss.

Karte 20: Nachweise von *Coenagrion ornatum* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Mehner Bruch.

Karte 21: Nachweise von *Coenagrion ornatum* zwischen 2011 und 2014. Teilgebiet: Espelkamp.

Karte 22: Gewässerabschnitte mit Regelung einer angepassten ökologischen Grabenunterhaltung für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* im Kreis Minden-Lübbecke.

Karte 23: Gewässerabschnitte an denen ein Rückschnitt bzw. das Entfernen von Gehölzen stattgefunden hat.

Karte 24: Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Coenagrion mercuriale* in NW-Deutschland (I).

Karte 25: Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Coenagrion mercuriale* in NW-Deutschland (II).

Presseberichte

1 Zusammenfassung

Der Fließgewässerausbau und die Intensivierung der Landnutzung haben zu einem Verlust vieler typischer Auenlebensräume und Kleingewässer geführt. Dieser Verlust an Primärlebensräumen kann für eine Reihe von Arten durch die Besiedlung von anthropogenen Grabensystemen als Sekundärlebensraum kompensiert werden. Die im Rahmen dieses Projektes als Zielarten ausgewählten Odonaten *Aeshna viridis*, *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* werden auf der Roten Liste Deutschlands sowie für Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen als „Stark gefährdet“ (RL 2), „Vom Aussterben bedroht“ (RL 1) bzw. „Ausgestorben“ (RL 0) eingestuft und sind in den Anhängen der FFH-Richtlinie gelistet.

Ziel des Projekts war es, die aktuelle Verbreitung und Populationsstruktur der drei Libellenarten in den Untersuchungsräumen zu ermitteln sowie die besiedelten Lebensräume genauer zu beschreiben. Darauf aufbauend wurden erste Maßnahmen zur Habitatoptimierung und des Habitatverbundes als Grundlage eines Artenschutzkonzepts durchgeführt.

Die an *Stratiotes aloides*-Pflanzen gebundene Art ***Aeshna viridis*** konnte in der Hunte-Weser-Niederung in den Teilgebieten NSG Bornhorster Huntewiesen, Iprump/Oberhausen, Huntorf und Warfleth sowie darüber hinaus in den Gebieten Delmenhorst, NSG Werderland und NSG Hollerland nachgewiesen werden. Die erfassten Exuvienzahlen je Teilgebiet unterscheiden sich jedoch deutlich voneinander. Die Bedeutung großer und dichter emerser *Stratiotes aloides*-Bestände für das Vorkommen von *Aeshna viridis* kann bestätigt und ein unterer Schwellenwert von 20 % Deckungsgrad bzw. von 12 m² Wuchsfäche eines *Stratiotes aloides*-Bestands ermittelt werden. Wasserchemisch sind die besiedelten Gräben als meso- bis eutroph sowie mäßig bis deutlich anthropogen belastet einzustufen. Die Ergebnisse der Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides* in passende Gewässer zeigt, dass dies eine geeignete Methode ist, um auf Zielarten genau ausgerichtete Artenschutzmaßnahmen planen und umsetzen zu können. Für dauerhafte(n) Schutz und Erhaltung von *Aeshna viridis* sowie *Stratiotes aloides*-Beständen spielt eine ökologische Grabenunterhaltung nach dem Vorbild Bremens eine wesentliche Rolle. Für den Schutz von *Aeshna viridis* stellt die Erhaltung, Optimierung sowie Vernetzung der Habitats (mit *Stratiotes aloides*-Beständen) die Grundlage dar.

Die Populationen von ***Coenagrion mercuriale*** in den Gebieten Espelkamp und Ilwede mit Barlage und Großer Dieckfluss im Kreis Minden-Lübbecke gehören mit zu den größten der Art in Nordrhein-Westfalen. Die Population von ***Coenagrion ornatum*** bei Espelkamp stellt die Hauptpopulation der Art in Nordrhein-Westfalen dar. Die besiedelten Gewässer in Minden-Lübbecke charakterisieren sich wie folgt: schmale eingeschnittene Gewässer mit breiter Böschung, überwiegend stark besonnt, geringe bis mäßige Fließgeschwindigkeit, geringe Wassertiefe, Deckungsgrad der emersen Vegetation zwischen 20 % und fast 100 %, gut ausgebildete submerse Vegetation, Charakteristische Pflanzenarten sind *Berula erecta*, *Phalaris arundinacea* und *Sparganium* spp.. Wasserchemisch können die Gewässer als eutroph und mäßig bis deutlich anthropogen belastet eingestuft werden. Die Ausbreitungstendenz von *Coenagrion mercuriale* ist insgesamt sehr gering, jedoch legen wenige Individuen große Entfernungen zurück. Für die dauerhafte Erhaltung der beiden Arten spielt eine Fortführung der angepassten Gewässerunterhaltung sowie eine weitere Reduzierung von aufkommenden Gehölzen entlang der Kleinen Aue bei Espelkamp eine entscheidende Rolle. Darüber hinaus stellt das Trockenfallen von Gewässern sowie deren Eutrophierung eine Herausforderung für die zukünftige Erhaltung beider Arten dar.

2 Einleitung

Die Nutzungsintensivierung und Umgestaltung der Landschaft Mitteleuropas führte und führt zu Bestandsrückgängen bei Tier- und Pflanzenarten und dem Verlust von Populationen bis hin zum lokalen oder regionalen Aussterben von Arten. Als Ursachen für den Artenschwund werden in besonderem Maße die Fragmentierung und Isolation geeigneter Lebensräume angesehen. Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität sowie Verbundmaßnahmen gelten als essentielle Elemente von Artenhilfsprogrammen und stellen eine Möglichkeit dar, die Populationen gefährdeter und vom Aussterben bedrohter Arten zu entwickeln und dauerhaft zu erhalten.

Von den 81 in Deutschland vorkommenden Libellenarten werden 44 Arten auf der Roten Liste Deutschlands (OTT & PIPER 1998) geführt; 11 Arten sind in Anhang II und/oder IV der FFH-Richtlinie genannt (BfN 2010). Für die langfristige Sicherung der Populationen der in der FFH-Richtlinie (Anhang II und IV) geführten Arten Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*), Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) und Grüner Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) hat Deutschland eine hohe Verantwortung.

Der Fließgewässerausbau und die Intensivierung der Landnutzung haben in den letzten Jahrzehnten zu einem Verlust vieler typischer Auenlebensräume und Kleingewässer geführt. Dieser Verlust an Primärlebensräumen kann für eine Reihe von Arten durch die Besiedlung von anthropogenen Grabensystemen als Sekundärlebensraum kompensiert werden. Grabensysteme stellen somit für solche Arten, die nur geringe Strömungen ertragen und einen offenen Wasserkörper mit Wasser- und/oder Ufervegetation benötigen, einen neuen Lebensraum dar (HANDKE 1999).

Ziel des Projektes „Artenhilfsprogramme für ausgewählte FFH-Libellenarten“ war die Zustandsanalyse der aktuellen Populationen und die darauf aufbauende Planung und Erprobung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität und des Habitatverbundes der drei gefährdeten und geschützten Libellen *Coenagrion mercuriale*, *Coenagrion ornatum* und *Aeshna viridis*, die kennzeichnende Arten von Grabensystemen NW-Deutschlands darstellen. Dabei sollten die gesamtökologischen Charakteristika von Grabensystemen als Lebensraum für Tier- und Pflanzenarten und -gesellschaften sowie ihre netzartige Struktur als Basis eines Verbundsystems berücksichtigt werden, ebenso wie ihre Funktion als Entwässerungs- oder Bewässerungssysteme landwirtschaftlicher Nutzflächen.

Wichtige Voraussetzungen für ein Artenhilfsprogramm mit Maßnahmen zur Optimierung und besseren Vernetzung von Lebensräumen für Libellen sind hinreichende Kenntnisse zu Verbreitung, Populationsgröße, Wanderungs- und Ausbreitungsverhalten der Art, Habitatqualität und Vorkommen potentiell geeigneter Habitate sowie Konnektivität bzw. Isolation der Lebensräume (v.a. ihrer Fortpflanzungsgewässer).

Eine über die hier im Bericht dargestellten Ergebnisse hinausgehende vertiefte wissenschaftliche Analyse der Daten erfolgt im Rahmen einer dem Projekt angegliederten Dissertation.

2.1 Libellen

Libellen eignen sich aufgrund der guten Bestimmbarkeit von Imagines und Exuvien, der größtenteils bekannten Habitatansprüche und der Bindung der Präimaginalstadien an Gewässer in besonderem Maße als Zielarten von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in und an Gewässern und als Indikatorarten für Erfolgskontrollen.

Die im Rahmen dieses Projektes als Zielarten ausgewählten Odonaten *Aeshna viridis*, *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* werden auf der Roten Liste Deutschland¹ sowie für Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen als „Stark gefährdet“ (RL 2), „Vom Aussterben bedroht“ (RL 1) bzw. „Ausgestorben“ (RL 0) eingestuft (ALTMÜLLER & CLAUSNITZER 2010; ARBEITSKREIS LIBELLEN NRW 2011; WILDERMUTH & MARTENS 2014). Weiterhin werden die drei Arten in den Anhängen der FFH-Richtlinie geführt (BfN 2010). Darüber hinaus werden sie in der „Liste der bundesweit bedeutsamen Zielarten für den Biotopverbund“ genannt (BURKHARDT et al. 2010).

2.2 Lebensraum Graben

Die Bedeutung von Gräben als Lebensraum für Libellen wurde in einer Vielzahl von Studien untersucht (u. a. ADENA & HANDKE 2001; BUCHWALD 1994; BUCHWALD & SCHMIDT 1990).

Gräben sind künstlich angelegte, langgestreckte Wasserkörper, die dauernd oder vorübergehend Wasser führen (HANDKE 1999). Sie gehören zu den Sekundärlebensräumen und müssen aufgrund ihrer Verlandungstendenz regelmäßig geräumt oder entkrautet werden (Grabenunterhaltung). Gräben stellen aquatische lineare Landschaftselemente dar und weisen im Querschnitt aquatische, amphibische und terrestrische Teillebensräume auf. In der Landschaft bilden Grabensysteme eine netzartige Struktur, die nur durch einzelne Landschaftselemente unterbrochen wird und so die Grundstruktur eines linearen Verbundsystems aufweist. Darüber hinaus übernehmen Gräben innerhalb intensiv genutzter Landschaften auch für Arten angrenzender terrestrischer Lebensräume die Funktion eines Ausweichlebensraums oder Ausbreitungskorridors (HANDKE 1999).

Die negativen Auswirkungen der Gewässerunterhaltung auf Libellen sind u. a. bei DIEDERICH et al. (1995), HANDKE et al. (1999) und RÖSKE (1995) beschrieben. Angaben für eine libellenschonende Unterhaltung werden z. B. bei BUCHWALD et al. (1989) und STERNBERG et al. (1999a) gemacht. Für einen effektiven Artenschutz müssen hierbei die Kenntnisse u. a. über die besiedelten Gewässer sowie über die Habitatwahl von Imagines und Larven mit berücksichtigt werden.

2.3 Zielsetzung des Projekts

Im Rahmen des Projektes wurde die Verbreitung der drei Libellenarten in den Untersuchungsräumen auf den aktuellen Stand gebracht sowie deren Populationsstruktur und -größe, Habitatnutzung und das Wanderungs- und Ausbreitungsverhalten ermittelt (eigene Untersuchungen sowie Auswertung von Literaturangaben). Diese Daten sind dann mit Habitat- und Umgebungsparametern sowie mittels Geographischem Informationssystem (GIS) verschnitten und analysiert worden. Darauf aufbauend wurden mögliche Maßnahmen zur Habitatoptimierung und -vernetzung besiedelter und potentiell geeigneter Habitate sowie Maßnahmen zur Stärkung der betreffenden Populationen abgeleitet, geplant und beispielhaft im Projekt umgesetzt.

Die Ergebnisse zu den aktuell besiedelten und den potenziell geeigneten Habitaten sowie die daraus abgeleiteten Maßnahmen und Erfolgskontrollen bündeln sich dann synoptisch in einem für jede Art spezifischen Artenhilfsprogramm.

¹ Einteilung für Deutschland nach GdO-Tema (2013): Rote Liste der gefährdeten Libellen Deutschlands in WILDERMUTH & MARTENS (2014).

3 *Aeshna viridis* (Grüne Mosaikjungfer)

3.1 Artbeschreibung

Aeshna viridis (Grüne Mosaikjungfer)

FFH-Anhang IV; RL D: 2; RL Nds.: 1

Aeshna viridis ist in Nord- und Mitteleuropa an Gewässer mit Vorkommen von *Stratiotes aloides* (Krebsschere, RL D: 3, Nds.: 3) gebunden (STERNBERG 2000). Die Eiablage findet fast ausschließlich in diese seltene Pflanzenart statt (Abb. 1). Die Art besiedelt, sofern dichte Krebsscheren-Bestände vorhanden sind, Fließgewässer mit geringer Strömung sowie Stillgewässer (u. a. MAUERSBERGER et al. 2005). In Deutschland ist *Aeshna viridis* auf das Norddeutsche Tiefland beschränkt (Abb. 1 im Anhang). In Niedersachsen kommt die Art vor allem in den Flusstälern von Aller und Elbe, der Weserniederung um Bremen und der Emsniederung bei Leer vor (NLWKN 2010).

Insgesamt liegen nur einzelne grundlegende Arbeiten zur Biologie und Ökologie der Art vor. Zu den genauen Habitatansprüchen, die über ihre enge Bindung an *Stratiotes aloides* hinausgehen, ist bisher wenig bekannt. Weiterhin fehlt es an Angaben zu Mobilität und Ausbreitungspotenzial der Imagines und der Larven (ELLWANGER 2003; STERNBERG 2000).

Deutschland hat in Europa für den Schutz dieser Art eine hohe Verantwortung (ELLWANGER 2003). Als Erhaltungsziele für Niedersachsen wird die Wiederherstellung eines günstigen Zustands der Lebensräume, die Wiederherstellung stabiler, langfristig sich selbst tragender Populationen sowie die Ausdehnung des Verbreitungsgebietes der Art genannt (NLWKN 2010).



Abb. 1: Weibchen von *Aeshna viridis* bei der Eiablage sowie von der Art besiedelte *Stratiotes aloides*-Gräben in der Hunte-Weser-Niederung.

Fotos: F. Kastner

3.2 Untersuchungsgebiet

Die Entwicklung und Umsetzung eines Artenhilfsprogramms für *Aeshna viridis* fand in Grünland-Grabensystemen der Hunte-Weser-Niederung in den Landkreisen Wesermarsch und Oldenburg sowie der Stadt Oldenburg (Niedersachsen) statt (Karte 1). Das Landschaftsbild des Untersuchungsgebietes ist durch eine weite Grünland geprägte Landschaft mit Entwässerungsgräben charakterisiert. Zwischen Oldenburg und Bremen kommt *Aeshna viridis* in *Stratiotes aloides*-Gräben unter anderem im NSG Bornhorster Huntewiesen vor (KASTNER et al. 2011).

Das Projektgebiet unterteilt sich in folgende Teilgebiete:

- NSG Bornhorster Huntewiesen (= Huntewiesen) (Stadt Oldenburg)
- Iprump/Oberhausen (= Iprump) (Landkreis Oldenburg)
- Huntorf (Landkreis Wesermarsch)
- Huntebrück (Landkreis Wesermarsch)
- Warfleth (Landkreis Wesermarsch)

Darüber hinaus wurde die Art in folgenden Gebieten erfasst, um Vergleichsdaten langjährig bekannter Vorkommen mit zu berücksichtigen:

- Delmenhorst (Stadt Delmenhorst)
- NSG Werderland (Stadt Bremen)
- NSG Hollerland (Stadt Bremen)

3.3 Methode

Zwischen Mitte Juni und Mitte August 2011 (im Rahmen einer Vorstudie) 2012, 2013 und 2014 (nur einzelne Gewässer) ist das Vorkommen von *Aeshna viridis* in ausgewählten Gräben der Hunte-Weser-Niederung erfasst worden (Karte 1). Dabei wurden einmal wöchentlich in festgelegten 25 m-Abschnitten in *Stratiotes aloides*-Gräben alle Exuvien erfasst und anschließend im Labor bestimmt. Sind während der Exuvienerfassung Imagines gesichtet worden, wurden Anzahl, Verhalten und Geschlecht notiert. Die Teilgebiete Huntorf und Werderland wurden im Rahmen der Vorstudie 2011 nicht untersucht. Um möglichst optimale *Stratiotes aloides*-Gräben, in denen *Aeshna viridis* sicher vorkommt, als Vergleichsflächen zu haben, wurden Gräben im NSG Hollerland und NSG Werderland in Bremen sowie ein Graben bei Delmenhorst zusätzlich untersucht.

Um Aussagen zur Habitatnutzung und -qualität sowie der Umgebung treffen zu können, wurden für jede Probestrecke (25 m) folgende Parameter aufgenommen (vgl. BAUMANN 2001; WILDERMUTH 1992):

Grabenvegetation (1x im Sommer)

- Deckungsgrad (%) der gesamten Wasservegetation, der submersen Vegetation und der emersen Vegetation nach der von BARKMAN et al. erweiterten Braun-Blanquet-Skala (DIERSCHKE 1994)
- Deckungsgrad (%) von *Stratiotes aloides* nach der Londo-Skala (DIERSCHKE 1994)
- Die drei häufigsten Pflanzenarten des Grabens
- Beschattungsgrad (%) des Grabens
- Höhe Wasservegetation (cm)

Grabenmorphologie und Wasserführung (1x im Sommer)

- Gewässerbreite (cm)
- Wassertiefe über Sediment (cm) und Sedimentmächtigkeit (cm)
- Einschnitttiefe (cm) (= Höhenunterschied zwischen Böschungsoberkante und Wasserspiegel)

Wasserphysik und -chemie (im Frühjahr, Sommer und Herbst/Winter)

- Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit; Konzentration an Sulfat, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Gesamt-Stickstoff und -Phosphat, Magnesium, Calcium und Chlorid

Neben der Bestandsaufnahme von *Stratiotes aloides* innerhalb der 25 m-Probestecken ist das Vorkommen dieser Pflanze im Rahmen einer „Übersichtskartierung“ 2010/2011 (Vorstudie) großflächig um Oldenburg und Berne erfasst worden. 2012 und 2014 sind die Vorkommen dann erneut überprüft worden. Dabei wurden die Gräben in der Hunte-Weser-Niederung systematisch jeweils auf einer Seite abgegangen, und die Präsenz von *Stratiotes aloides* wurde mit ihrer Lage (emers oder submers) sowie ihrem Deckungsgrad aufgenommen. Anschließend fand eine Bewertung der *Stratiotes aloides*-Bestände anhand einer dreistufigen Skala nach den Kriterien Deckungsgrad und Lage der Pflanzen im Graben statt.

Um Aussagen über Veränderungen zwischen den Untersuchungsjahren sowie über Unterschiede zwischen den Teilgebieten treffen zu können, wurden die Daten mittels Signifikanztests ausgewertet. Den statistischen Tests ist ein Signifikanzniveau von 0,05 zugrunde gelegt und folgende Symbolik verwendet worden: n. s. $\geq 0,05$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. Im Rahmen der statistischen Auswertung wurde das Jahr 2014 nicht berücksichtigt, da nicht das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet wurde.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Aktuelle Verbreitung

3.4.1.1 Übersichtserfassung von *Stratiotes aloides*

Stratiotes aloides konnte im Rahmen der Übersichtskartierung in fünf Gebieten nachgewiesen werden (s. Karte 2). Bei der Erfassung 2010/2011 konnten 42 % der Bestände als überwiegend emers, 37 % als überwiegend submers und 21 % als emers/submers kartiert werden. In der darauffolgenden Erfassung 2012 sind 35 % der Bestände als überwiegend emers, 27 % als überwiegend submers und 38 % als emers/submers kartiert worden. 2014 wurden 71 % als überwiegend emers, 3 % als submers und 27 % als emers/submers kartiert.

Die Bewertung der *Stratiotes aloides*-Vorkommen nach Deckungsgrad und Lage zeigt, dass bei den Erfassungen 25 % (2010/11), 25 % (2012) und 28 % (2014) der Bestände eine hohe Wertigkeit, 34 %, 49 % und 61 % eine mittlere und 41 %, 26 % bzw. 11 % eine geringe Wertigkeit aufwiesen (Abb. 2).

Ein Vergleich der aktuellen *Stratiotes aloides*-Vorkommen mit Daten früherer Erhebungen zeigt, dass einige der historischen Nachweise nicht bestätigt werden konnten. In den Bereichen, in denen *Stratiotes aloides* aktuell nachgewiesen wurde, ist die Art auch bei früheren Kartierungen erfasst worden (Karte 2).

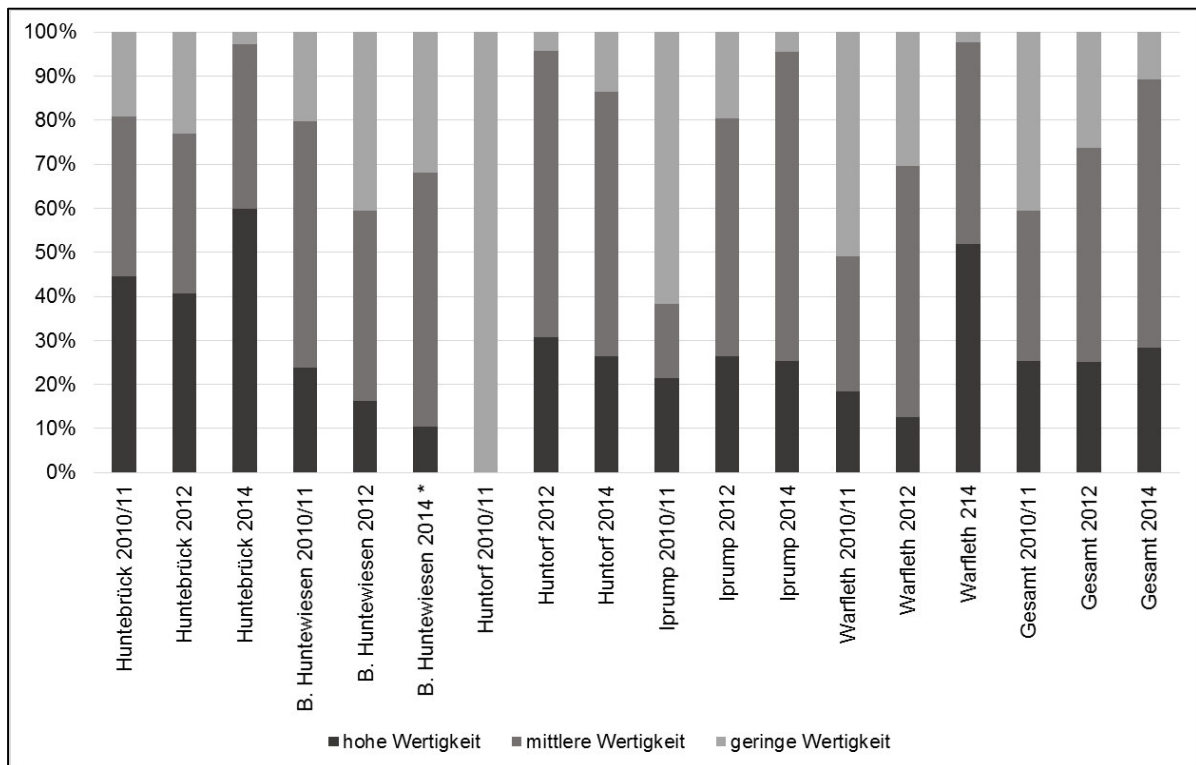


Abb. 2: Bewertung des *Stratiotes aloides*-Vorkommen 2010/2011, 2012 und 2014 in der Hunte-Weser-Niederung.

3.4.1.2 Verbreitung von *Aeshna viridis* im Untersuchungsgebiet

Aeshna viridis konnte im Rahmen des Projekts in allen acht Teiluntersuchungsgebieten nachgewiesen werden (Karten 3 bis Karte 7). Insgesamt wurden 2011 563 Exuvien ($n = 40$), 2012 561 Exuvien ($n = 63$), 2013 1.101 Exuvien ($n = 63$) und 2014 225 Exuvien ($n = 13$) erfasst. Die mittlere Exuvienzahl betrug 2011 $14,1 \pm 37,1$ Exuvien, 2012 $8,9 \pm 17,7$ Exuvien, 2013 $17,2 \pm 47,4$ Exuvien und 2014 $17,3 \pm 38,6$ Exuvien. In Abb. 3 sind die Ergebnisse dargestellt. Daraus ergibt sich rechnerisch eine mittlere Exuviendichte pro 100 m von 35,6 bis 68,8 Exuvien. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren 2011, 2012 und 2013 besteht nicht (Friedmann-Test: $p = 0,584$, 2014 wurde aufgrund der geringen Stichprobe nicht berücksichtigt). 2011 konnte *Aeshna viridis* in allen untersuchten Gebieten mit Exuvien und Imagines nachgewiesen werden (Abb. 4). Im Jahr 2012 sind in allen Teilgebieten bis auf Iprump/Oberhausen und Huntorf Exuvien der Art nachgewiesen und in allen Teilgebieten bis auf Warfleth Imagines erfasst worden (Abb. 4). Im Untersuchungsjahr 2013 gelangen in allen Gebieten Exuviennachweise, auch in Huntorf; jedoch muss berücksichtigt werden, dass es sich dort nur um eine Exuvie handelte (Abb. 4). Nachweise von Imagines konnten bis auf das Gebiet Huntorf für alle Gebiete erbracht werden. Ein Vergleich der einzelnen Teilgebiete untereinander zeigt, dass sich diese in der mittleren Exuvienzahl signifikant unterscheiden (Abb. 4 und Tab. 1).

Die errechnete mittlere Exuviendichte zwischen 35,6 und 68,8 Exuvien / 100 m Graben liegt deutlich unter den in Optimalhabitaten möglichen Individuendichten von 145 bis 400 Exuvien / 100 m Graben (ADENA 1998; CASTRO & POHLMANN 2009; GERARD 2006). Jedoch konnten auch in dieser Untersuchung in einzelnen Gräben Exuvienzahlen von über 100 Exuvien / 25 m (= 400 Exuvien / 100 m) nachgewiesen werden.

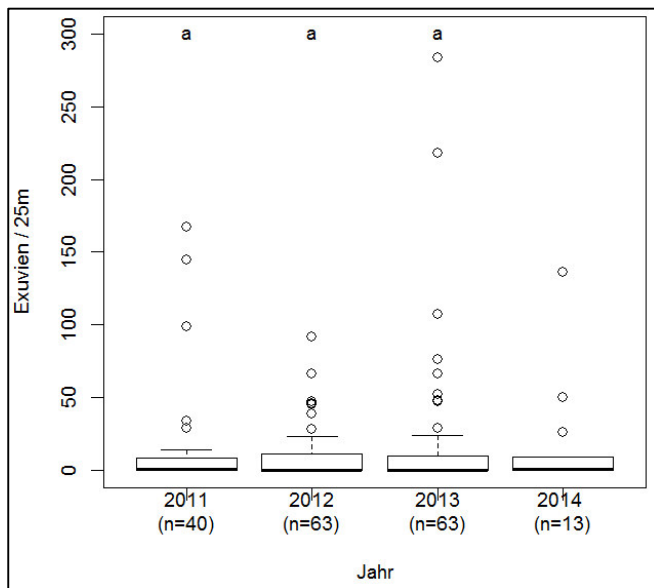


Abb. 3: Boxplot der Exuviendichte von *Aeshna viridis* 2011, 2012, 2013 und 2014 in der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede zwischen 2011, 2012 und 2013 sind gekennzeichnet, Friedmann-Test: $p = 0,584$ n. s..

Tab. 1: Ergebnisse der Exuvienerfassung von *Aeshna viridis* in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung 2011, 2012 und 2013 sowie signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten.

Teilgebiete mit einer Probeflächenanzahl kleiner fünf sind bei den statistischen Vergleichen aufgrund der zu geringen Stichprobe nicht berücksichtigt worden. Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet, Kruskal-Walis-Test: 2011: $p = 0,041^*$, 2012: $p < 0,001^{***}$, 2013: $p = 0,001^{**}$.

2011					
Gebiet	Anzahl Probeflächen (25 m)	Exuvien Summe	Mittelwert	Standardabweichung	Signifikante Unterschiede
Iprump	12	11	0,9	2,0	b
Huntewiesen	12	112	9,3	11,5	a
Huntebrück	6	12	2,0	3,5	ab
Warfleth	6	6	1,3	2,3	ab
Delmenhorst	1	9	9,0		
Hollerland	3	411	137,0	34,7	
2012					
Gebiet	Anzahl Probeflächen (25 m)	Exuvien Summe	Mittelwert	Standardabweichung	Signifikante Unterschiede
Iprump	12	0	0,0	0,0	d
Huntewiesen	14	71	5,1	7,8	bc
Huntorf	3	0	0,0	0,0	
Huntebrück	7	145	20,7	24,2	ab
Warfleth	14	6	0,4	0,9	cd
Delmenhorst	1	45	45,0		
Werderland	5	52	10,4	7,4	ab
Hollerland	7	242	34,6	30,4	a
2013					
Gebiet	Anzahl Probeflächen (25 m)	Exuvien Summe	Mittelwert	Standardabweichung	Signifikante Unterschiede
Iprump	14	28	2,0	5,9	b
Huntewiesen	15	343	24,4	55,2	b
Huntorf	3	1	0,3	0,6	
Huntebrück	6	114	19,0	28,7	ab
Warfleth	12	15	1,3	2,7	b
Delmenhorst	1	66	66,0		
Werderland	5	33	6,6	10,3	ab
Hollerland	7	501	71,6	99,8	a

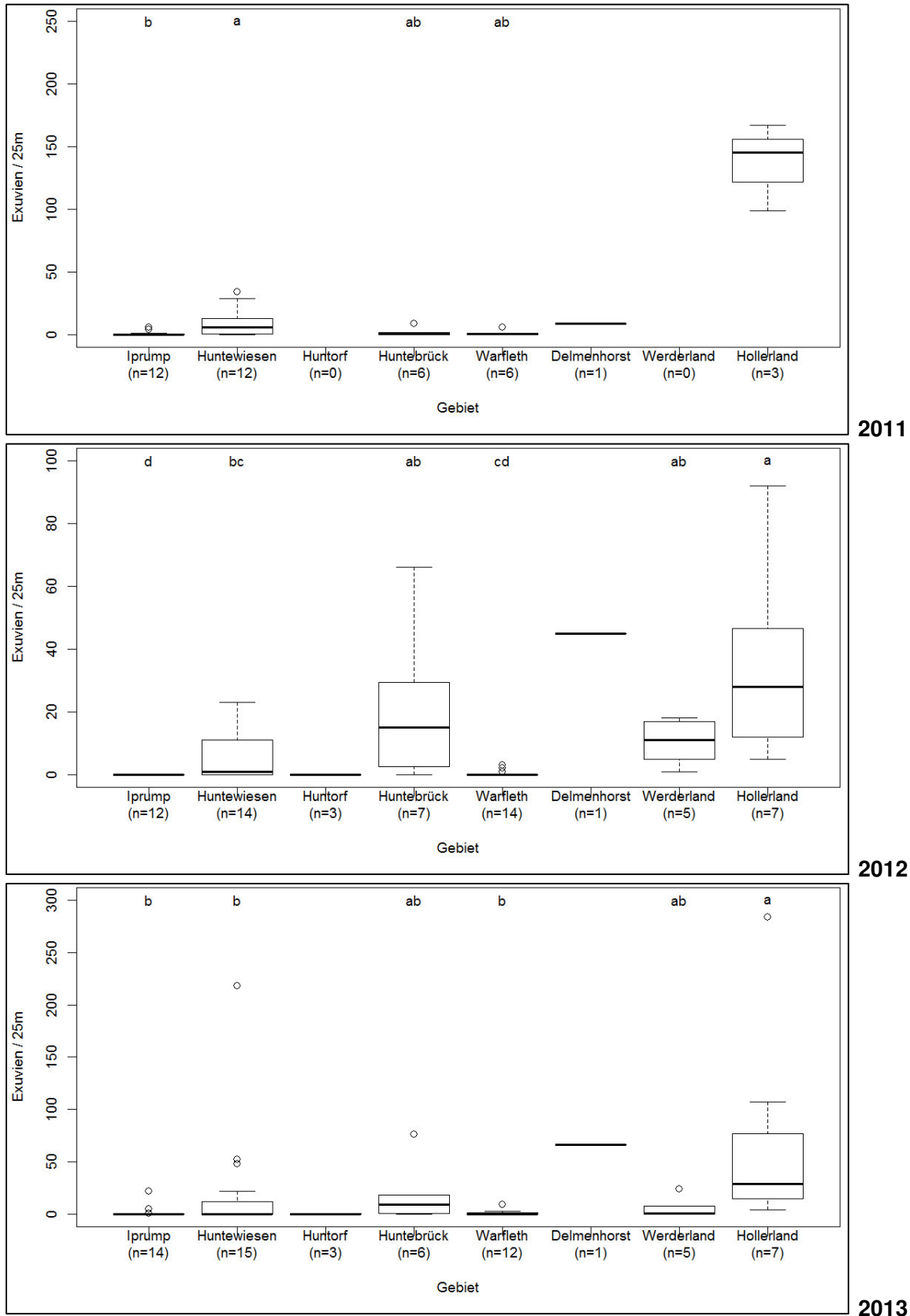


Abb. 4: Boxplot der Exuviendichte von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede zwischen den Teilgebieten sind gekennzeichnet, Kruskal-Walis-Test: 2011: $p = 0,041^*$, 2012: $p < 0,001^{***}$, 2013: $p = 0,001^{**}$.

3.4.2 Ökologie

3.4.2.1 Charakterisierung des Lebensraums

Die *Stratiotes aloides*-Gräben in der Hunte-Weser-Niederung sind im Mittel zwischen $2,4 \pm 1,4$ m (2013) und $2,6 \pm 1,5$ m (2011) breit, bei einer mittleren Wassertiefe zwischen $45,3 \pm 16,6$ cm (2013) und $53,9 \pm 23,3$ cm (2011) und einer mittleren Sedimenttiefe zwischen $60,5 \pm 44,9$ cm (2011) und $68,0 \pm 38,9$ cm (2012). Die mittlere Einschnitttiefe der Gewässer liegt zwischen 14 ± 5 cm (2013) und 35 ± 30 cm (2011). Eine Beschattung der Gräben besteht fast nicht. Der mittlere Beschattungsgrad schwankt zwischen 7 ± 13 % (2011) und 18 ± 21 % (2012). Dabei handelt es sich überwiegend um am Ufer wachsende Süß- und Sauergräser, die über die Gewässer ragen und damit Wasseroberfläche und Hydrophyten beschatten. Der mittlere gesamte Deckungsgrad liegt in allen drei Jahren bei 75 bis 100 % und wird im Wesentlichen von der Emersvegetation dominiert (Tab. 2). Die drei häufigsten Pflanzen in den untersuchten Gräben sind *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae* und *Lemna* spp. Der mittlere Gesamtdeckungsgrad von *Stratiotes aloides* liegt zwischen $47,6 \pm 32,6$ % und $57,4 \pm 28,9$ %, dabei handelt es sich überwiegend um emerse Pflanzenbestände (Tab. 2 und Abb. 5). Der Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* emers lag 2011 im Mittel bei 55 ± 29 %, 2012 bei 50 ± 33 % und 2013 bei 43 ± 35 %. Zwischen den einzelnen Teilgebieten schwankt der mittlere Deckungsgrad zwischen 45 % und 82 % 2011, 27 % und 90 % 2012 sowie 2 % und 80 % 2013. Die durchschnittliche Vegetationshöhe liegt zwischen 14 ± 9 cm (2013) und 23 ± 14 cm (2012).

Tab. 2: Vegetationsdeckungsgrade innerhalb der 25 m-Probestrecken 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

¹ Deckungsgrad nach der von BARKMAN et al. erweiterten Braun-Blanquet-Skala (DIERSCHKE 1994): 0.1 % = 1 Individuum Deckung < 5 %, 0.1 % = 2 bis 6 Individuen Deckung < 1 %, 2.5 % = 6 bis 50 Individuen Deckung 1 bis 5 %, 2.5 % = > 100 Individuen Deckung < 5 %, 8.8 % = Deckung 5 bis 12.5 %, 20.0 % = Deckung 12.5 bis 25 %, 37.5 % = Deckung 25 bis 50 %, 62.5 % = Deckung 50 bis 75 %, 87.5 % = Deckung 75 bis 100 %.

² Deckungsgrad nach der Londo-Skala (DIERSCHKE 1994): 1 % = Deckung < 1 %, 2 % = Deckung 1-3 %, 4 % = Deckung 3 bis 5 %, 10 % = Deckung 5 bis 15 %, 20 % = Deckung 15 bis 25 %, 30 % = Deckung 25 bis 35 %, 40 % = Deckung 35 bis 45 %, 50 % = Deckung 45 bis 55 %, 60 % = Deckung 55 bis 65 %, 70 % = Deckung 65 bis 75 %, 80 % = Deckung 75 bis 85 %, 90 % = Deckung 85 bis 95 %, 100 % = Deckung 95 bis 100 %.

2011				
	Anzahl Probeflächen (25 m)	Mittelwert ± Standardabweichung	Median	Min. / Max.
Deckungsgrad Vegetation gesamt (%) ¹	40	85,1 ± 7,4	87,5	62,5 / 87,5
Deckungsgrad submerse Vegetation (%) ¹	40	33,7 ± 30,0	37,5	0,1 / 87,5
Deckungsgrad emerse Vegetation (%) ¹	40	71,0 ± 26,2	87,5	8,8 / 87,5
Deckungsgrad <i>Stratiotes aloides</i> (%) ²	40	57,4 ± 28,9	70	1 / 90
2012				
	Anzahl Probeflächen (25 m)	Mittelwert ± Standardabweichung	Median	Min. / Max.
Deckungsgrad Vegetation gesamt (%) ¹	63	82,5 ± 13,0	87,5	20 / 87,5
Deckungsgrad submerse Vegetation (%) ¹	63	26,1 ± 27,6	20	0 / 87,5
Deckungsgrad emerse Vegetation (%) ¹	63	70,6 ± 24,2	87,5	8,8 / 87,5
Deckungsgrad <i>Stratiotes aloides</i> (%) ²	63	55,0 ± 31,6	60	2 / 100
2013				
	Anzahl Probeflächen (25 m)	Mittelwert ± Standardabweichung	Median	Min. / Max.
Deckungsgrad Vegetation gesamt (%) ¹	63	82,1 ± 14,7	87,5	20 / 87,5
Deckungsgrad submerse Vegetation (%) ¹	63	34,6 ± 30,8	20	2,5 / 87,5
Deckungsgrad emerse Vegetation (%) ¹	63	67,3 ± 29,2	87,5	0 / 87,5
Deckungsgrad <i>Stratiotes aloides</i> (%) ²	63	47,6 ± 32,6	50	0 / 90

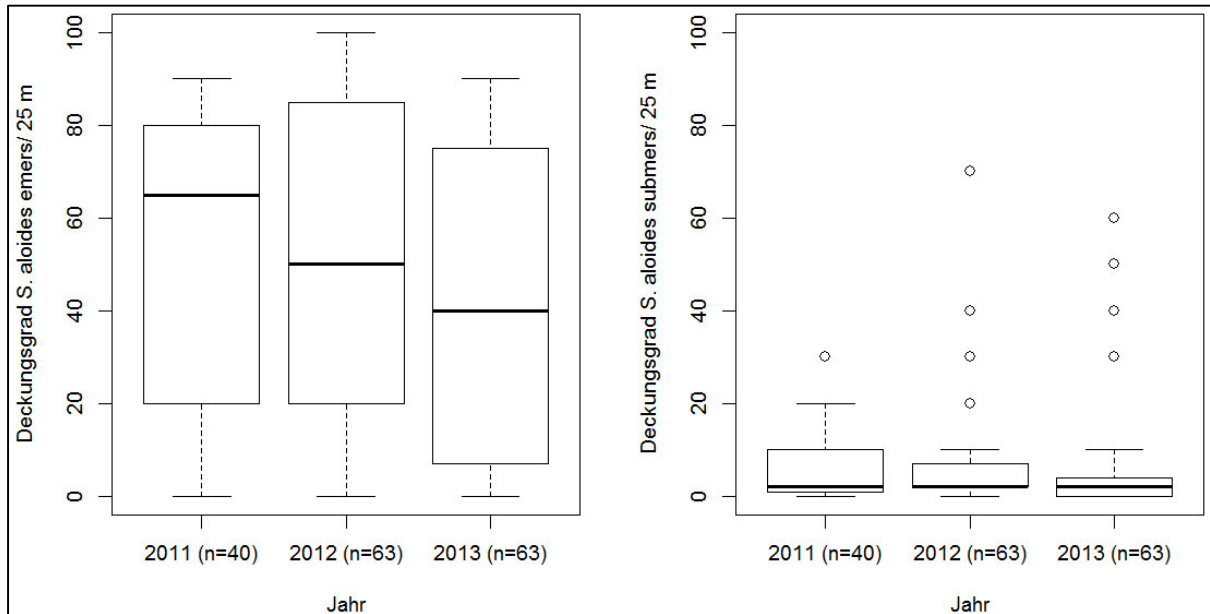


Abb. 5: Boxplot der *Stratiotes aloides*-Deckungsgrade emers (links) und submers (rechts) in den 25 m-Probestrecken für die Jahre 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Wasserchemie und -physik

Die Gewässer zeichnen sich durch einen neutralen pH-Wert von im Mittel zwischen $7,0 \pm 0,5$ (Sommer) und $7,2 \pm 0,5$ (Frühjahr) aus. Die mittlere Leitfähigkeit liegt im Frühjahr bei $452 \pm 181 \mu\text{S/cm}$, im Sommer bei $542 \pm 248 \mu\text{S/cm}$ und im Herbst bei $495 \pm 209 \mu\text{S/cm}$. Die mittlere Wassertemperatur liegt zwischen $4,1 \pm 2,3 \text{ }^\circ\text{C}$ im Herbst und $18,3 \pm 1,7 \text{ }^\circ\text{C}$ im Sommer und erreicht Maximalwerte von $14,3 \text{ }^\circ\text{C}$ und Minimalwerte von $0,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Der mittlere Sauerstoffgehalt beträgt im Frühjahr $9 \pm 4 \text{ mg/l}$ bzw. $73 \pm 32 \%$, im Sommer $5 \pm 5 \text{ mg/l}$ bzw. $48 \pm 34 \%$ und im Herbst $8 \pm 8 \text{ mg/l}$ bzw. $55 \pm 34 \%$. Nach LAWA (1998) kann die Gewässergüte anhand des Sauerstoffgehalts als hoch belastet (Güteklasse III - IV) bzw. sehr hoch belastet (Güteklasse IV) eingestuft werden. Die Messergebnisse für gelöstes Eisen, Ammonium, Nitrit, Nitrat, gesamt Stickstoff, Phosphat, gesamt Phosphat, sowie Sulfat und Chlorid im Frühjahr, Sommer und Herbst/Winter sind in Tab. 3 zusammengefasst.

Die Gewässergüteklasse nach LAWA (1998) liegt im Frühjahr zwischen Güteklasse I (anthropogen unbelastet) und Güteklasse III - IV (hohe Belastung), der Median beträgt Güteklasse II - III (deutliche Belastung). Im Sommer liegt die Gewässergüte zwischen anthropogen unbelastet (Güteklasse I) und sehr hoch belastet (Güteklasse IV). Der Median liegt im Sommer bei Güteklasse II (mäßig belastet). Die Gewässergüte im Herbst liegt zwischen sehr gering belastet (Güteklasse I - II) und hoch belastet (Güteklasse III - IV), bei einem Median von Güteklasse II - III (deutlich belastet). Für die einzelnen Teilgebiete sind die Ergebnisse der hydrochemischen und physikalischen Messung in Tab. 1 und Tab. 2 im Anhang aufgeführt. Der Median der Gewässergüte (LAWA 1998) liegt für die Teilgebiete Iprump, Huntewiesen, Huntorf, Huntebrück, Delmenhorst, Werderland und Hollerland bei Güteklasse II (mäßig belastet) und für Warfleth bei Güteklasse II - III (deutlich Belastet). Zusammenfassend können die untersuchten Gräben in der Hunte-Weser-Niederung als meso- bis eutroph sowie mäßig bis deutlich belastet eingestuft werden.

Die Ergebnisse der hydrochemischen und -physikalischen Messungen im Rahmen des Bremer Projekts zu *Stratiotes aloides* (KUNZE et al. 2012) zeigen, dass es sich in Bremen überwiegend um

meso- bis eutrophe Gräben geringer bis mäßiger Nährstoffbelastung handelt, jedoch punktuell bzw. zeitlich Extremwerte erreicht werden. Die mittlere Leitfähigkeit und der mittlere Chloridgehalt sind in der Bremer Studie höher, der mittlere Phosphat-, Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumgehalt niedriger im Vergleich zu den hier gemessenen Werten. Der mittlere pH-Wert, der Gehalt an gelöstem Eisen sowie der mittlere Calciumgehalt sind in beiden Untersuchungen etwa ähnlich.

Tab. 3: Ergebnisse der hydrochemischen Messungen für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998): I= anthropogen unbelastet, I - II= sehr geringe Belastung, II= mäßige Belastung, II - III= deutliche Belastung, III= erhöhte Belastung, III - IV= hohe Belastung, IV= sehr hohe Belastung.

Parameter	Datum	Anzahl Messungen	Mittelwert	St.abw.	Min.	Max.	Güteklasse (LAWA)
Eisen gelöst (Fe ³⁺) [mg/l]	Frühjahr	157	1,535	1,946	0,014	11,563	
	Sommer	166	1,061	1,314	0,010	7,150	
	Herbst	166	1,245	1,191	0,026	7,075	
Ammonium (NH ⁴⁺) [mg/l]	Frühjahr	157	0,877	1,625	0,039	8,313	III - IV
	Sommer	166	0,185	0,374	0,039	3,748	II
	Herbst	166	0,724	1,045	0,039	6,478	III - IV
Nitrit (NO ²⁻) [mg/l]	Frühjahr	157	0,025	0,054	0,016	0,512	I
	Sommer	166	0,034	0,136	0,016	1,289	I
	Herbst	166	0,033	0,061	0,016	0,603	I - II
Nitrat (NO ³⁻) [mg/l]	Frühjahr	157	4,645	2,544	1,282	15,372	II
	Sommer	166	3,742	2,576	0,940	21,780	I - II
	Herbst	166	4,224	1,997	0,941	14,520	I - II
ges. Stickstoff (N) [mg/l]	Frühjahr	157	3,030	1,624	0,848	8,993	II - III
	Sommer	166	1,959	1,031	0,330	7,720	II
	Herbst	166	2,358	1,212	0,871	11,175	II - III
Phosphat (PO ₄ ³⁻) [mg/l]	Frühjahr	157	0,143	0,187	0,015	1,574	II - III
	Sommer	166	0,124	0,112	0,015	0,711	II
	Herbst	166	0,105	0,107	0,018	1,062	II
ges. Phosphat (P) [mg/l]	Frühjahr	157	0,121	0,064	0,030	0,362	II - III
	Sommer	166	0,106	0,064	0,022	0,339	II - III
	Herbst	166	0,094	0,059	0,021	0,447	II
Sulfat (SO ₄ ²⁻) [mg/l]	Frühjahr	157	67,353	45,565	28,838	327,218	II - III
	Sommer	166	48,434	39,272	20,000	518,029	II
	Herbst	166	67,142	52,059	20,000	416,101	II - III
Chlorid (Cl ⁻) [mg/l]	Frühjahr	157	64,918	42,245	10,464	277,558	II - III
	Sommer	166	96,422	76,649	7,431	533,179	II - III
	Herbst	166	61,984	46,057	10,744	272,082	II - III
Calcium (Ca ²⁺) [mg/l]	Frühjahr	157	47,931	22,760	10,833	119,931	
	Sommer	166	47,176	15,214	11,338	161,766	
	Herbst	166	45,865	18,562	16,616	133,969	
Magnesium (Mg ²⁺) [mg/l]	Frühjahr	157	8,792	5,558	1,933	25,916	
	Sommer	166	10,036	7,669	1,630	36,756	
	Herbst	166	9,239	6,035	3,213	28,424	
Gesamthärte [°dH]	Frühjahr	157	9	4	2	22	
	Sommer	166	9	4	2	30	
	Herbst	166	9	4	3	24	
Hydrogencarbonat (HCO ³⁻) [mg/l]	Frühjahr	95	127,082	62,891	33,785	360,989	
	Sommer	103	127,821	43,467	21,371	224,822	
	Herbst	103	124,478	48,080	34,293	282,071	
Carbonathärte [°dH]	Frühjahr	95	6	3	2	17	
	Sommer	103	6	2	1	10	
	Herbst	103	6	2	2	13	

3.4.2.2 Habitatansprüche

Zusammenhang zwischen *Stratiotes aloides* und *Aeshna viridis*

Die Bedeutung von *Stratiotes aloides* für das Vorkommen von *Aeshna viridis* kann mittels der hoch signifikanten stark positiven Korrelationszusammenhänge zwischen der Anzahl der Exuvien und dem Deckungsgrad der emersen *Stratiotes aloides*-Bestände 2011, 2012 und 2013 bestätigt werden (Abb. 6, Korrelationskoeffizient Spearman rho: 2011: 0,69; 2012: 0,77; 2013: 0,69; $p = < 0,01$). Dieser Zusammenhang wird ebenfalls durch den Vergleich der Deckungsgrade zwischen Beständen, in denen Exuvien nachgewiesen bzw. nicht nachgewiesen wurden, bestätigt (Abb. 7). Es besteht ein hoch signifikanter Unterschied im Deckungsgrad emerser *Stratiotes aloides*-Bestände zwischen von *Aeshna viridis* besiedelten und nicht besiedelten Beständen (Mann-Whitney-U-Test 2011: $p = 0,041$, 2012: $p < 0,001$, 2013: $p = 0,001$). Die Ermittlung eines Mindestdeckungsgrads an emersem *Stratiotes aloides*-Bestand, ab dem Nachweise von *Aeshna viridis*-Exuvien gelingen, liegt bei dieser Untersuchung bei 20 %. Dies entspricht etwa einem 12 m² großen emersen Bestand von *Stratiotes aloides*. Beachtet werden muss jedoch, dass diese 12 m² vermutlich nur ausreichen, weil in der unmittelbaren Nachbarschaft auch größere Bestände von *Stratiotes aloides* vorhanden sind.

Aufgrund der engen Bindung von *Aeshna viridis* an die Eiablagepflanze *Stratiotes aloides* gilt die Art als extremer Habitatspezialist und nimmt unter den Libellen eine Sonderstellung ein (MÜNCHBERG 1930). Für das Vorkommen der Libelle wird eine gewisse Mindestgröße eines *Stratiotes aloides*-Bestands benötigt. GLITZ et al. (1989) geben eine Mindestgröße von 5 m² an. FLIEDNER (1996) schildert Eiablagen in Bestände von etwa 0,25 m², die in der Nähe von dichten und ausgedehnten Beständen lagen. Beobachtungen im Rahmen des Bremer Krebscherenprojekts (JORDAN et al. 2010) zeigen, dass die Art Gräben mit dichten bis sehr dichten *Stratiotes aloides*-Beständen besiedelt meist mit einem Deckungsgrad von über 80 % (Klugkist mdl. in CASTRO & POHLMANN 2009). Diese Angaben zu einer gewissen Mindestgröße und Deckungsgrad der *Stratiotes aloides*-Bestände decken sich mit den hier gemachten Beobachtungen. Nachweise von einzelnen *Aeshna viridis*-Individuen auch an Gewässern ohne *Stratiotes aloides* gibt es immer wieder. Auch liegen vereinzelt Beobachtungen von Eiablagen in andere Pflanzen als *Stratiotes aloides* vor, wobei übereinstimmend davon ausgegangen wird, dass es sich bei diesen Eiablagen um ein Versehen der Weibchen handelt (u. a. JONG 1999; MAUERSBERGER et al. 2005; MÜNCHBERG 1930; PETERS 1987). Im Rahmen dieser Untersuchung konnten solche Beobachtungen jedoch nicht gemacht werden (vgl. DÖCKE 2014).

Die Gründe für die Bindung von *Aeshna viridis* an *Stratiotes aloides* sind weitestgehend noch unklar. Mögliche Erklärungen dafür sind die wärmebegünstigten Verhältnisse in den Pflanzenbeständen für die Larven sowie der Schutz der Larven vor Prädatoren, besonders Fischen (MAUERSBERGER et al. 2005; MÜNCHBERG 1956; RANTALA et al. 2004; SUUTARI et al. 2004).

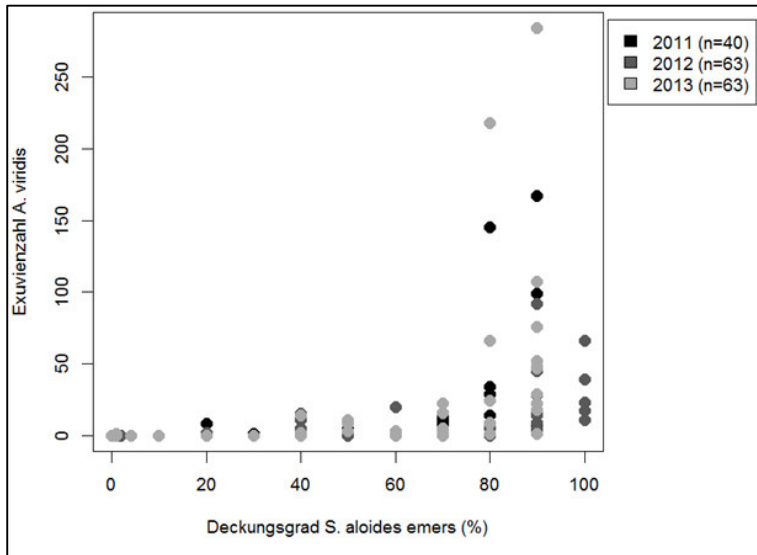


Abb. 6: Zusammenhang zwischen der Exuvienzahl von *Aeshna viridis* und dem Deckungsgrad von *Stratiotes aloides emers* 2011, 2012, 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Korrelationskoeffizient Spearman rho: 2011: 0,69***, 2012: 0,77***, 2013: 0,69***.

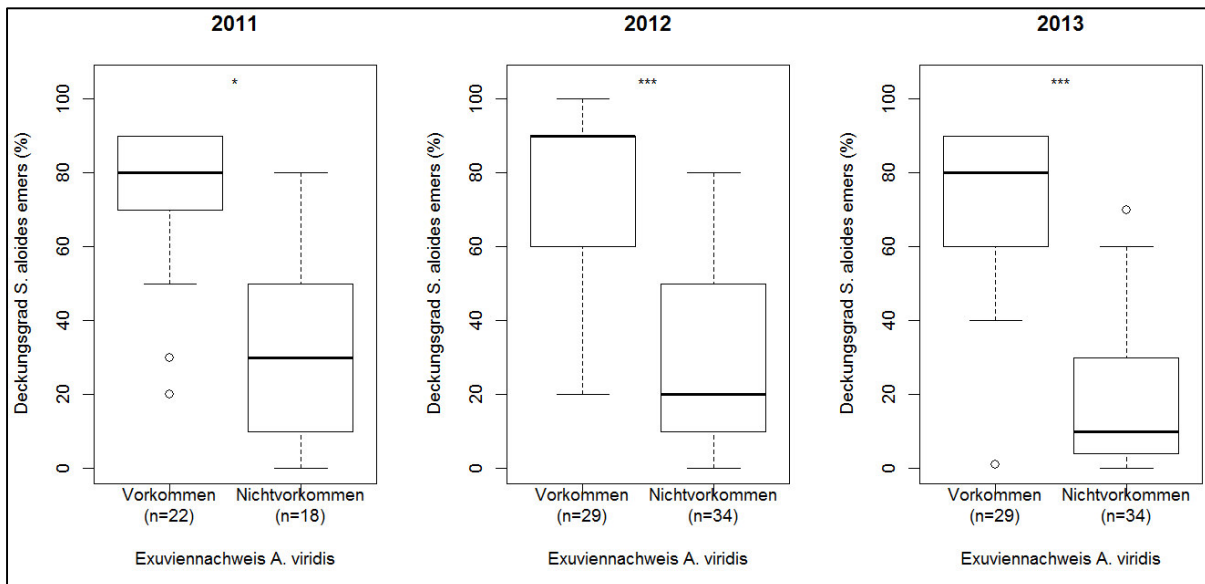


Abb. 7: Boxplot des Zusammenhangs zwischen dem Deckungsgrad emerser *Stratiotes aloides*-Bestände und dem Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von *Aeshna viridis*-Exuvien 2011, 2012, 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet, Mann-Whitney-U-Test: 2011: $p = 0,041^*$, 2012: $p < 0,001^{***}$, 2013: $p = 0,001^{**}$.

Zusammenhang zwischen hydrochemischen sowie -physikalischen Parametern und dem Vorkommen von *Stratiotes aloides*

Um mögliche Zusammenhänge zwischen den wasserchemischen sowie -physikalischen Parametern und dem Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* zu ermitteln, wurden für die einzelnen Probenahmen im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2011, 2012 und 2013 sowie für den Mittelwert der Probenahmen 2011, 2012 und 2013 der Korrelationskoeffizient nach Spearman gebildet. In der folgenden Tabelle (Tab. 4) sind die signifikanten Korrelationen mit einem Korrelationskoeffizienten $> \pm 0,40$ (= schwacher Zusammenhang) dargestellt.

Es kann ein überwiegend schwach negativer Zusammenhang zwischen einigen Parametern und dem Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* ermittelt werden.

Die Ergebnisse des Bremer Projekts (JORDAN et al. 2010) deuten auf einen negativen Effekt hoher Sulfatgehalte auf *Stratiotes aloides* hin, der auch in niederländischen Studien festgestellt werden konnte (SMOLDERS et al. 2003) (Problem der internen Eutrophierung). Der von uns gemessene mittlere Sulfatgehalt ist höher als in Bremen (siehe Kapitel 3.4.2.1), ein Korrelationszusammenhang konnte jedoch nicht ermittelt werden. Im Widerspruch zu den Ergebnissen aus Bremen steht der schwach negative Zusammenhang zum Gehalt an gelöstem Eisen. In Bremen ist die gelöste Eisenkonzentration in *Stratiotes aloides*-Gräben z. T. signifikant höher. Der schwach negative Zusammenhang mit dem Ammoniumgehalt lässt sich durch die Ergebnisse in Bremen bestätigen. Dort ist der Ammoniumgehalt in dicht besiedelten *Stratiotes aloides*-Gräben z. T. signifikant geringer als in nicht bzw. schwach besiedelten Gräben (JORDAN et al. 2010).

Tab. 4: Signifikante Korrelationszusammenhänge mit einem Korrelationskoeffizienten $> \pm 0,40$ zwischen wasserchemischen sowie -physikalischen Parametern und dem Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* in der Hunte-Weser-Niederung.

Korrelationskoeffizient nach Spearman, signifikante Korrelationen sind gekennzeichnet: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Jahr	Parameter	Korrelationskoeffizient (Spearman roh)
2013	Ammoniumgehalt Mittelwert 2013	-0.47***
2013	Ammoniumgehalt Frühjahr 2013	-0.40**
2013	Ammoniumgehalt Herbst 2013	-0.40**
2013	Gehalt an gelöstem Eisen Mittelwert 2013	-0.43***
2011	pH Wert Sommer 2011	-0.44**
2013	pH-Wert Frühjahr 2013	0.41**
2013	pH-Wert Herbst 2013	0.41**

Auswirkungen der Gewässerunterhaltung auf *Stratiotes aloides* und *Aeshna viridis*

Aufgrund ihrer Verlandungstendenz müssen Gräben regelmäßig geräumt werden (vgl. HANDKE 1999). Dies geschieht je nach Graben, Eigentümer und Flächennutzung jährlich, zweijährig oder in noch längeren Abständen, kann einseitig bzw. beidseitig erfolgen und mittels Mähkorb oder bei Privatgräben mit Grabenfräse oder Lotmaschine durchgeführt werden. Bei der Grabenräumung wird ein Großteil der Grabenvegetation sowie des Grabenschlammes entnommen, um die Grabensukzession neu zu initiieren.

Um einschätzen zu können, wie sich die Grabenunterhaltung in den untersuchten Gewässern auf die Exuvienzahl von *Aeshna viridis* sowie den Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* auswirkt, wurde für jeden Graben ermittelt, ob im Zeitraum der zweijährigen Larvalentwicklung (siehe Kapitel 3.4.2.3) eine Grabenunterhaltung stattfand. Dabei konnte aufgrund von z. T. fehlenden Angaben nicht weiter berücksichtigt werden, wie und mit welchem Gerät die Unterhaltungsmaßnahme durchgeführt wurde. Ausgegangen werden kann jedoch davon, dass die Unterhaltungsmaßnahmen einseitig durchgeführt wurden und Mähkorb sowie Lotmaschine zum Einsatz kamen.

Die Ergebnisse zeigen, dass kein signifikanter Unterschied in der mittleren Exuvienzahl zwischen geräumten und nicht geräumten Gräben besteht (Tab. 5 und Abb. 8). Berücksichtigt werden muss bei der Interpretation, dass sich die Mittelwerte deutlich voneinander unterscheiden und die Standardabweichung bei den nicht geräumten Gräben im Vergleich zu den geräumten Gräben 1,5 bis 6 fach so groß ist. Dies liegt u. a. an einer größeren Anzahl nicht geräumter Gräben, in denen keine Exuvien nachgewiesen werden konnten (insgesamt 32), von denen etwa die Hälfte Deckungsgrade $< 10\%$ von emersen *Stratiotes aloides*-Beständen aufwiesen. Gleichzeitig wurden

in einzelnen geräumten Gräben hohe Exuvienzahlen von bis zu 34 (2011), 66 (2012) und 76 (2013) Individuen erfasst. Hohe Individuenzahlen von > 50 Exuvien / 25 m sind überwiegend in Gräben zu finden, die während der Larvalentwicklung nicht geräumt wurden. Ein Vergleich der Exuviensumme zeigt dagegen für die Jahre 2011 und 2013 eine signifikant höhere Exuvienzahl von 442 bzw. 853 Exuvien in nicht geräumten Gräben gegenüber 121 bzw. 248 Exuvien in geräumten Gräben. Im Jahr 2012 unterschied sich die Gesamtzahl von 289 Exuvien zu 272 Exuvien nicht (Abb. 9, Chi²-Test: 2011: $p < 0,001^{***}$, 2012: $p = 0,473$ n. s., 2013: $p < 0,001^{***}$).

Ebenfalls kein statistischer Unterschied konnte im Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* zwischen geräumten und nicht geräumten Gräben festgestellt werden (Abb. 10). Der mittlere Deckungsgrad liegt für die nicht geräumten Gräben bei $61 \pm 28 \%$ (2011), $62 \pm 31 \%$ (2012) bzw. $46 \pm 34 \%$ (2013) und in den geräumten Gräben bei $54 \pm 30 \%$ (2011), $51 \pm 32 \%$ (2012) bzw. $49 \pm 32 \%$ (2013) (Mann-Whitney-U-Test: 2011: $p = 0,519$ n. s., 2012: $p = 0,222$ n. s., 2013: $p = 0,852$ n. s.).

Die Ergebnisse des Bremer Projekts zu *Stratiotes aloides* (JORDAN et al. 2010) zeigen, dass eine ökologische Normalräumung der Gräben (einmaliges hineingreifen des Mähkorbs mit eingelegtem Lochblech, im Mittel alle fünf Jahre) im Vergleich zu einer ökologischen Intensivräumung (zwei- bis dreimaliges hineingreifen des Mähkorbs mit eingelegtem Lochblech, im Mittel alle fünf Jahre) für *Aeshna viridis* die geeignete Variante der Grabenunterhaltung darstellt. Es verbleiben bei der ökologischen Normalräumung genügend Larven sowie Pflanzen mit Eiern im Gewässer, so dass im Jahr direkt nach der Räumung Tiere schlüpfen können. Außerdem sind die *Stratiotes aloides*-Bestände im Folgejahr so dicht ausgebildet, dass eine Eiablage erfolgen kann. Unterschiede bestehen im Zeitpunkt der Räumung. Bei einer Räumung im Spätsommer (September) konnten im Vergleich zur Räumung im Herbst (Oktober) deutlich weniger Exuvien ermittelt werden (JORDAN et al. 2010). Für die *Stratiotes aloides*-Bestände zeigen die Ergebnisse aus Bremen, dass sich unter einer ökologischen Intensivräumung die Pflanzen sehr positiv und bei einer ökologischen Normalräumung positiv entwickeln (JORDAN et al. 2010). Begründet ist dies durch die stärkere Entnahme von Schlamm aus dem Graben bei der ökologischen Intensivräumung. Der Zeitpunkt der Räumung (Spätsommer bzw. Herbst) führt gleichermaßen zu einer sehr positiven Entwicklung der Pflanzenbestände.

Tab. 5: Mittlere Exuvienzahl von *Aeshna viridis* in nicht geräumten und geräumten Gräben 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Jahr	Keine Grabenunterhaltung im Zeitraum der Larvalentwicklung Mittelwert \pm Standardabweichung	Grabenunterhaltung im Zeitraum der Larvalentwicklung Mittelwert \pm Standardabweichung	Ergebnis des Mann-Whitney-U-Test
2011	27,6 \pm 55,8	5,0 \pm 9,0	$p = 0,442$ n. s.
2012	12,6 \pm 22,3	6,8 \pm 14,3	$p = 0,176$ n. s.
2013	28,4 \pm 65,6	7,5 \pm 17,5	$p = 0,312$ n. s.

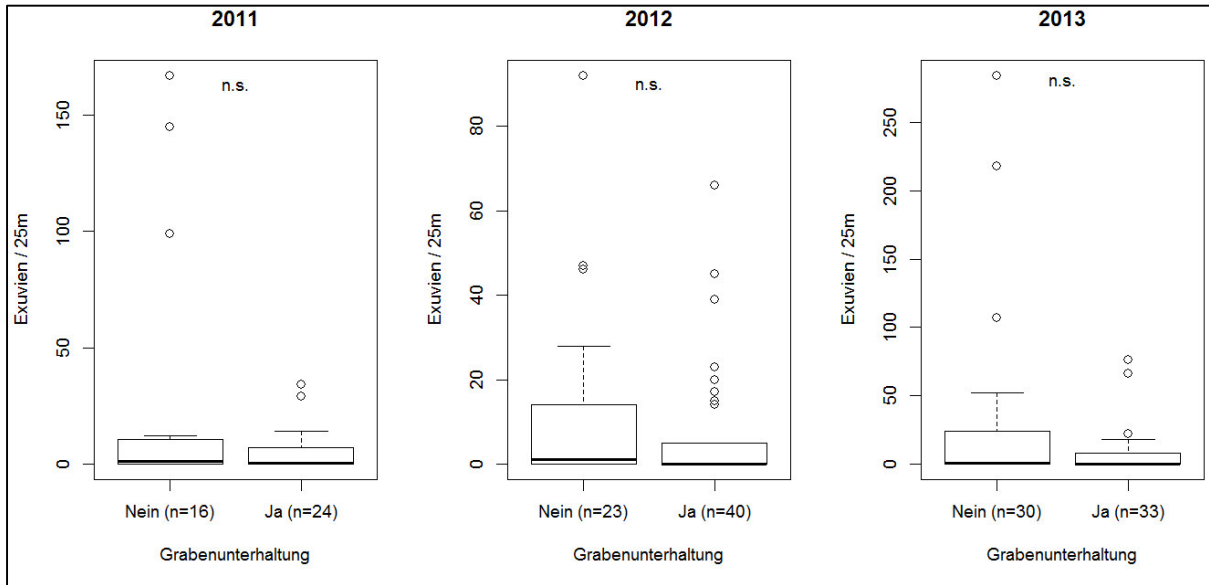


Abb. 8: Boxplot des Zusammenhangs zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und der Exuvienzahl von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet, Mann-Whitney-U-Test: 2011: $p = 0,442$ n. s., 2012: $p = 0,176$ n. s., 2013: $p = 0,312$ n. s..

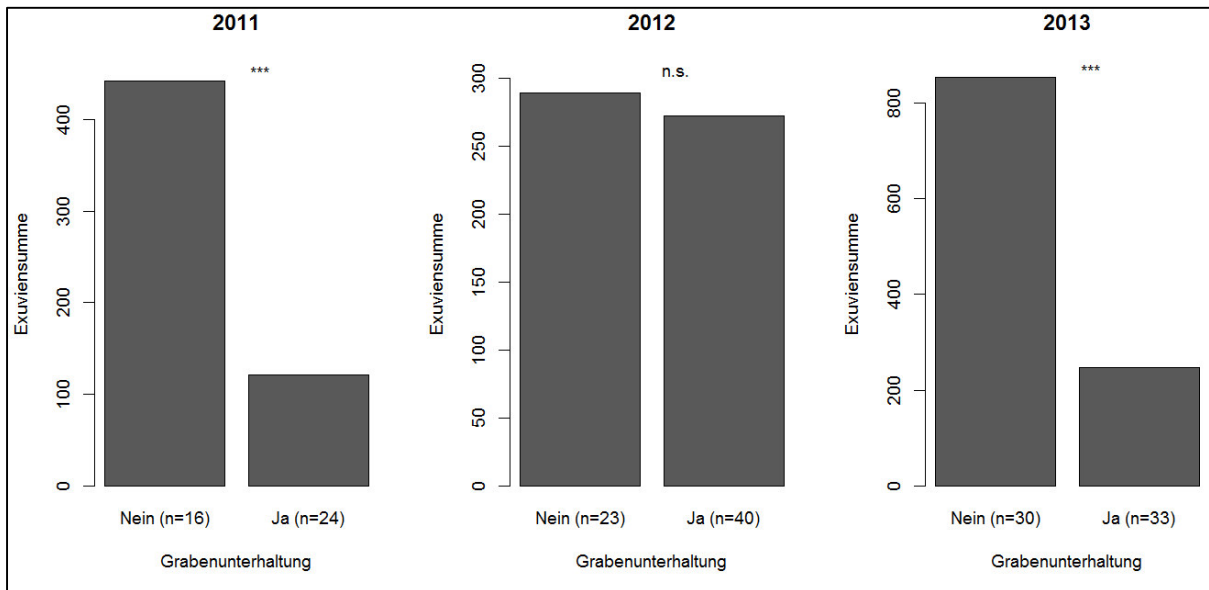


Abb. 9: Zusammenhang zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und der gesamt Exuvienzahl von *Aeshna viridis* 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet, Chi²-Test: 2011: $p < 0,001^{***}$, 2012: $p = 0,473$ n. s., 2013: $p < 0,001^{***}$.

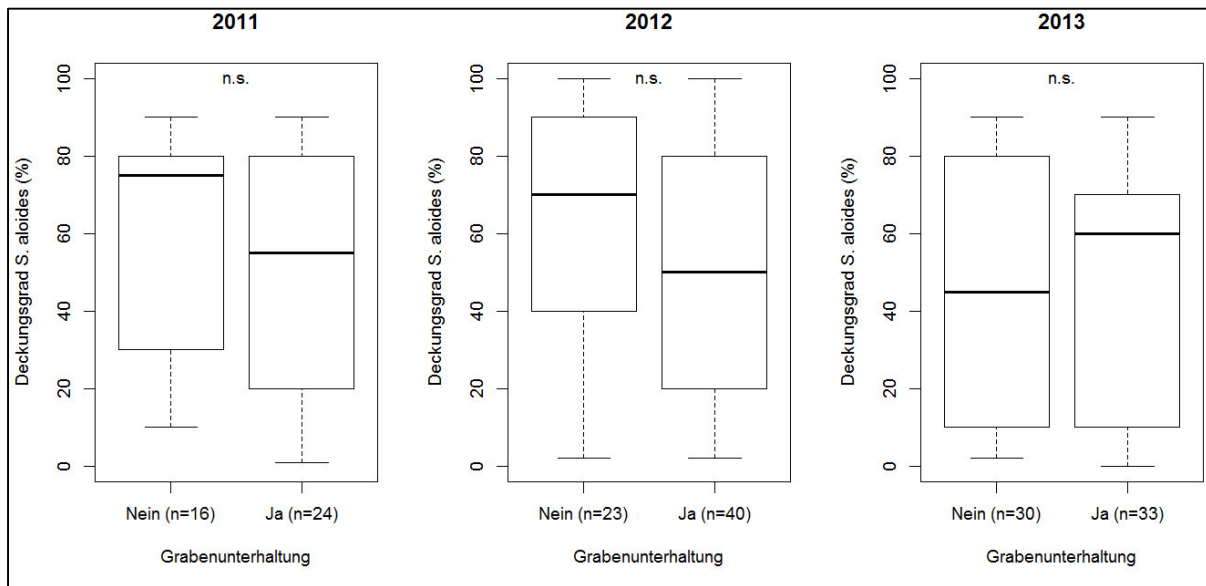


Abb. 10: Boxplot des Zusammenhangs zwischen der Grabenunterhaltung im Zeitraum der Ei- und Larval-Entwicklung und dem Deckungsgrad von *Stratiotes aloides* innerhalb der 25 m-Probestrecken 2011, 2012 und 2013 in der Hunte-Weser-Niederung.

Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet, Mann-Whitney-U-Test: 2011: $p = 0,519$ n. s., 2012: $p = 0,222$ n. s., 2013: $p = 0,852$ n. s..

3.4.2.3 Larvalentwicklung von *Aeshna viridis*

Im Rahmen der Masterarbeit von M. Wittenberg (WITTENBERG 2013) wurde die Larvenentwicklungszeit von *Aeshna viridis* im NSG Hollerland genauer untersucht. Im Zeitraum von April bis September 2012 wurde in drei ausgewählten Gräben monatlich nach Larven gekeschert, diese bestimmt, vermessen und fotografiert (genauere Angaben zur Methode bei WITTENBERG 2013).

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 667 Larven erfasst, davon 357 *Aeshna viridis*-, 241 *Aeshna isoceles*- und 46 *Aeshna mixta*-Larven. 23 Larven blieben unberücksichtigt, da diese nicht eindeutig determiniert werden konnten. In Abb. 11 ist die Gesamtlänge der *Aeshna viridis*-Larven während des Untersuchungszeitraums dargestellt. Die Messgrößen zwischen den Monaten unterscheiden sich hoch signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,01^{**}$ und $p < 0,001^{***}$). Die *Aeshna viridis*-Larven waren im April ($n = 46$) im Mittel 31,6 mm lang und erreichten im Mai ($n = 17$) eine mittlere Länge von 36,0 mm. Im Juni konnten zwei voneinander unterscheidbare Larvenkohorten nachgewiesen werden. Die Länge der großen Larven ($n = 27$) wiesen einen Mittelwert von 40,3 mm auf und erreichten eine Maximallänge von 45,6 mm. Diese Larven standen kurz vor dem Schlupf, was gut an den vergrößerten Augen und Flügelscheiden erkennbar war. Die zweite, kleinere Larvengruppe ($n = 36$) wies eine mittlere Länge von 8,0 mm auf. Bei dem Probendurchgang im Juli wurde noch eine Larve mit 39,6 mm Länge gefunden, die kurz vor dem Schlupf stand. Die restlichen Larven ($n = 55$) waren deutlich kleiner und wiesen eine mittlere Länge von 13,0 mm auf. Im August ($n = 74$) waren die Larven im Mittel 19,7 mm und im September ($n = 101$) 23,0 mm lang. Die Maximallänge im September betrug 26,4 mm und grenzt damit an die Minimallänge von 27,2 mm, die im April 2012 gemessen wurde.

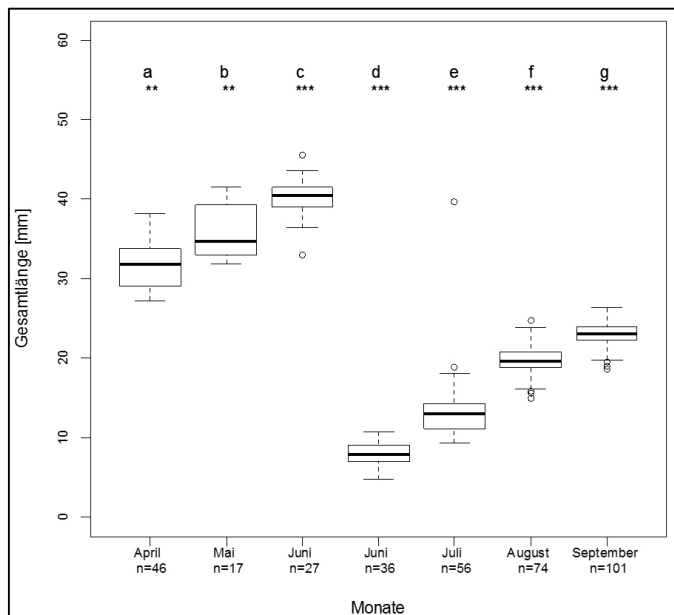


Abb. 11: Boxplot der Längenmessungen der *Aeshna viridis*-Larven 2012 im NSG Hollerland (Bremen).

Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben gekennzeichnet, Kruskal-Wallis-Test $p < 0,01^{**}$ bzw. $p < 0,001^{***}$ (aus WITTENBERG 2013).

Die gemessene Gesamtlänge der *Aeshna viridis*-Larven stieg von April bis Juni 2012 kontinuierlich an, bis der Schlupfzeitpunkt im Juni erreicht war. Zum selben Zeitpunkt wurden im Juni kleine Larven mit einer mittleren Länge von 8,0 mm gefunden, die bis zur letzten Messung im September heranwuchsen.

Anhand dieser Ergebnisse kann für *Aeshna viridis* eine zweijährige Larvalentwicklung angenommen werden, die sich wie folgt untergliedern lässt:

1. Eiablage: ca. im August
2. Überwinterung als Ei: ca. 6 bis 7 Monate (September bis Februar)
3. Schlupf aus dem Ei: ca. März bis April
4. Larvenwachstum: ca. 7 bis 8 Monate (April bis Oktober)
5. Überwinterung als Larve und Wachstumsstagnation: ca. 6 Monate (Oktober bis März)
6. Finales Larvenwachstum: ca. 3 bis 4 Monate (März bis Juni)
7. Schlupf zur Imago: ca. Juni/Juli

Dieses Ergebnis stützt die Aussagen von MÜNCHBERG (1930) und WESENBERG-LUND (1913), dass die Larvenentwicklung von *Aeshna viridis* in der Regel zwei Jahre dauert.

3.4.3 Praktische Maßnahmen im Rahmen des DBU-Projekts

3.4.3.1 Gewässerunterhaltung

Für die dauerhafte Sicherung und Entwicklung der Populationen von *Aeshna viridis* spielt die Pflege und Unterhaltung der *Stratiotes aloides*-Gräben eine entscheidende Rolle. Das ökologische Grabenräumprogramm des Landes Bremen sowie die Ergebnisse des DBU-Projekts „Erprobung von Managementmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebschere“ (KUNZE et al. 2012; NAGLER & MÜLLER 2012) zeigen, dass mit einer angepassten Grabenunterhaltung die Bestände von *Stratiotes aloides* sowie die Populationen von *Aeshna viridis* dauerhaft zu sichern und zu optimieren sind. Kernpunkte des ökologischen Grabenräumprogramms in Bremen sind der Einsatz des Räumgeräts (Mähkorb mit eingelegtem Lochblech), der Zeitpunkt der Grabenräumung

(15. September bis 31. Oktober), das Räumstadium (bei einer optimal ausgeprägten Wasservegetation, dem Optimalstadium) bzw. die Räumfrequenz (etwa alle 5 Jahre) sowie die Räumung selbst (einseitig, möglichst keine benachbarten Gräben im gleichen Jahr, bei stark verschlammten Gräben mehrmaliges Hineingreifen des Räumgeräts).

Die *Stratiotes aloides*-Bestände im Projektgebiet befinden sich überwiegend in privaten Gräben landwirtschaftlich genutzter Grünlandflächen. Daher obliegt die Unterhaltung dieser Gräben dem betreffenden Flächeneigentümer oder -bewirtschafter (Gräben 3. Ordnung). Informationen zum Vorkommen der Zielarten und zur Ökologie sowie über eine ökologische Grabenunterhaltung nach dem Vorbild Bremens wurden im Rahmen von Informationsveranstaltungen (s. Kapitel 5) an die Flächeneigentümer herangetragen. Leider konnte im Rahmen des Projektes jedoch nicht weiter Einfluss auf die Unterhaltung dieser Gräben genommen werden.

Im Teilgebiet Iprump/Oberhausen (Landkreis Oldenburg) befinden sich *Stratiotes aloides*-Gräben darüber hinaus in der Unterhaltungspflicht des Unterhaltungsverbands Wüstring (Projektpartner), die in diesen Gräben eine bedarfsgerechte Unterhaltung durch eigene Mitarbeiter durchführen und bei dieser nun die *Stratiotes aloides*-Bestände mit berücksichtigt.

Im Teilgebiet Huntebrück und Warfleth (Landkreis Wesermarsch) befinden sich *Stratiotes aloides*-Gräben in der Unterhaltungspflicht des Entwässerungsverband Stedingen (Projektpartner). Diese Gräben werden jährlich durch Lohnunternehmer geräumt, wobei bei der Räumung auf die Bestände von *Stratiotes aloides* Rücksicht genommen wird (mündl. Mitt. Entwässerungsverband Stedingen).

Teilgebiet NSG Bornhorster Huntewiesen (Stadt Oldenburg)

Für das Teilgebiet Bornhorster Huntewiesen fand ein enger Austausch mit der Unteren Naturschutzbehörde der Stadt Oldenburg statt, die dort die Grabenunterhaltung koordiniert. Aktuell findet die Grabenunterhaltung in einem dreijährigen Rhythmus in zwei Räumgebieten statt (schriftl. Mitt. UNB Stadt Oldenburg).

Im Rahmen der Grabenunterhaltung im Herbst/Winter 2013 und 2014 in je einem Teil des NSGs wurde in Zusammenarbeit mit der Stadt Oldenburg ein Grabenräumplan erstellt, aus dem naturschutzfachliche Vorgaben für einzelne Gräben hervorgingen. Darüber hinaus fand im Rahmen der Grabenunterhaltung in ausgewählten Gräben eine Räumgutuntersuchung statt (Abb. 2 im Anhang). Ziel dieser Untersuchung war es, *Stratiotes aloides*-Pflanzen sowie Fische aus dem Räumgut zu sammeln und wieder in die Gräben zurück zu bringen. Insgesamt wurden etwa 35 km Graben im Rahmen der Räumgutuntersuchungen abgegangen und ca. 4.100 Pflanzen wieder in die Gräben zurückgesetzt sowie 11 Fischarten nachgewiesen. Lebende Fische konnten nur dann gefunden werden, wenn die Untersuchung direkt zum Zeitpunkt der Grabenunterhaltung stattfand. Als besondere Funde können die Nachweise der beiden FFH-Arten Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) (fünf Individuen) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) (31 Individuen) gewertet werden, für die damit ein Erstnachweis im Gebiet gelang.

Für einen dauerhaften Schutz und Erhalt der dichten und großen Bestände von *Stratiotes aloides* und der großen Population von *Aeshna viridis* wäre es naturschutzfachlich sinnvoll, wenn im NSG Bornhorster Huntewiesen ein ökologisches Grabenräumprogramm nach dem Vorbild Bremens umgesetzt wird. Die Bedeutung dieser Gräben kann durch die Funde der beiden FFH-Fischarten Schlammpeitzger und Steinbeißer sowie der z. T. seltenen und gefährdeten Grabenvegetation (BECKER 2013) nur bestätigt werden.

3.4.3.2 Umsiedlung/Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides*

Die gängigen Maßnahmen im Rahmen des Artenschutzes sind die Erhaltung und die Verbesserung von Lebensräumen. Darüber hinaus ist auch die Umsiedlung/Wiederansiedlung bedrohter heimischer Arten ein mögliches Instrument, besonders wenn Zielarten auf Grund fehlender Ausbreitungsvektoren den Standort nicht erreichen können. Beachtet werden muss, dass eine Wiederansiedlung von Arten nur in geeignete Biotope ihres natürlichen Verbreitungsgebiets, möglichst mit autochtonem Material unter Berücksichtigung der weiteren rechtlichen Rahmenbedingungen durchgeführt werden. Somit stellt die Umsiedlung von *Stratiotes aloides*-Pflanzen eine Möglichkeit dar, neue Lebensräume für *Aeshna viridis* zu schaffen.

Im Rahmen des Projekts fanden in enger Absprache mit den Projektpartnern mehrere Wiederansiedlungsmaßnahmen von *Stratiotes aloides* statt (Karte 8 und Abb. 12). Aufbauend auf den Erfahrungen aus Bremen wurden in 22 Gewässer *Stratiotes aloides*-Pflanzen mit Hilfe des „Krebsscherenpflückers“ (JORDAN et al. 2010) angesiedelt. Die Maßnahmendurchführung fand im April 2012, Oktober 2012 und 2013 sowie im Dezember 2013 und 2014 statt. Je Gewässer wurden zwischen ca. 100 und 1.000 Pflanzen, die in den Spendergewässern sehr dichte emerse Bestände ausbildeten, eingebracht (Tab. 3 im Anhang).

Die Erfolgskontrollen der Wiederansiedlungen zeigen, dass zum Projektende von 22 durchgeführten Maßnahmen insgesamt 12 als positiv und vier als negativ bewertet werden können sowie für sechs Gewässer aktuell eine Aussage nicht möglich ist, da die Maßnahme im letzten Winter durchgeführt wurde (Tab. 3 im Anhang sowie Abb. 3 und Abb. 4 im Anhang). Von den als positiv bewerteten Wiederansiedlungen ist das Gewässer Nr. 4 das mit der längsten Entwicklungszeit (2 Jahre) und dem am besten entwickelten *Stratiotes aloides*-Bestand. Der eingesetzte Pflanzenbestand hat sich von ca. 20 m² (2012) hin zu einem dichten emersen Bestand von ca. 120 m² (2014) etwa versechsfacht. Die anderen sich positiv entwickelten Gewässer sind zum jetzigen Zeitpunkt im ersten Entwicklungsjahr und zeigen bisher Bestände von *Stratiotes aloides* in unterschiedlich großer überwiegend emerser Ausprägung. Von den vier Gewässern mit negativer Entwicklung zeichnen sich die Gewässer Nr. 1, 2 und 3 durch eine starke Wassertrübung aus. Bei den Kontrollen wurden keine der eingebrachten Pflanzen nachgewiesen, daher müssen diese Maßnahmen als gescheitert eingestuft werden. Das ebenfalls als negativ eingestufte Gewässer Nr. 6 zeigte im ersten Jahr (2012) eine sehr positive Entwicklung, der *Stratiotes aloides*-Bestand war dicht und emers. Im zweiten Jahr (2013) konnten dann nur wenige submerse Pflanzen nachgewiesen werden und im dritten Jahr (2014) wurden insgesamt noch fünf Pflanzen erfasst. Die genauen Gründe für die negative Entwicklung sind nicht bekannt. Vermutet wird, dass im Zuge von Baumaßnahmen kurzzeitige starke Änderungen in den Wasserständen auftraten und sich diese negativ ausgewirkt haben. Die Exuvien- und Imagineserfassung von *Aeshna viridis* erbrachte für fünf der 13 kontrollierten Gewässer Exuviennachweise und für sechs Gewässer Nachweise eiablegender Weibchen (Tab. 3 im Anhang). Die Larvalentwicklung von *Aeshna viridis* ist in der Regel zweijährig (s. Kapitel 3.4.2.3), daher stammen die Exuvien von Larven, die indirekt mit den *Stratiotes aloides*-Pflanzen in die Ansiedlungsgewässer gebracht wurden und sich dort entwickelt haben.

Der Nachweis von Exuvien zeigt, dass die Ansiedlung von *Stratiotes aloides* in dem durchgeführten Rahmen indirekt auch zu einer Wiederansiedlung von *Aeshna viridis* führt und die beobachteten Eiablagen bestätigen, dass die Bestände von *Stratiotes aloides* den Ansprüchen der Libelle an ein Eiablagehabitat entsprechen.

Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung sind eine dauerhafte Wasserführung von mindestens 50 cm, eine geringe bis fehlende Strömung sowie eine geeignete Wasserqualität (Gewässer im „Optimalzustand“ mit gut ausgebildete Wasservegetation). Die Maßnahmen sollten wenn möglich im Herbst stattfinden, bei Gräben als Zielgewässer unmittelbar nach der Grabenräumung, die einzubringenden Pflanzen sollten aus der Region kommen um den Genpool nicht zu verfälschen und um die bestandskontrollierende (allopathische) Wirkung der Pflanze zu nutzen sollten möglichst große kompakte Bestände Umgesiedelt werden (KUNDEL 2001). Darüber hinaus sollte eine angepasste Gewässerunterhaltung im Zielgewässer gewährleistet sein.



Abb. 12: Umsiedlung von *Stratiotes aloides* im NSG Bornhorster Huntewiesen im Oktober 2013.
oben: Entnahme der Pflanzen, unten: Einbringen der Pflanzen; Fotos: F. Kastner

3.4.4 Artenschutzkonzept mit Habitatverbundplanung

Ziel des Projektes war es, ein Artenschutzkonzept mit Habitatverbundsystem zu entwickeln. Grundlagen dessen sind Kenntnisse zu Verbreitung, Populationsgröße, Wanderungs- und Ausbreitungsverhalten sowie zu Habitatqualität und potentiellen Habitaten der Zielart. Auf die Zielart *Aeshna viridis* bezogen finden sich Angaben dazu in den vorangegangenen Kapiteln.

Zum Ausbreitungs- und Wanderungsverhalten von *Aeshna viridis* existieren keine genaueren Untersuchungen. In der Literatur finden sich nur wenige Angaben, so gilt die Art als „ortstreu“, wobei sie sich bei der Reifung mehrere Kilometer weit vom Gewässer entfernt (STERNBERG 2000). MAUERSBERGER et al. (2005) schildern einen Fund 4 km vom Fortpflanzungsgewässer entfernt. Grundsätzlich kann von einem Tagesaktionsradius bei Großlibellen von bis zu 10 km ausgegangen werden (STERNBERG & BUCHWALD (1999), Tab. 6). Es ist, gerade wenn man die ermittelten Maximaldistanzen im Rahmen dieses Projekts von *Coenagrion mercuriale* (s. Kapitel 4.4.3) berücksichtigt, sehr wahrscheinlich, dass 10 km eher im unteren Bereich möglicher Entfernungen von Aeshniden liegen.

Tab. 6: Flugdistanzen ausgewählter Aeshnidae.

Quelle: MAUERSBERGER et al. (2005); STERNBERG & BUCHWALD (1999); WILDERMUTH & MARTENS (2014)

Art	Angaben zu Flugdistanzen
<i>Aeshna juncea</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Vagabundierende Individuen während der Ausreifung, bis zu 10 km abseits eines Gewässers. • Markierte Individuen an 1,5 km entferntem Standort, die Imagines legten täglich mindestens 6-9 km zurück.
<i>Aeshna subarctica</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Nach dem Schlüpfen sehr wanderfreudig, Imagines entfernen sich 10 km und mehr vom Gewässer. • Markierte Individuen an 1,5 km entferntem Standort, die Imagines legten täglich mindestens 6-9 km zurück
<i>Aeshna viridis</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Während der Reifung mehrere Kilometer weite entfernt vom Schlüpfort. • Umherstreifen in bis zu 4 km Entfernung vom Fortpflanzungsgewässer.

Aufbauend auf diesen Kenntnissen ist ein Habitatverbundsystem für *Aeshna viridis* in der Hunte-Weser-Niederung entwickelt und eine Vernetzungsanalyse in Anlehnung an Hänel (HÄNEL 2006, 2007) durchgeführt worden. Im Rahmen der Vernetzungsanalyse wurden in Anlehnung an den GIS-Algorithmus HABITAT-Net (HÄNEL 2007) „Funktionsräume“ (Habitatkorridore) verschiedener Ausbreitungsdistanzklassen mittels Verwendung von GIS Anwendungen erstellt. Grundlage der Funktionsräume waren die aktuellen Vorkommen von *Stratiotes aloides* im Projektgebiet als Lebensraum von *Aeshna viridis*. Die verwendeten Ausbreitungsdistanzen (250 m, 500 m, 1.000 m, 4.000 m und 9.000 m) richteten sich nach den oben genannten Beobachtungen in der Literatur.

Berücksichtigt werden muss, dass der HABITAT-Net Algorithmus für terrestrische Lebensräume entwickelt wurde und nicht für aquatische Systeme (Fließgewässer) oder hochmobile Arten. Libellen sind flugfähige/mobile Lebewesen, die in der Lage sind Barrieren auszuweichen und größere Strecken direkt zurückzulegen. Daher ist die Ermittlung der Habitatkorridore nur eine Annäherung an mögliche Wanderungswege, -mechanismen und potentielle Habitate.

Die Vernetzungsanalyse (Abb. 13) zeigt, dass bei einer Distanzklasse von 250 m ein Individuen Austausch nur innerhalb der einzelnen Gebiete mit *Stratiotes aloides*-Beständen stattfindet. Jedoch sind auch innerhalb der Gebiete einzelne Habitate isoliert voneinander, so z. B. die südlichen *Stratiotes aloides*-Bestände in Huntebrück. Bei einer Distanzklasse von 500 m findet ein Individuen Austausch zwischen den Gebieten Bornhorster Huntewiesen und Iprump/Oberhausen statt. Alle anderen Gebiete sind weiterhin voneinander isoliert sowie auch weiterhin einzelne Habitate innerhalb z. B. des Gebiets Huntebrück. Auch bei einer Distanzklasse von 1 km bleiben die bisher isoliert liegenden Gebiete weiterhin voneinander getrennt. Jedoch ist das isolierte Habitat im Süden von Huntebrück nun mit den Habitaten im Norden verbunden. Bei der Distanzklasse 4 km stehen auch die Gebiete Huntorf, Huntebrück und Warfleth sowie Werderland, Niedervieland und Delmenhorst miteinander im Austausch. Eine komplette Vernetzung der einzelnen *Aeshna viridis*-Habitate, zwischen Oldenburg und Bremen, findet in der Distanzklasse 6 km statt. Wie oben genannt kann bei Aeshnidae eher von einer größeren Flugdistanz (4 km und mehr) ausgegangen werden. Trotzdem ist es für eine weitere optimale Vernetzung der Gebiete wünschenswert, wenn neue *Aeshna viridis*-Habitate (= *Stratiotes aloides*- Bestände) zwischen den Gebieten entwickelt werden (s. Kapitel 3.4.3.2 zur Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides*).

Zusammenfassend setzt sich das Artenschutzkonzept mit einer Habitatverbundplanung für *Aeshna viridis* (Abb. 13 sowie die Karten 9 und 10) aus folgenden Punkten zusammen:

- Erhaltung und Optimierung der Lebensräume (*Stratiotes aloides*-Bestände) durch eine angepasste ökologische Grabenunterhaltung
- Erhaltung und Optimierung der Lebensräume (*Stratiotes aloides*-Bestände) durch eine angepasste Bewirtschaftungsweise der umgebenen Landschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen
- Vernetzung der Habitate innerhalb eines Gebietes (Gewässersystems) durch Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides* in geeignete Gewässer
- Vernetzung der Habitate zwischen zwei und mehr Gebieten (Gewässersystemen) durch Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides* in geeignete Gewässer

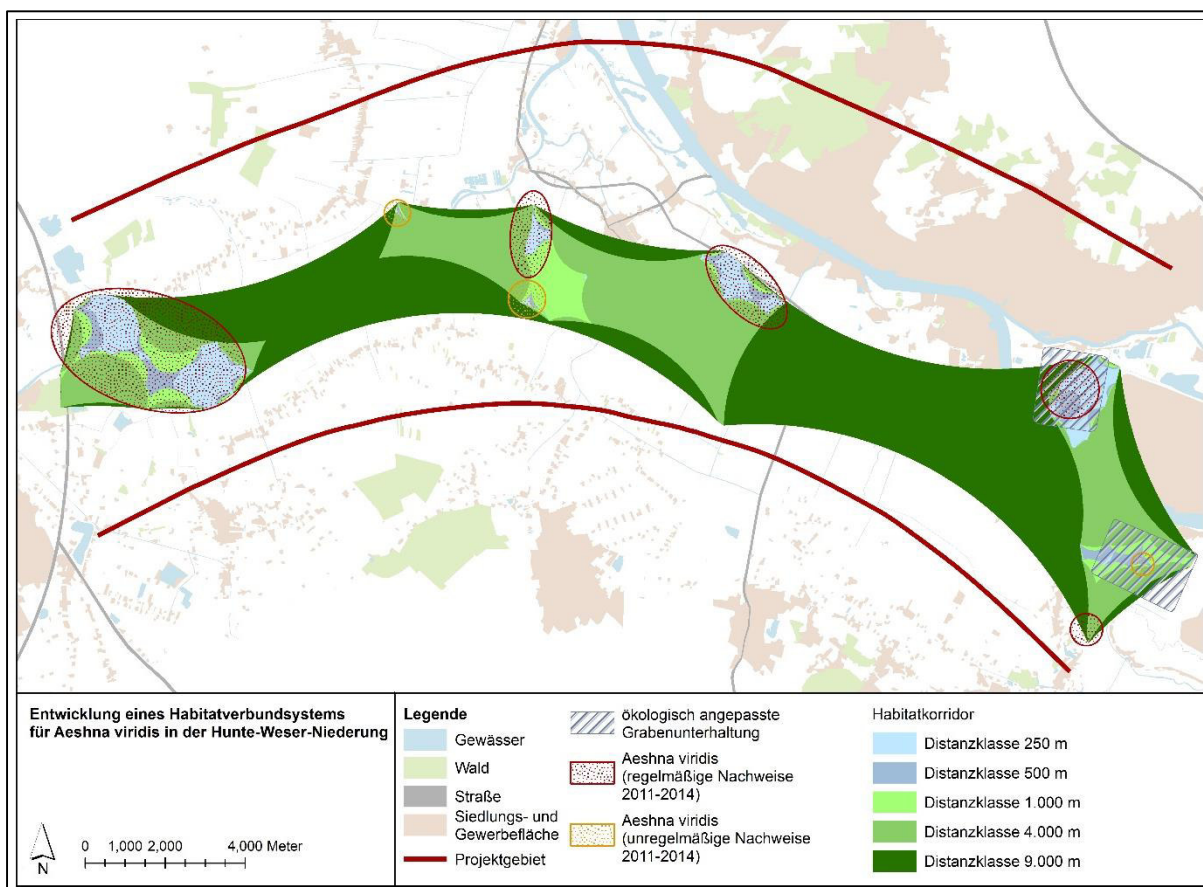


Abb. 13: Ergebniskarte der Vernetzungsanalyse zur Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Aeshna viridis* in der Hunte-Weser-Niederung zwischen Oldenburg und Bremen.

Grundlage für die Erstellung der Habitatkorridorte waren die aktuellen Vorkommen von *Stratiotes aloides* im Projektgebiet.

3.4.5 Fazit *Aeshna viridis*

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass in der Hunte-Weser-Niederung *Stratiotes aloides*-Gräben mit Populationen von *Aeshna viridis* vorkommen und somit die Libelle eine Charakterart der hiesigen *Stratiotes aloides*-Gewässer darstellt. Der Vergleich aktueller *Stratiotes aloides*-Vorkommen mit der früheren Verbreitung der Pflanze zeigt, dass einige der historischen Bestände aktuell nicht mehr existieren, jedoch die aktuellen Pflanzenbestände mit der Verbreitung historischer Bestände übereinstimmt. *Aeshna viridis* konnte in allen acht Teilgebieten nachgewiesen werden. Die nachgewiesenen Exuvienzahlen je Teilgebiet unterscheiden sich jedoch deutlich voneinander. Das Teilgebiet Hollerland wies in allen Untersuchungsjahren die höchsten Exuvienzahlen auf, gefolgt von den Teilgebieten Huntewiesen und Huntebrück sowie den Teilgebieten Delmenhorst und Werderland. Die geringsten Exuvienzahlen wurden in den Teilgebieten Iprump, Warfleth und Huntorf ermittelt.

Die Bedeutung großer und dichter emerser *Stratiotes aloides*-Bestände für *Aeshna viridis* konnte bestätigt und ein Schwellenwert von 20 % Deckungsgrad bzw. von 12 m² *Stratiotes aloides*-Pflanzenbestand ermittelt werden, wenn in der Nachbarschaft ebenfalls Pflanzenbestände vorkommen. Die untersuchten Gräben können als meso- bis eutroph sowie mäßig bis deutlich belastet eingestuft werden. Negativ auf die Bestände von *Stratiotes aloides* kann sich eine Zunahme der Nährstoffeinträge in die Gewässer und damit eine Veränderung der wasserchemischen Bedingungen auswirken. Eutrophierungsgewinner wie *Lemna*-Arten führen durch Lichtkonkurrenz zu einer Verdrängung von *Stratiotes aloides* (SMOLDERS et al. 2003).

Erste Untersuchungen zur Larvalentwicklung zeigen, dass *Aeshna viridis* eine zweijährige Entwicklung durchläuft, bei der die erste Überwinterung als Ei und die zweite Überwinterung als Larve stattfindet.

Der Vergleich der mittleren Exuvienzahl geräumter und nicht geräumter Gräben zeigt keinen statistischen Unterschied, jedoch ist die Exuviensumme in nicht geräumten Gräben deutlich höher als in geräumten. Hohe Individuenzahlen sind überwiegend in Gräben zu finden, die während der zweijährigen Larvalentwicklung nicht geräumt wurden. Für einen dauerhaften Schutz und Erhaltung von *Aeshna viridis* spielt daher die ökologische Grabenunterhaltung nach dem Vorbild Bremens eine wesentliche Rolle. Die Bedeutung der Gewässerunterhaltung wurde im Rahmen des Projekts kommuniziert, jedoch konnte nur bedingt direkter Einfluss auf diese genommen werden. Besonders im NSG Bornhorster Huntewiesen (Stadt Oldenburg) bietet es sich naturschutzfachlich sowie organisatorisch an, das ökologische Grabenräumprogramm aus Bremen für die Erhaltung von *Aeshna viridis* sowie weiteren gefährdeten Arten (Fische und Pflanze) einzuführen. Darüber hinaus ist eine ökologische Grabenunterhaltung der *Stratiotes aloides*-Gräben auch außerhalb der Schutzgebiete für die Erhaltung einer insgesamt artenreichen Libellenfauna sowie weiterer Artengruppen wünschenswert.

Die durchgeführten Wiederansiedlungsmaßnahmen von *Stratiotes aloides* zeigen zum Großteil eine positive Entwicklung. Die Nachweise von *Aeshna viridis*-Exuvien zeigen, dass mit den Pflanzen indirekt auch die Libelle (Larven und/oder Eier) in die Ansiedlungsgewässer gebracht wurde und sich dort erfolgreich entwickelt hat. Darüber hinaus belegen die beobachteten Eiablagen, dass die Pflanzenbestände die von den Weibchen benötigte Struktur (Dichte und Deckungsgrad) aufweisen. Somit ist die Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides* in passende Gewässer als indirekte Methode sehr gut geeignet, um Zielarten (*Aeshna viridis*) genau ausgerichtete Maßnahmen im Rahmen des Artenschutzes zu planen und umsetzen.

Aufbauend auf den Kenntnissen zum Vorkommen und zur Ökologie von *Aeshna viridis* konnten somit erste Maßnahmen im Rahmen eines Artenschutzkonzepts für die Art durchgeführt und ein Habitatverbundsystem geplant werden, dessen Grundlage die Erhaltung, die Optimierung sowie die Vernetzung von *Aeshna viridis*-Habitaten (*Stratiotes aloides*-Beständen) in der Hunte-Weser-Niederung ist.

4 *Coenagrion mercuriale* (Helm-Azurjungfer) und *Coenagrion ornatum* (Vogel-Azurjungfer)

4.1 Artbeschreibung

***Coenagrion mercuriale* (Helm-Azurjungfer)**

FFH-Anhang II; RL D: 2; RL NRW: 2

In Mitteleuropa werden von *Coenagrion mercuriale* am häufigsten kalkhaltige, langsam fließende Gräben und Bäche in Flussauen, Talniederungen und im Hügelland besiedelt (STERNBERG et al. 1999c). Charakteristisch für die Fließgewässer ist eine Quellnähe und/oder Grundwasserbeeinflussung, damit verbunden ein seltenes oder fehlendes Austrocknen, eine geringe bis mittlere Fließgeschwindigkeit, Eisfreiheit im Winter sowie geringe bis mittlere Nährstoff- und hohe Sauerstoffgehalte (BUCHWALD 1994) (Abb. 14). Das Ausbreitungsverhalten der Art kann als „konservativ“ mit geringen Ausbreitungstendenzen und -distanzen eingestuft werden (STERNBERG et al. 1999c). Ihren Verbreitungsschwerpunkt hat *Coenagrion mercuriale* in Süddeutschland (Abb. 5 im Anhang). In Nordrhein-Westfalen kommt die Art ausschließlich im Tiefland vor. Bedeutende Vorkommen liegen im Einzugsbereich von Lippe, Ems und Weser (LANUV NRW 2011a).

Die ökologischen Ansprüche der Art sind gut untersucht (BUCHWALD 1989, 1994). Zur Mobilität und zum Ausbreitungsverhalten der Art liegen Studien aus SW-Deutschland (HUNGER & RÖSKE 2001), England (PURSE et al. 2003; ROUQUETTE & THOMPSON 2007) und der Schweiz (KELLER & HOLDEREGGER 2013) vor.

Deutschland trägt in Europa die Verantwortung für die Sicherung der nordöstlichen Vorkommen von *Coenagrion mercuriale* und für eine mögliche Arealerweiterung nach Norden und Osten (BUCHWALD et al. 2003). Als Schutzziele für Nordrhein-Westfalen werden die Erhaltung, Entwicklung und Verbesserung der Lebensräume der Art genannt (LANUV NRW 2011a).

***Coenagrion ornatum* (Vogel-Azurjungfer)**

FFH-Anhang II; RL D: 1; RL NRW: 1

Von *Coenagrion ornatum* werden langsam fließende, besonnte, sommer- und winterwarme, dauerhaft wasserführende Gräben und Bäche in Grünlandgebieten besiedelt (STERNBERG 1999). Entscheidend für das Vorkommen der Art sind wie auch bei *Coenagrion mercuriale* (s. o.) ganzjährig eisfreie Gewässer, eine ausgeprägte Gewässervegetation, eine geringe Fließgeschwindigkeit sowie ein ausreichender Sauerstoffgehalt (Abb. 14). Eine Ausbreitung der Art ist entlang von Fließgewässern als Leitlinie über einige Kilometer möglich (BUCHWALD 1989; BURBACH et al. 1996). Als südosteuropäische Art erreicht *Coenagrion ornatum* in Norddeutschland ihre nördliche Verbreitungsgrenze (Abb. 6 im Anhang). In Nordrhein-Westfalen sind nur Populationen im Kreis Minden-Lübbecke bekannt (LANUV NRW 2011f).

Populationsbiologische und -ökologische Aspekte sowie Fragen zu Mobilität und Ausbreitungsverhalten der Art sind bisher kaum untersucht worden (BURBACH & ELLWANGER 2006; STERNBERG 1999).

Deutschland trägt in Europa die Verantwortung für die nordwestlichen Vorposten der Art sowie für die Vorkommen im Randbereich des Hauptareals (BURBACH & ELLWANGER 2006). Als Ziel für Nordrhein-Westfalen wird der Schutz aller Vorkommen sowie die Erhaltung, Entwicklung und Verbesserung der Lebensräume der Art genannt (LANUV NRW 2011f).



Abb. 14: Pärchen von *Coenagrion mercuriale* (links) und *Coenagrion ornatum* (rechts) sowie von den Arten besiedelte Gräben im Kreis Minden-Lübbecke.

Fotos: F. Körner, D. Kern, F. Kastner

4.2 Untersuchungsgebiet

Die Entwicklung und Umsetzung eines Artenhilfsprogramms für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* fand in Gewässersystemen des Mindener Flachlands im Kreis Minden-Lübbecke (Nordrhein-Westfalen) statt (Karte 11). Im Einzugsgebiet der Weser und Hunte im Kreis Minden-Lübbecke kommen die beiden Arten in den Gewässersystemen Tiefenriede (FFH-Gebiet Nr. 3516-302), Barlage, Schmalge sowie der Kleinen Aue vor (KASTNER & BUCHWALD 2013). Die Landschaft ist eben bis schwachwellig, geprägt durch eine ackerbauliche Nutzung, eingestreut sind kleinflächige Niedermoore.

Das Projektgebiet unterteilt sich in folgende Teilgebiete:

- FFH-Gebiet Tiefenriede (= Tiefenriede)
- Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss (= Ilwede)
- Mehner Bruch
- Espelkamp

4.3 Methode

Zwischen Ende Mai und Ende Juli 2011 (im Rahmen einer Vorstudie), 2012, 2013 und 2014 (nur einzelne Gewässer) wurden die Populationen von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in Gewässern des Kreises Minden-Lübbecke erfasst (Karte 11). Dabei wurden unterschiedlich lange Gewässerabschnitte² mit bekannten Vorkommen sowie daran angrenzende Gewässer untersucht. Das Teilgebiet Espelkamp wurde in die Vorstudie 2011 nicht einbezogen. Je Gewässerabschnitt sind zwischen einer und neun Begehungen möglichst bei günstigen Witterungsbedingungen (trocken, sonnig und windstill) durchgeführt worden. Konnten Imagines festgestellt werden, wurden Anzahl, Geschlecht und Verhalten notiert.

Um Aussagen zur Habitatnutzung und -qualität sowie der Umgebung treffen zu können, wurden für ausgewählte Abschnitte folgende Parameter erfasst (vgl. BAUMANN 2001; WILDERMUTH 1992):

Gewässervegetation (1x im Sommer)

- Deckungsgrad (%) der gesamten Wasservegetation, der submersen Vegetation und der emersen Vegetation nach der von BARKMAN et al. erweiterten Braun-Blanquet-Skala (DIERSCHKE 1994)
- Deckungsgrad (%) von *Berula erecta* nach der von Barkman et al. erweiterten Braun-Blanquet-Skala (DIERSCHKE 1994)
- Die drei häufigsten Pflanzenarten des Gewässers
- Beschattungsgrad (%) des Gewässers

Gewässermorphologie und Wasserführung (1x im Sommer)

- Gewässerbreite (cm)
- Wassertiefe über Sediment (cm) und Sedimentmächtigkeit (cm)
- Einschnitttiefe (cm) (= Höhenunterschied zwischen Böschungsoberkante und Wasserspiegel)
- ggf. Trockenfallen der Gewässer

Wasserphysik und -chemie (im Frühjahr, Sommer und Herbst/Winter)

- Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit; Konzentration an Sulfat, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Gesamt-Stickstoff und -Phosphat, Magnesium, Calcium und Chlorid

Neben der systematischen Erfassung von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in den vier Teilgebieten wurden weitere Gewässer mit Hinweisen auf die Arten in der Region überprüft.

Für die weitere Auswertung wurden die maximale sowie die mittlere Abundanz gebildet. Um Aussagen über Veränderungen zwischen den Untersuchungsjahren sowie über Unterschiede zwischen den Teilgebieten treffen zu können, sind die Daten mittels Signifikanztests ausgewertet worden. Den statistischen Tests ist ein Signifikanzniveau von 0,05 zugrunde gelegt und folgende Symbolik verwendet worden: n. s. $\geq 0,05$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

² Die untersuchten Gewässerabschnitte reichten jeweils von einer Brücke bzw. Gewässereinmündung bis zur nächsten Brücke oder Gewässereinmündung.

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Aktuelle Verbreitung

Vorkommen der beiden Arten im Kreis Minden-Lübbecke und angrenzenden Gebieten

Nachweise von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* liegen nach der systematischen Erfassung der Teilgebiete sowie der einmaligen Überprüfung von weiteren Gewässern und der Auswertung von Literaturangaben in einer Reihe von Gebieten vor (Tab. 7, Tab. 8, Karte 12 und 13). In acht Gebieten in Nordrhein-Westfalen und acht Gebieten in Niedersachsen gelangen Nachweise von *Coenagrion mercuriale*. *Coenagrion ornatum* konnte in Nordrhein-Westfalen in sechs Gebieten und in Niedersachsen in einem Gebiet festgestellt werden.

Tab. 7: Nachweise von *Coenagrion mercuriale* im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.

Grundlage sind eigenen Daten (Universität Oldenburg) sowie Daten von Werner Clausen, Rolf Busse, Dietrich Kern, Ursel Knacke, dem Naturschutzring Dümmer e.V. sowie die Arbeiten von GESCHKE (2008); RÖHR (2006) und RÖSKE & BUCHWALD (2001).

Nordrhein-Westfalen (Kreis Minden-Lübbecke)				
Gebiet	Jahr	Quelle	Gewässerabschnitte mit Nachweisen	Maximalzahl an Individuen
Espelkamp	2012-2014	eigene Daten	10	762
Getmold	2014	eigene Daten	3	53
Ilwede	2011-2014	eigene Daten	24	2.386
Mehner Bruch	2006 / 2011-2014	RÖHR (2006) / eigene Daten	12	3 / 11
Neuenknick	2008	GESCHKE (2008)	14	ca.1.300
Oppendorf	2010	Werner Clausen	1	2
Oppenwehe	2013-2014	eigene Daten	1	36
Tiefenriede	2011-2014	eigene Daten	18	187
Niedersachsen (LK Diepholz, LK Osnabrück, LK Nienburg, LK Schaumburg)				
Gebiet	Jahr	Quelle	Gewässerabschnitte mit Nachweisen	Maximalzahl an Individuen
Bockhop	2013	Ursel Knacke	1	1
Bohmte	2014	eigene Daten	3	24
Eistrup	2014	eigene Daten	1	27
Hütten	2001 / 2014	RÖSKE & BUCHWALD (2001) / Ursel Knacke	3	96 / 10
Loccum	2013	Ursel Knacke	1	6
Pissing	2011-2014	Naturschutzring Dümmer e.V. / Rolf Busse	15	820 / 2
Sulingen	2010	Dietrich Kern	9	458
Wiedensahl Flecken	2008 / 2014	GESCHKE (2008) / Ursel Knacke	3	4 / 60

Tab. 8: Nachweise von *Coenagrion ornatum* im Kreis Minden-Lübbecke sowie angrenzenden Gebieten.

Grundlage sind eigenen Daten (Universität Oldenburg) sowie Daten von Werner Clausen, dem Naturschutzring Dümmer e.V. sowie die Arbeiten von RÖHR (2006). * mark-recapture-Studie 2014 (s. Kapitel 4.4.4)

Nordrhein-Westfalen (Kreis Minden-Lübbecke)				
Gebiet	Jahr	Quelle	Gewässerabschnitte mit Nachweisen	Maximalzahl an Individuen
Espelkamp	2012-2014	eigene Daten	11	648*
Getmold	2014	eigene Daten	3	5
Ilwede	2011-2014	eigene Daten	26	14
Mehner Bruch	2006 / 2011-2014	RÖHR (2006) / eigene Daten	10	21 / 5
Oppendorf	2008	Werner Clausen	1	1
Tiefenriede	2006 / 2011-2014	RÖHR (2006) / eigene Daten	4	44 / 4
Niedersachsen (LK Diepholz)				
Gebiet	Jahr	Quelle	Gewässerabschnitte mit Nachweisen	Maximalzahl an Individuen
Pissing	2011-2014	Naturschutzring Dümmer e.V.	keine Angabe	17

Die größten Populationen von *Coenagrion mercuriale* im Kreis Minden-Lübbecke wurden in Ilwede gefolgt von Neuenknick und Espelkamp erfasst. Ein Vergleich der Populationen im Kreis Minden-Lübbecke mit anderen Populationen in Nordrhein-Westfalen zeigt, dass diese mit zu den größten gehören (GÖCKING et al. 2007). Das als erloschen geltende Vorkommen im Raum Bohmte in Niedersachsen (NLWKN 2009a) konnte im Rahmen dieser Untersuchung wieder bestätigt werden. Die Population von *Coenagrion mercuriale* an der Pissing ist erst seit 2011 bekannt und kann mit dem Vorkommen in Sulingen zu den individuenreichsten in Niedersachsen gezählt werden. Das Hauptvorkommen von *Coenagrion ornatum* in Nordrhein-Westfalen befindet sich im Teilgebiet Espelkamp und stellt damit für diese Art die Hauptpopulation dar (LANUV NRW 2011f). In Niedersachsen ist der Nachweis der Art an der Pissing der erste seit langem für diese Region (NLWKN 2009b).

Vorkommen der beiden Arten in den vier Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke

Coenagrion mercuriale wurde im Rahmen der Erfassungen in insgesamt 63 Gewässerabschnitten in allen Teilgebieten nachgewiesen. Die maximale Abundanz je Gewässerabschnitt lag 2011 zwischen 0 und 248 Individuen, 2012 zwischen 0 und 455 Individuen, 2013 zwischen 0 und 569 Individuen und 2014 zwischen 0 und 682 Individuen. In den Karten 14 bis 17 sind die Gewässer mit Nachweisen von *Coenagrion mercuriale* gekennzeichnet.

Im Weiteren werden nur die Gewässerabschnitte betrachtet (2011: n = 28, 2012: n = 34, 2013 n = 34), die auf Grund höherer Individuenzahlen oder der Habitatstruktur als für *Coenagrion mercuriale* geeignet erscheinen. Insgesamt sind dies im Teilgebiet Tiefenriede 2.933 m, im Teilgebiet Ilwede 8.834 m, im Teilgebiet Mehner Bruch 2.983 m und im Teilgebiet Espelkamp 2.044 m. Die mittlere Maximalabundanz pro 100 m beträgt 2011 $14,0 \pm 19,3$ Individuen, 2012 insgesamt $21,9 \pm 33,9$ Individuen und 2013 $19,8 \pm 37,3$ Individuen je 100 m. Die mittlere Abundanz liegt 2011

bei $10,5 \pm 11,2$ Individuen, 2012 bei $7,6 \pm 12,9$ Individuen und 2013 bei $7,6 \pm 11,6$ Individuen je 100 m. Der statistische Vergleich der drei Jahre zeigt keine signifikanten Unterschiede in der maximalen und mittleren Abundanz (Abb. 15, Friedman Test $p = 0,08$ n. s. und $p = 0,06$ n. s.).

Der Vergleich der Individuenzahlen von *Coenagrion mercuriale* zwischen den einzelnen Teilgebieten zeigt, dass 2011 sowie 2012 im Teilgebiet Ilwede die höchsten mittleren und maximalen Abundanzen pro 100 m und 2013 im Teilgebiet Espelkamp die höchsten mittleren und maximalen Abundanzen erfasst werden konnten (Tab. 9). Die geringsten mittleren und maximalen Abundanzen pro 100 m wurden im Teilgebiet Mehner Bruch festgestellt (Tab. 9).

Nachweise von *Coenagrion ornatum* gelangen in insgesamt 24 Gewässerabschnitten. Die maximale Abundanz je Gewässerabschnitt lag 2011 zwischen 0 und 3 Individuen (0,0 und 0,4 Individuen / 100 m), 2012 zwischen 0 und 32 Individuen (0,0 und 8,5 Individuen / 100 m), 2013 zwischen 0 und 161 Individuen (0,0 und 27,8 Individuen / 100 m) und 2014 zwischen 0 und 581 (insgesamt markierte Individuen) (0,0 und 100,5 Individuen / 100 m). Die größte Population von *Coenagrion ornatum* konnte im Teilgebiet Espelkamp ermittelt werden (2011: nicht untersucht, 2012: 32 Individuen, 2013: 287 Individuen, 2014: 648 markierte Individuen s. Kapitel 4.4.4). In den anderen drei Teilgebieten wurden jeweils nur einzelne Individuen erfasst. In allen Gewässern, in denen *Coenagrion ornatum* nachgewiesen wurde, kommt auch *Coenagrion mercuriale* vor. In den Karten 18 bis 21 sind die Gewässer mit Nachweisen von *Coenagrion ornatum* dargestellt.

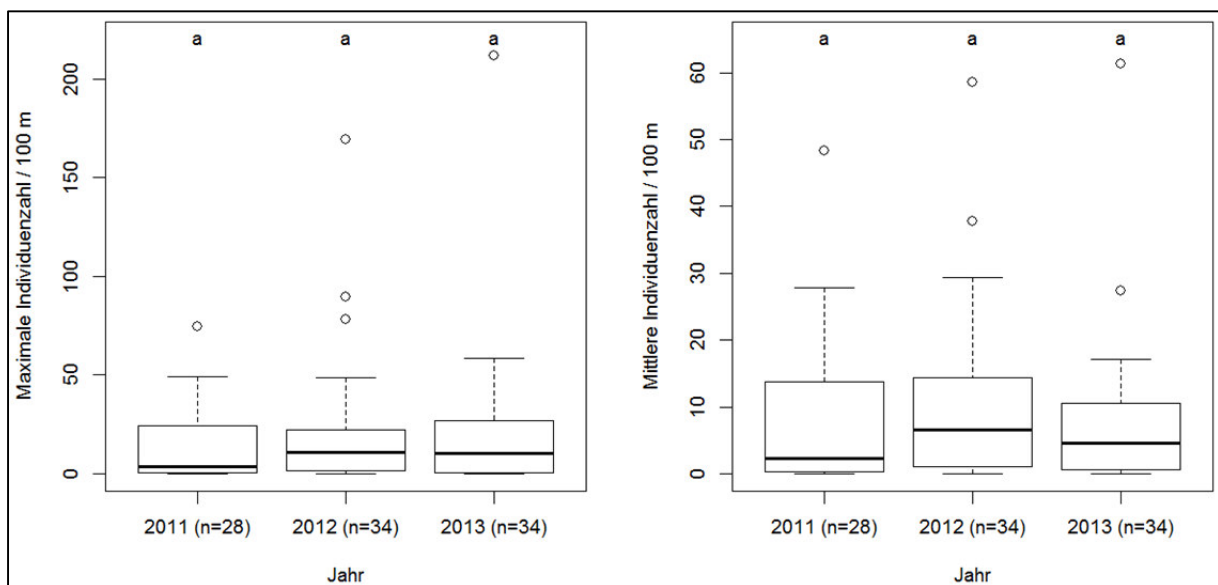


Abb. 15: Boxplot der maximalen Abundanz (links) und mittleren Abundanz (rechts) von *Coenagrion mercuriale* 2011, 2012 und 2013 im Kreis Minden-Lübbecke.

Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren sind gekennzeichnet, Friedman-Test: $p = 0,08$ n. s. und $p = 0,06$ n. s..

Tab. 9: Maximale und mittlere Abundanz von *Coenagrion mercuriale* in den vier Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke 2011, 2012 und 2013.Signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten sind durch Buchstaben gekennzeichnet, Kruskal-Wallis Test $p < 0.05^*$.

Jahr	Teilgebiet	Anzahl Abschnitte	Maximale Abundanz / 100 m				Mittlere Abundanz / 100 m			
			Mittelwert	St.abw.	Min. / Max.		Mittelwert	St.abw.	Min. / Max.	
2011	Ilwede	17	19,7	20,3	0,2 / 74,5	a	11	12,7	0,2 / 48,3	a
2011	Mehner Bruch	7	0,4	0,4	0 / 0,9	b	0,2	0,2	0 / 0,4	b
2011	Tiefenriede	4	13,5	23,8	0,3 / 49,2	a b	4,9	7,3	0,3 / 15,8	a b
2012	Espelkamp	4	14	9,1	5,1 / 22,3	a b	8,8	5,6	2 / 14,4	a
2012	Ilwede	19	35,2	40,5	1,1 / 169,1	a	16	14,5	1,1 / 58,6	a
2012	Mehner Bruch	7	0,3	0,5	0 / 0,1	c	0,1	0,3	0 / 0,7	b
2012	Tiefenriede	4	4,5	3,7	0 / 8,5	b c	3,8	3,6	0 / 8,5	a b
2013	Espelkamp	4	31,6	14,6	10,5 / 43,8	a	15	8,3	9,9 / 27,3	a
2013	Ilwede	19	27,6	47	0,7 / 211,5	a b	10	13,7	0,6 / 61,4	a b
2013	Mehner Bruch	7	0,2	0,3	0 / 0,6	c	0,1	0,2	0 / 0,4	c
2013	Tiefenriede	4	5,5	8,8	0,2 / 18,6	b c	7,7	2,4	0,2 / 5,4	b c

4.4.2 Ökologie

4.4.2.1 Charakterisierung des Lebensraums

Die von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* besiedelten Gewässer im Kreis Minden-Lübbecke können, auch wenn die Nutzungsform der angrenzenden Flächen nur zum Teil Grünland ist, überwiegend als schmale eingeschnittene Wiesenbäche oder -gräben (Entwässerungsgräben) mit breiter Böschung charakterisiert werden. Die Wassertiefe ist gering und liegt im Durchschnitt bei 10 cm. Die Fließgeschwindigkeit ist gering bis mäßig und schwankt zwischen 0,01 m/s und 0,42 m/s. Insgesamt zeichnen sich die Gewässer durch eine geringe Beschattung aus. Der Beschattungsgrad schwankt zwischen 0 % (unbeschattet) und 80 % (stark bis fast komplett beschattet). Der mittlere Deckungsgrad der Gewässervegetation beträgt 75 bis 100 %. Die submerse Vegetation weist eine große Amplitude auf und ist mit Deckungsgraden zwischen 0 % und 87,5 % je Gewässerabschnitt unterschiedlich gut ausgebildet, mit einem mittleren Deckungsgrad von $29,9 \pm 27,8$ % (Klasse 25 bis 50 %) (Tab. 10). Besonders häufig findet sich *Elodea* spp.. Ein Großteil der submersen Vegetation wird von den untergetauchten Teilen der ansonsten emers wachsenden Arten gebildet. Die emerse Vegetation setzt sich zum Großteil aus *Berula erecta*, *Phalaris arundinacea* und *Sparganium* spp. zusammen und schwankt zwischen 20 % und 87,5 % je Gewässerabschnitt, bei einem mittleren Deckungsgrad von $69,1 \pm 21,8$ (Klasse 50 bis 75 %). Die charakteristische Pflanze *Berula erecta* weist einen sehr unterschiedlich starken Deckungsgrad in den Gewässerabschnitten von 0 % bis 87,5 % auf (Tab. 10).

Zusammenfassend können die in der Literatur (BUCHWALD 1989, 1994; BURBACH et al. 1996; BURBACH & WINTERHOLLER 2001; SERFLING et al. 2004) beschriebenen Merkmale (besont, fließend, wintergrüne Wasservegetation) der Habitate von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* bestätigt werden.

Tab. 10: Ergebnis der Vegetationserfassung von *Coenagrion mercuriale*-Gewässern im Kreis Minden-Lübbecke 2011, 2012 und 2013.

Vegetationsdeckung nach der BERKMANN et al. erweiterte Braun-Blanquet Skala (DIERSCHKE 1994): 0.1 % = 1 Individuum
 Deckung < 5 %, 0.1 % = 2 bis 6 Individuen Deckung < 1 %, 2.5 % = 6 bis 50 Individuen Deckung 1 bis 5 %, 2.5 % = > 100
 Individuen Deckung < 5 %, 8.8 % = Deckung 5 bis 12.5 %, 20.0 % = Deckung 12.5 bis 25 %, 37.5 % = Deckung 25 bis 50 %,
 62.5 % = Deckung 50 bis 75 %, 87.5 % = Deckung 75 bis 100 %.

* = Gewässer mit 0 % Deckung der submersen Vegetation waren bei der Aufnahme ohne Wasser.

	Anzahl Aufnahmen	Mittelwert ± St.abw.	Median	Minimum / Maximum
Deckungsgrad (%) der submersen Vegetation	82	29,9 ± 27,8	87,5 (75 bis 100 %)	0,0 * / 87,5
Deckungsgrad (%) der emersen Vegetation	82	69,1 ± 21,8	87,5 (75 bis 100 %)	20,0 / 87,5
Deckungsgrad (%) offener Boden	82	15,2 ± 23,6	2,5 (< 5 %)	0,0 / 87,5
Deckungsgrad (%) von <i>Berula erecta</i>	96	24,7 ± 23,1	20,0 (12,5 bis 25 %)	0,0 / 87,5

Wasserchemie und -physik

Die Gewässer zeichnen sich durch einen neutralen pH-Wert, im Mittel zwischen $7,5 \pm 0,3$ und $7,9 \pm 0,5$ aus. Die mittlere Leitfähigkeit im Jahresverlauf liegt zwischen $659 \pm 132 \mu\text{s/cm}$ und $767 \pm 91 \mu\text{s/cm}$. Der Mittlere Sauerstoffgehalt im Gewässer lag im Jahresverlauf bei $15 \pm 3 \text{ mg/l}$ bzw. $123 \pm 20 \%$ im Frühjahr, $6 \pm 3 \text{ mg/l}$ bzw. $63 \pm 28 \%$ im Sommer und $11 \pm 2 \text{ mg/l}$ bzw. $86 \pm 18 \%$ im Herbst. Nach LAWA (1998) können die Gewässer anhand des Sauerstoffgehalts als anthropogen unbelastet (Güteklasse I) bis hoch belastet (Güteklasse III - IV) eingestuft werden. Die Wassertemperatur erreichte maximale Werte im Frühjahr von $18,1 \text{ }^\circ\text{C}$, im Sommer von $24,4 \text{ }^\circ\text{C}$ und im Herbst von $9,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Die minimale Temperatur lag im Frühjahr bei $2,7 \text{ }^\circ\text{C}$, im Sommer bei $16,7 \text{ }^\circ\text{C}$ und im Herbst bei $2,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Die mittlere Wassertemperatur über alle Messungen beträgt $10,4 \pm 6,8 \text{ }^\circ\text{C}$. Der mittlere Magnesiumgehalt liegt zwischen $9,3 \pm 3,5 \text{ mg/l}$ (Sommer) und $11,2 \pm 3,5 \text{ mg/l}$ (Herbst) und der mittlere Calciumgehalt zwischen $87,1 \pm 16,9 \text{ mg/l}$ (Sommer) und $123,5 \pm 49,1 \text{ mg/l}$ (Herbst). Daraus ergibt sich eine mittlere Gesamthärte zwischen $2,3 \text{ mmol/l}$ und $3,4 \text{ mmol/l}$ bzw. $13 \text{ }^\circ\text{dH}$ und $19 \text{ }^\circ\text{dH}$. Der mittlere Hydrogencarbonatgehalt im Untersuchungszeitraum liegt zwischen $144,3 \pm 35,7 \text{ mg/l}$ (Frühjahr) und $205,4 \pm 25,1 \text{ mg/l}$ (Herbst). Die mittlere Carbonathärte schwankte zwischen $2,5 \text{ mmol/l}$ und $3,6 \text{ mmol/l}$ bzw. $7 \text{ }^\circ\text{dH}$ und $10 \text{ }^\circ\text{dH}$.

Die Messergebnisse für Gesamt Stickstoff, Ammonium, Nitrit, Nitrat, gesamt Phosphat, Phosphat sowie Sulfat und Chlorid im Frühjahr, Sommer und Herbst/Winter sind in Tab. 11 zusammengefasst.

Die wasserchemischen Untersuchungen ergeben für die Gewässer eine Güteklasse nach LAWA (1998) zwischen anthropogen unbelastet (Güteklasse I) und anthropogen sehr hoch belastet (Güteklasse IV). Der Median beträgt im Frühjahr und Herbst Güteklasse II (mäßige Belastung) und im Sommer Güteklasse II - III (deutliche Belastung). Die Ergebnisse der hydrochemischen und physikalischen Messung für die einzelnen Teilgebiete sind in Tab. 4 und Tab. 5 im Anhang aufgeführt. Der Median der Gewässergüte (LAWA 1998) liegt für die Teilgebiete Tiefenriede, Ilwede und Espelkamp bei Güteklasse II (mäßige Belastung) und im Mehner Bruch bei II - III (deutliche Belastung). Zusammenfassend können die untersuchten Gewässer in Minden-Lübbecke als eutroph und mäßig bis deutlich belastet eingestuft werden.

Als besonders wichtig für die Larven von *Coenagrion mercuriale* wird ein hoher Sauerstoffgehalt genannt (BUCHWALD 1989; STERNBERG et al. 1999c). Im Untersuchungsgebiet liegt dieser im Jahresverlauf im Mittel zwischen 6 und 15 mg/l und 63 bis 123 % und damit über den in der Literatur genannten Minimalwerten von 2,5 - 3 mg/l sowie im Bereich des genannten Sauerstoffgehalts von 66 - 90 %. Die Gewässer in Minden-Lübbecke sind neutral bis leicht basisch; der pH-Wert wie auch die Leitfähigkeit liegen im Bereich der von BUCHWALD (1989) und STERNBERG et al. (1999c) genannten Werte und stimmen mit den Angaben von RÖHR (2005) für den Raum Münster überein. Die Gewässer können anhand der Gesamthärte als mittelhart bis hart sowie anhand der Carbonathärte als mäßig kalkhaltig eingestuft werden und bestätigen damit die Bevorzugung kalkhaltiger Gewässer (STERNBERG et al. 1999c). Für die *Coenagrion mercuriale*-Gewässer im Raum Münster gibt RÖHR (2005) eine Gewässergüte von II (mäßige Belastung) bis II - III (deutliche Belastung) an. STERNBERG et al. (1999c) beschreiben die *Coenagrion mercuriale*-Gewässer als nährstoffarm bis mäßig nährstoffreich bei einer Güteklasse von I - II bis II selten II - III. Der hier ermittelte Median der Gewässergüteklasse stimmt mit diesen Werten weitestgehend überein, jedoch überschreiten einzelne Werte die in der Literatur genannten.

Tab. 11: Ergebnisse der hydrochemischen Messungen für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2011, 2012 und 2013 in ausgewählten Gewässern in Minden-Lübbecke.

Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998): I= anthropogen unbelastet, I - II= sehr geringe Belastung, II= mäßige Belastung, II - III= deutliche Belastung, III= erhöhte Belastung, III - IV= hohe Belastung, IV= sehr hohe Belastung.

Parameter	Datum	Anzahl Messungen	Mittelwert	St.abw.	Min.	Max.	Güteklasse (LAWA)
Ammonium (NH ⁴⁺) [mg/l]	Frühjahr	45	0,217	0,556	0,050	3,535	II
	Sommer	59	0,421	0,816	0,039	3,793	III
	Herbst	65	0,333	1,472	0,039	11,964	II
Nitrit (NO ²⁻) [mg/l]	Frühjahr	62	0,105	0,105	0,020	0,677	II
	Sommer	59	0,083	0,143	0,016	0,790	II
	Herbst	65	0,107	0,110	0,016	0,770	II
Nitrat (NO ³⁻) [mg/l]	Frühjahr	45	55,907	11,393	34,507	78,022	III - IV
	Sommer	59	2,649	1,896	0,865	10,680	I - II
	Herbst	65	36,253	32,410	2,243	98,087	III - IV
ges. Stickstoff (N) [mg/l]	Frühjahr	62	11,266	3,973	2,645	18,175	III - IV
	Sommer	60	1,803	1,342	0,725	7,718	II - III
	Herbst	65	8,906	7,613	0,887	27,475	III - IV
Phosphat (PO ₄ ³⁻) [mg/l]	Frühjahr	45	0,134	0,095	0,018	0,363	II
	Sommer	59	0,151	0,158	0,015	0,650	II - III
	Herbst	65	0,139	0,154	0,018	0,618	II - III
ges. Phosphat (P) [mg/l]	Frühjahr	62	0,076	0,032	0,024	0,180	II
	Sommer	60	0,121	0,115	0,022	0,600	II
	Herbst	65	0,068	0,052	0,016	0,241	II
Sulfat (SO ₄ ²⁻) [mg/l]	Frühjahr	45	74,126	26,437	41,800	142,214	II - III
	Sommer	60	74,681	32,796	33,225	194,963	II - III
	Herbst	65	97,507	36,300	43,275	207,623	II - III
Chlorid (Cl) [mg/l]	Frühjahr	62	50,548	11,837	32,281	89,502	II
	Sommer	58	55,086	17,135	39,549	129,752	II
	Herbst	44	59,705	17,904	37,297	120,712	II

4.4.3 Ausbreitungs- und Wanderungsverhalten von *Coenagrion mercuriale*

Methodik

Zwischen Anfang Juni und Ende Juli 2011 (im Rahmen einer Vorstudie) sowie 2012 und 2013 fanden in den zwei Gebieten Tiefenriede und Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss mark-recapture-Studien statt. In ausgewählten Gewässern (Tiefenriede 400 m, Ilwede 1.117 m und Großer Diekfluss 1.531 m) wurde *Coenagrion mercuriale* innerhalb von eingemessenen 25 m-Abschnitten gefangen und individuell mittels wasserfestem Filzschreiber markiert sowie im Anschluss daran wieder frei gelassen (Abb. 16). Für jedes Tier wurden die individuelle Nummer sowie Geschlecht und Standort protokolliert. Die Gewässer, in denen Imagines markiert worden waren, sowie die angrenzenden Gewässer wurden regelmäßig auf markierte Individuen hin kontrolliert. Konnte ein markiertes Individuum wiedergefangen werden, so wurden die Nummer, das Geschlecht und der Standort notiert.



Abb. 16: Individuell markiertes *Coenagrion mercuriale* Männchen.

Foto: F. Körner

Im Rahmen der Auswertung wurden folgende Parameter berechnet (nach PURSE et al. 2003):

L: = netto-Wanderungsentfernung zwischen erstem und letztem Fang (m)

T: = Zeit zwischen erstem und letztem Fang (Tage)

Wurde ein Individuum an einem Tag mehrfach gefangen, so ist nur der erste Wiederfang in die Auswertung eingegangen. Die Wanderungsentfernung L wurde als hypothetische Wanderung in Luftlinie mittels GIS ermittelt (Abb. 17).

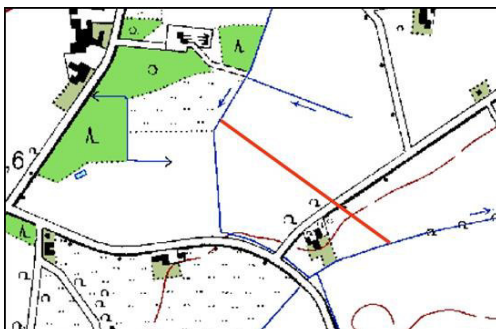


Abb. 17: Berechnung der Wanderungsentfernung L als hypothetische Wanderung in Luftlinie.

Kartengrundlage: DTK25; Kreis Minden-Lübbecke

Ergebnisse

Insgesamt konnten in den drei Untersuchungsjahren 14.122 Individuen von *Coenagrion mercuriale* markiert werden, davon 75 % Männchen und 25 % Weibchen (Chi²-Test $p < 0,001^{***}$). Zwischen den einzelnen Gebieten besteht ein signifikanter Unterschied in der Anzahl der markierten Individuen (Chi²-Test $p < 0,001^{***}$) (Tab. 12).

Tab. 12: Gesamtzahl der individuell markierten Individuen von *Coenagrion mercuriale* in den Teilgebieten 2011, 2012 und 2013.

Gebiet	Männchen	Weibchen	Gesamtindividuen
Tiefenriede	969	299	1.268
Ilwede	8.184	2.601	10.785
Großer Diekfluss	1.460	609	2.069
Alle Gebiete	10.613	3.509	14.122

Wiedergefangen wurden insgesamt 4.445 Individuen (31,5 %), davon 4.012 Männchen (90 %) und 433 Weibchen (10 %). Die Wiederfangrate der Männchen beträgt 38 % und die der Weibchen 12 %. Die Anzahl wiedergefangener Individuen in den einzelnen Gebieten unterscheidet sich signifikant (Chi²-Test $p < 0,001^{***}$) (Abb. 18). Die Zeit zwischen erstem und letztem Fang beträgt zwischen 1 Tag und maximal 42 Tagen. Bei insgesamt 61,4 % der Individuen beträgt diese Spanne bis zu 10 Tagen und bei 0,8 % der Individuen 30 Tage und mehr. Die mittlere Zeitspanne liegt bei 10 ± 7 Tagen.

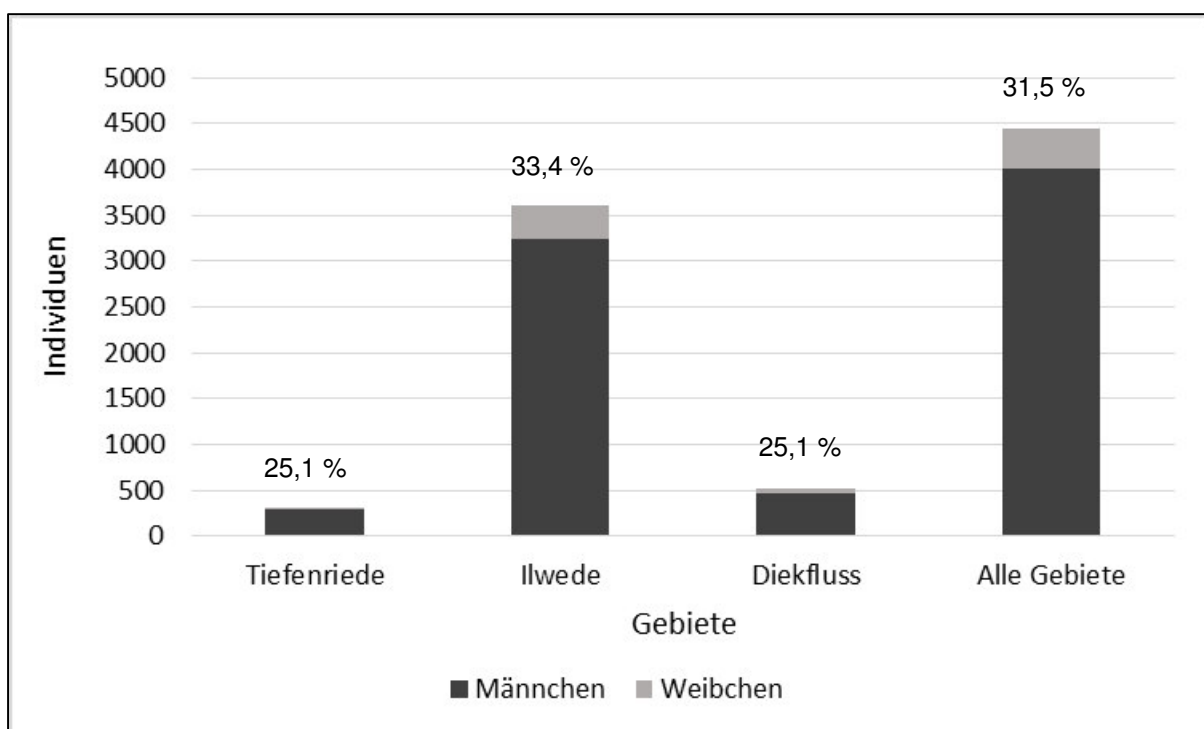


Abb. 18: Anzahl wiedergefangener Individuen von *Coenagrion mercuriale* in den drei Teilgebieten (2011, 2012 und 2013) mit Angabe der Wiederfangrate.

Ein Großteil der wiedergefangenen Individuen hat nur eine geringe Entfernung zurückgelegt, bei 79 % der Individuen liegt die Wanderungstrecke < 100 m (Abb. 19). Innerhalb ihres Markierungsabschnitts (0 bis 25 m Wanderungsentfernung) sind 26 % der Individuen verblieben, während 1 % der Individuen eine Wanderungsentfernung von > 1 km zurückgelegt hat. Die maximal zurückgelegte Entfernung beträgt bei der hypothetischen Wanderung in Luftlinie für Männchen 6.618 m und für Weibchen 5.732 m. Die mittlere Wanderungsentfernung für die im Gebiet Tiefenriede markierten Individuen liegt bei 529 ± 1.564 m, für die in Ilwede markierten Tiere bei 82 ± 252 m und für die am Großen Diekfluss markierten Individuen bei 69 ± 151 m. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Gebieten besteht nicht (Kruskal-Wallis-Test: $p = 0,096$ n. s.).

Insgesamt 27 der markierten Tiere aus dem Gebiet Tiefenriede sind in das Gebiet Ilwede gewandert, vier Individuen aus dem Gebiet Ilwede sind in das Gebiet Tiefenriede geflogen, und 11 Individuen sind aus dem Gebiet Ilwede in das Gebiet Großer Diekfluss gewandert.

Zusammenfassend kann aufgrund bisheriger Analyse festgestellt werden, dass sich *Coenagrion mercuriale* hinsichtlich ihrer Ausbreitungstendenz insgesamt sehr konservativ verhält. Jedoch legen einzelne Individuen Maximaldistanzen von bis zu ca. 6,6 km zurück. Die Art wandert dabei offenbar ebenso entlang von Gräben und Bächen (= linearen Landschaftselementen) als auch „über Land“ (also ohne diese durchgängigen linearen aquatischen „Leitlinien“ zu nutzen).

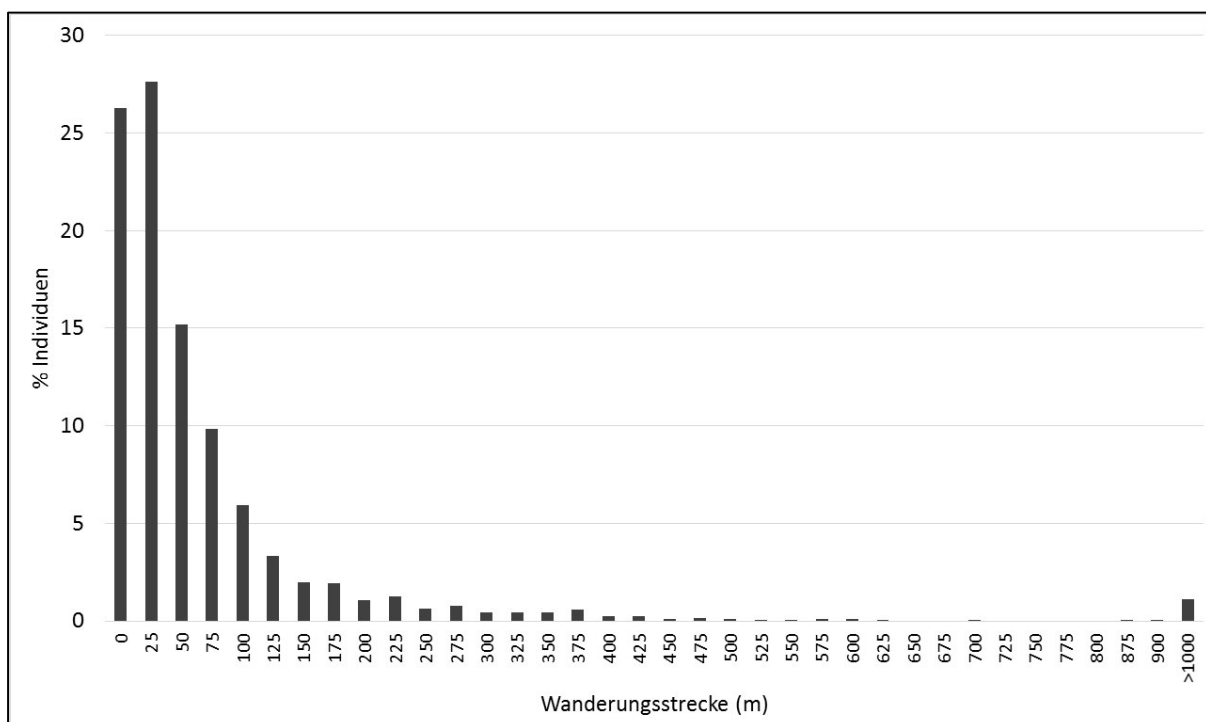


Abb. 19: Wanderungsentfernung (berechnet nach hypothetischer Wanderung in Luftlinie) in 25 m-Klassen aller wiedergefangenen *Coenagrion mercuriale*-Individuen 2011, 2012 und 2013.

Ein erster Vergleich der Ergebnisse mit anderen Arbeiten, bei denen ebenfalls mark-recapture-Studien mit *Coenagrion mercuriale* durchgeführt wurden, zeigt, dass in dieser Untersuchung eine größere mittlere Wanderungsentfernung festgestellt werden konnte sowie ein geringerer Anteil der Individuen weniger als 50 m zurücklegten (Tab. 13). Der Vergleich zeigt ebenfalls, dass mit zunehmender Größe des Untersuchungsgebietes die nachgewiesene maximale Ausbreitungsdistanz steigt. Im Rahmen dieser Untersuchung konnten außerdem die größten maximalen Wanderungsentfernungen aller bisherigen Studien zu *Coenagrion mercuriale* ermittelt werden.

Tab. 13: Vergleich durchgeführter mark-recapture-Studien zu *Coenagrion mercuriale*.

¹ Markierung mit UV fluoreszierender Farbe und nächtlicher Suche; ² < 25 m (M / W)

	Universität Oldenburg	HUNGER & RÖSKE (2001) ¹	PURSE et al. (2003)	ROUQUETTE & THOMPSON (2007)	KELLER & HOLDEREGGER (2013)
Anzahl Untersuchungsjahre	3	2	1	1	1
Markierte Individuen	14.122	545	4.935	8.708	455
Wiederfangrate (%)	31,5	35	29,5	29	48
Maximale Lebensdauer (Tage)	42	16	-	29	36
Mittlere Lebensdauer (Tage)	10	-	4-6	-	9
Mittelwert Wanderungsentfernung Luftlinie (m)	113	-	46 bis 98	33,2	-
Anteil Individuen mit Wanderung unter 50 m (%)	53,9	-	39 / 59 ²	65,70	-
Maximale Strecke (Luftlinie) (m)	6.618	300	1.060	1.790	500
Maximale Untersuchungsstrecke (km)	9	0,9	1,5	3,5	-

4.4.4 Ausbreitungs- und Wanderungsverhalten von *Coenagrion ornatum*

Aufbauend auf der mark-recapture-Studie zu *Coenagrion mercuriale* (Kapitel 4.4.3) wurde von Mitte Mai bis Ende Juli 2014 im Rahmen der Masterarbeit von K. Hensel (HENSEL in Vorbereitung) das Wanderungsverhalten von *Coenagrion ornatum* an der Kleinen Aue bei Espelkamp untersucht. Auf einer Untersuchungsstrecke von ca. 1,6 km wurden die Tiere innerhalb von 25 m-Abschnitten gefangen, individuell markiert sowie im Anschluss daran wieder freigelassen.

Insgesamt konnten 648 Individuen (404 Männchen und 244 Weibchen) von *Coenagrion ornatum* markiert und 189 Individuen (139 Männchen und 50 Weibchen) wiedergefangen werden. Die Wiederfangquote beträgt 29,2 %. Die Zeit zwischen erstem und letztem Fang liegt zwischen 1 Tag und maximal 29 Tagen und beträgt im Mittel 8 Tage. Der überwiegende Teil der wiedergefangenen Tiere hat nur eine geringe Entfernung zurückgelegt. 15 % der Individuen sind innerhalb ihres Markierungsabschnitts geblieben (0 bis 25 m Wanderungsentfernung). Zwischen 26 und 100 m haben 51 % der Individuen zurückgelegt und zwischen 101 m und 1 km haben 35 % der Individuen zurückgelegt. Die maximal ermittelte Entfernung in Luftlinie beträgt bei den Männchen 505 m und bei den Weibchen 997 m.

Aktuell liegen so gut wie keine Studien zum Ausbreitungsverhalten von *Coenagrion ornatum* vor. In der Literatur findet sich bisher nur der Hinweis, dass markierte Tiere bis zu 700 m Luftlinie weit geflogen sind (BURBACH et al. 1996).

4.4.5 Praktische Maßnahmen im Rahmen des DBU-Projekts

4.4.5.1 Gewässerunterhaltung

Für die dauerhafte Erhaltung der Populationen von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* spielt eine an die Ansprüche der Larven und Imagines angepasste Pflege und Unterhaltung der Gewässer eine entscheidende Rolle. Eine zu intensive oder aber eine ausbleibende Gewässerunterhaltung gilt als eine wesentliche Gefährdungsursache der beiden Arten in NRW (GÖCKING et al. 2007; LANUV NRW 2011a; 2011f). Eine ökologische Gewässerunterhaltung für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* berücksichtigt die Böschungsmahd und Entkrautung (Zeitpunkt vor dem 15. Mai vor Beginn der Flugzeit, zweite Mahd ab August wenn nötig, Schnitthöhe mind. 10 cm über der Gewässersohle, Entfernen des Mähguts aus dem Gewässer) sowie die Sohlenräumung (nicht häufiger als alle fünf Jahre, abschnittsweise mit Löffelbagger) (GÖCKING et al. 2007; STERNBERG et al. 1999a).

Der frühe Zeitpunkt der Mahd (Ende April bis Anfang Mai) vor Beginn der Flugzeit ermöglicht es, dass die Gewässervegetation zum Zeitpunkt der Flugzeit wieder nachgewachsen ist und so den Tieren vertikale Strukturelemente (i. d. R. die Vegetation) für Schlupf und Eiablage zur Verfügung stehen (Abb. 20). Findet eine Mahd mitten in der Flugzeit (Juni/Juli) statt, so fallen diese wichtigen Strukturelemente weg, und es kommt zu Verlusten von Imagines bei der Mahd. Darüber hinaus spielt eine ausgebildete Böschungsvegetation als Nahrungs- und Rasthabitat eine wichtige Rolle.

An den Gewässern des FFH-Gebiets Tiefenriede findet eine an die Ansprüche der Arten angepasste Gewässerunterhaltung mit Vorgaben für Böschungsmahd und Sohlenräumung zur Erhaltung und Entwicklung der Population seit 2003 statt (KREIS MINDEN-LÜBBECKE 2003). Ebenso wird in einigen Gewässern im Teilgebiet Mehner Bruch seit mehreren Jahren eine vorzeitige Böschungsmahd zum Schutz beider Arten durchgeführt (schriftl. Mitt. Wasserverband Große Aue). Aufbauend auf der schon stattfindenden angepassten Gewässerunterhaltung wurde das Gewässersystem um das Gebiet Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss sowie einige Gewässerabschnitte im Bereich Mehner Bruch erweitert (Karte 22). Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Böschungsmahd mit kombinierter Entkrautung mit „Dreibein“ und Balkenmäher vor dem 15. Mai sowie - wenn nötig - einer zweiten Mahd ab August (Abb. 7 im Anhang). Ein Abtransport des Mähguts ist logistisch leider nicht umsetzbar, da die landwirtschaftlichen Nutzflächen direkt an die Gewässer angrenzen. Um ausschließen zu können, ob durch die Mäharbeiten Ende April/Anfang Mai eventuell Vögel und Säugetiere - die sich in der Gewässerböschung aufhalten - zu Schaden kommen, wurden die Mäharbeiten 2013 und 2014 von einer weiteren Person begleitet, die vor den Mähfahrzeugen an der Böschung entlang ging. Im Rahmen dieser Mahdbegleitung konnten bis auf einzelne flüchtende Stockenten keine Tiere im Gewässerprofil gesichtet werden.

Für die dauerhafte Erhaltung der großen und überregional bedeutenden Populationen von *Coenagrion mercuriale* sowie um die einzigen Populationen von *Coenagrion ornatum* in Nordrhein-Westfalen dauerhaft zu sichern und zu erhalten, spielt eine Fortführung der angepassten Gewässerunterhaltung sowie deren Ausdehnung auf die weiteren von den Arten besiedelten Gebieten (Getmold, Neuenknick und Oppenwehe) eine wichtige Rolle.



Abb. 20: Gewässerunterhaltung (vor Flugzeit). Durch die frühe Mahd sind während der Flugzeit ausreichend große und hohe Vegetationsbestände für Schlupf und Eiablage der beiden Libellenarten vorhanden.

Fotos: F. Kastner und F. Körner

4.4.5.2 Gehölzreduzierung

Sowohl *Coenagrion mercuriale* als auch *Coenagrion ornatum* sind Arten, die aufgrund ihrer hohen Wärmeansprüche (Imagines und Larven) nur dauerhaft besonnte Gewässer besiedeln (STERNBERG 1999; STERNBERG et al. 1999c). Nach LANUV NRW (2011a, f) und GÖCKING et al. (2007) ist die Beschattung der Gewässer durch Ufergehölze ein weiterer Gefährdungsfaktor in NRW.

Um eine Beeinträchtigung durch Gehölzbeschattung sowie eine Barrierewirkung der Gehölze auf die Populationen beider Arten zu verringern, wurden im Bereich Ilwede einzelne Gehölzbestände im Frühjahr 2013 entfernt (Abb. 8 im Anhang, Karte 23). Im Rahmen einer Geländebegehung im Dezember 2012 mit Mitarbeitern des Kreises Minden-Lübbecke wurde diese Maßnahme naturschutzfachlich abgestimmt.

Der von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* besiedelte Bereich im Teilgebiet Espelkamp befindet sich im renaturierten Bereich der Kleinen Aue. Ziel dieser Renaturierung (2002 bis 2009) war die Umgestaltung der Kleinen Aue in ein naturnahes Fließgewässer. Aufgrund der nun stattfindenden natürlichen Gewässerentwicklung ist es zu starken Gehölzentwicklungen (überwiegend Erlen, vereinzelt Weiden) gekommen. Durch das Gehölzaufkommen nimmt die Gewässerbeschattung zu und stellt so einen deutlichen Gefährdungsfaktor für beide Arten dar. Im Frühjahr 2013 fand daraufhin ein Gehölzrückschnitt statt (Abb. 9 im Anhang, Karte 23). Jedoch reicht dieser für eine dauerhafte Sicherung der Populationen auf lange Sicht nicht aus. Dies wird durch die Verteilung der Individuen von *Coenagrion ornatum* und die Angabe des jeweiligen Gehölzdeckungsgrads je 25 m entlang eines Teils des Renaturierungsabschnitts 2014 deutlich (Abb. 21). Der Schwerpunkt der Individuenverteilung in den gering bis gar nicht von Gehölzen beschatteten Abschnitten (Deckung < 10 %) ist eindeutig zu erkennen.

Um die große Populationen von *Coenagrion mercuriale* sowie die einzige stabile Population von *Coenagrion ornatum* in NRW dauerhaft zu sichern und zu erhalten, spielt daher eine dauerhafte Reduzierung der aufkommenden Gehölze entlang der Kleinen Aue bei Espelkamp eine entscheidende Rolle. Nur so können die besonnten Gewässerabschnitte, die beide Arten benötigen, dauerhaft erhalten werden.

Die Forderung nach einem regelmäßigen Gehölzrückschnitt steht im Widerspruch zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Diese hat als Ziel, alle Oberflächengewässer in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen bzw. diesen bei stark veränderten Gewässern anzustreben. Die Ziele der WRRL sind prozessorientiert, wohingegen die FFH-RL neben dem Prozessschutz auch konservierende Ziele beinhaltet; somit kann es zu unterschiedlichen Zielsetzungen zwischen den beiden Richtlinien kommen (HÜBNER 2007). Zielabweichungen können unter anderem bei Arten gehölzfreier Gewässerabschnitte (z. B. *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*) auftreten. In NATURA 2000-Gebieten haben die FFH-Schutzgüter auch nach der WRRL Vorrang. Für das Vorkommen von Arten der Anhänge II und IV der FFH-RL außerhalb von NATURA-2000 Gebieten sollten diese aufgrund ihres Schutzes nach dem BNatSchG als streng geschützte Arten berücksichtigt werden (HÜBNER 2007).

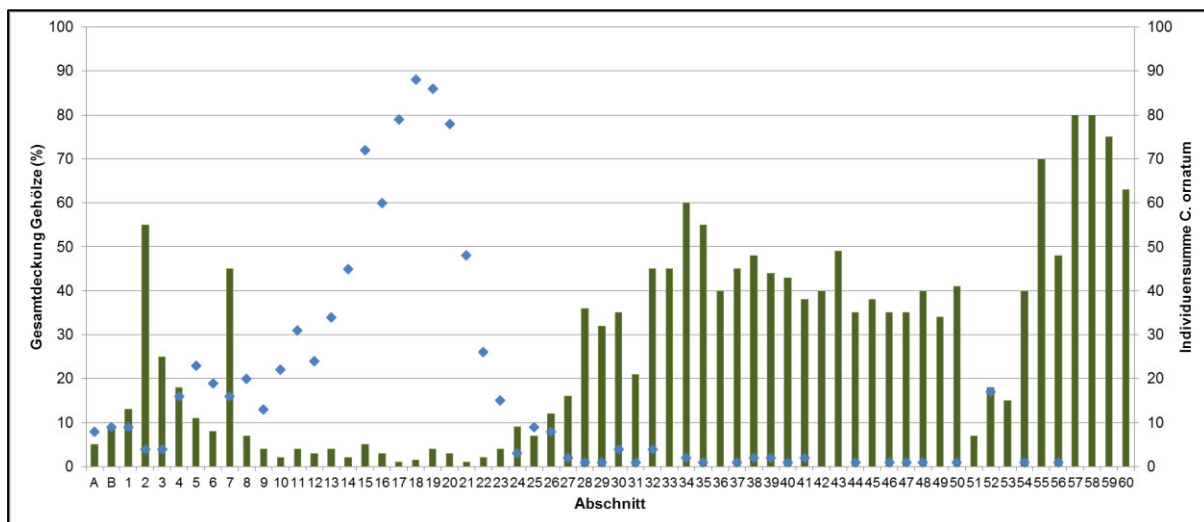


Abb. 21: Gesamtddeckungsgrad der Gehölze (%) je 25 m-Abschnitt sowie die Individuumsumme von *Coenagrion ornatum* an der Kleinen Aue bei Espelkamp im Sommer 2014.

In grün ist dargestellt der jeweilige Gehölz-Deckungsgrad und in blau die Individuumsumme von *Coenagrion ornatum*.

4.4.6 Eutrophierung der Gewässer im Untersuchungsgebiet

Im Frühjahr 2013 konnte in einigen Gewässern im Bereich Ilwede nach Starkregenereignissen ein extremes Wachstum von Grünalgen beobachten werden (Abb. 22). Vermutlich sind noch nicht gebundene Nährstoffe mit dem Oberflächenabfluss in die Gewässer gelangt und haben das enorme Algenwachstum begünstigt. Darüber hinaus spielt das Problem von N-Eintrag und Eutrophierung im Rahmen der Landnutzung (Maisanbau für Biogasanlagen sowie Errichtung von Maststallanlagen) eine große Rolle. Daher wird im Folgenden genauer auf die Auswirkungen für die Lebensräume der beiden Arten eingegangen.



Abb. 22: Von *Coenagrion mercuriale* besiedeltes Gewässer im Teilgebiet Ilwede (Kreis Minden-Lübbecke) mit starkem Grünalgenwachstum nach einem Starkregenereignis 2013.

Foto: F. Kastner

Die im Rahmen des Projekts gemessenen wasserchemischen Parameter in den *Coenagrion mercuriale*- und *Coenagrion ornatum*-Gewässern ergaben eine Gewässergüte nach LAWA (1998) zwischen „anthropogen unbelastet“ (Güteklasse I) und „sehr hoch belastet“ (Güteklasse IV). Der Median beträgt im Frühjahr und Herbst Güteklasse II (mäßige Belastung) und im Sommer Güteklasse II - III (deutliche Belastung) (vgl. Kapitel 4.4.2.1). In der Literatur werden die Gewässer von *Coenagrion mercuriale* als nährstoffarm bis mäßig nährstoffreich beschrieben bei einer Güteklasse von I - II bis II, selten II - III (BUCHWALD et al. 2003). Somit liegen die untersuchten Gewässer aktuell schon im oberen Nährstoffbereich der von *Coenagrion mercuriale* besiedelten Gewässer.

Ein starker N-Eintrag führt zu einer stärkeren Biomasseproduktion; von *Coenagrion mercuriale* werden Gewässer mit einem Deckungsgrad von 30 bis 60 % der emersen Vegetation bevorzugt (BUCHWALD et al. 2003), die aktuell in den besiedelten Gewässern auch erreicht wird. Daneben kann es durch einen erhöhten N-Eintrag zu einer Verschiebung der Vegetationszusammensetzung kommen, von Arten wie *Callitriche* spp., *Berula erecta*, *Mentha aquatica*, *Veronica* spp. etc. (typische Fließwasser- und Quell-/Grundwasserarten von *Coenagrion mercuriale*-Gewässern) hin zu Großseggen- oder Röhrichtgesellschaften, oft zu *Phalaris*- und/oder *Glyceria maxima*-Dominanzbeständen. Das heißt, die submerse und vor allem die emerse Vegetation wird dichter, mehr Grünlagen und/oder Wasserlinsen (Lemnaceae spp.) kommen auf, sodass aufgrund des hohen Deckungsgrades die freie Wasserfläche nicht mehr erkennbar ist und eine Habitatwahl der beiden Libellenarten kaum noch stattfinden dürfte.

Um der Verkrautung und dem Vegetationsschluss über der Sohle bei zunehmender Eutrophierung entgegen zu wirken, sind mehr und ggf. intensivere Unterhaltungsmaßnahmen wie regelmäßige (zwei- bis dreimalige) Sohlen- und Böschungsmahden und ggf. auch Sohlenräumungen notwendig. Grabenkrautungen und Grundräumungen mit kompletter Vernichtung der Wasservegetation (Larvenlebensraum, Eiablagensubstrate) und des Makrozoobenthos (*Coenagrion mercuriale*- und *Coenagrion ornatum*-Larven sowie deren Nahrungsgrundlage) sowie einer Böschungsmahd zum Höhepunkt der Vegetationsperiode (Lebensraum der Imagines) stellen aber gerade die Beeinträchtigungen und Gefährdungen für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* im Rahmen der Gewässerunterhaltung dar (GÖCKING et al. 2007; LANUV NRW 2011a; 2011f), da die Mahd mitten in die Schlüpf- und Eiablagezeit der Imagines fällt.

Um die Folgen einer zunehmenden Eutrophierung für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* dauerhaft abzumildern, lassen sich folgende Maßnahmen ableiten:

- Minimierung von Nährstoffeinträgen aus angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Anlage möglichst beidseitiger extensiv genutzter (Mahd oder Mulchen) Uferrandstreifen (Mindestbreite 10 m) entlang der besiedelten Gewässer sowie in deren Einzugsgebiet.
- Erhaltung und Entwicklung extensiv genutzter Grünlandflächen und offener Grünlandbrachen entlang der besiedelten Gewässer sowie in deren Einzugsgebiet.

4.4.7 Artenschutzkonzept mit Habitatverbundplanung

Ziel des Projektes war es, ein Artenschutzkonzept mit Habitatverbundsystem für *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* zu entwickeln. Kenntnisse zu Verbreitung, Populationsgröße, Wanderung- und Ausbreitungsverhalten sowie Habitatqualität und potentiellen Habitaten der Zielarten sind die Grundlage dessen (siehe dazu vorangegangene Kapitel). Da *Coenagrion ornatum* im Untersuchungsgebiet nur in Espelkamp eine große und stabile Population aufweist und in allen andern Gebieten nur einzelne Individuen nachgewiesen wurden, wird im Folgenden ausschließlich auf *Coenagrion mercuriale* eingegangen.

Aufbauend auf den gewonnen Kenntnissen ist ein Habitatverbundsystem für *Coenagrion mercuriale* entwickelt und eine Vernetzungsanalyse in Anlehnung an Hänel (HÄNEL 2006, 2007) durchgeführt worden. Im Rahmen der Vernetzungsanalyse wurden in Anlehnung an den GIS-Algorithmus HABITAT-Net (HÄNEL 2007) „Funktionsräume“ (Habitatkorridore) verschiedener Ausbreitungsdistanzklassen mittels Verwendung von GIS Anwendungen erstellt. Grundlage der Funktionsräume waren die aktuellen Vorkommen von *Coenagrion mercuriale* im Untersuchungsgebiet sowie die Nachweise der Art in angrenzenden Gebieten (s. Kapitel 4.4.1). Die Verwendeten Ausbreitungsdistanzen (25 m, 100 m, 250 m, 750 m, 1.000 m, 5.000 m, 6.618 m) richteten sich nach den im Rahmen der mark-recapture-Studien (s. Kapitel 4.4.3) gemachten Beobachtungen.

Berücksichtigt werden muss, dass der HABITAT-Net Algorithmus für terrestrische Lebensräume entwickelt wurde und nicht für aquatische Systeme (Fließgewässer) oder hochmobile Arten. Libellen sind flugfähige/mobile Lebewesen, die in der Lage sind Barrieren auszuweichen und größere Strecken direkt zurückzulegen. Daher ist die Ermittlung der Habitatkorridore nur eine Annäherung an mögliche Wanderungswege, -mechanismen und potentielle Habitate.

Die Vernetzungsanalyse (Abb. 23) zeigt, dass bei einer Distanzklasse von 25 m nur zwischen den direkt aneinander angrenzenden Gewässerabschnitten ein Austausch stattfindet. Auch bei einer Distanzklasse von 100 m findet ein Individuenaustausch nur zwischen direkt benachbarten Habitaten statt. Bei einer Distanzklasse von 250 m sind die Gewässerabschnitte der einzelnen Gebiete z. T. mit einander Vernetzt, jedoch gilt dies nicht für alle Gewässerabschnitte eines Gebiets. Dies ist bei der Distanzklasse 750 m erreicht; alle Gewässerabschnitte eines Gebiets sind mit einander Vernetzt, mit Ausnahme der Gewässerabschnitte in Sulingen (vgl. Karte 24). Jedoch befinden sich z. B. im Gebiet Mehner Bruch Waldbereiche, die den Vernetzungsraum zerschneiden. Die Gebiete Tiefenriede und Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss stehen bei einer Distanzklasse von 1 km miteinander im Austausch. Alle anderen Gebiete sind weiterhin voneinander isoliert. Bei einer Distanzklasse von 5 km sind die Gebiete Tiefenriede, Ilwede,

Mehner Bruch, Bohmte, Getmold, Pissing, Oppendorf und Oppenwehe mit einander Vernetzt. Jedoch beinhaltet dieser Vernetzungsraum größere Wald- und Siedlungsgebiete, die als Barriere wirken können sowie den 181 m hohen Stemweder Berg, der den Vernetzungsraum im Norden durchteilt. Im Gebiet Sulingen stehen bei dieser Distanzklasse alle Gewässerabschnitte miteinander im Austausch, ebenso wie die Gewässerabschnitte in Neuenknick und Windensahl Flecken (vgl. Karte 24). Bei der maximalen Wanderungsentfernung von 6 km - die im Rahmen dieses Projekts nachgewiesen werden konnte - würde auch das Gebiet Espelkamp mit den vorher genannten Gebieten (Tiefenriede, Ilwede, Pissing usw.) in Verbindung stehen. Jedoch wird dieser Vernetzungsraum neben dem Stemweder Berg auch durch die Stadt Espelkamp zerschnitten. Weiterhin isoliert sind die Vorkommen in Eistrup, Hütten, Loccum und Bockhop. Offen bleibt, wie weit die vorhandenen Fließgewässer als Vernetzungskorridore in den Vernetzungsräumen und zwischen diesen wirken und wie weit der Stemweder Berg und die Stadt Espelkamp sowie die weitem Wald- und Siedlungsbereiche eine Barrierewirkung haben. Im Rahmen der mark-recapture-Studie konnte nachgewiesen werden, dass *Coenagrion mercuriale* entlang von Gräben und Bächen sowie auch „über Land“ wandert und kleinere Gehölzgruppen keine Barrieren darstellen.

Die Vernetzungsanalyse der Populationen von *Coenagrion mercuriale* zeigt, dass im betrachteten Grenzraum zwischen Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen bei Wanderungsentfernungen von bis zu 6 km, eine Metapopulation (Tiefenriede, Ilwede, Pissing, Espelkamp) sowie einzelne Populationen (Sulingen oder Neuenknick) und ganz isolierte Vorkommen (Eistrup oder Hütten) der Art existieren.

Ein Artenschutzkonzept mit Verbundplanung (Abb. 23 sowie Karte 24 und 25) für *Coenagrion mercuriale* in NW-Deutschland beinhaltet daher folgende Punkte:

- Erhaltung und Optimierung der Lebensräume durch eine angepasste ökologische Gewässerunterhaltung
- Erhaltung und Optimierung der Lebensräume durch eine angepasste Bewirtschaftung der umgebenden Landschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen
- Erhaltung und Optimierung der Lebensräume durch Beseitigung beschattender Gehölze
- Vernetzung der Habitate innerhalb eines Gebietes (Gewässersystems) durch Beseitigung von Barrieren (z. B. größere Gehölzbestände)

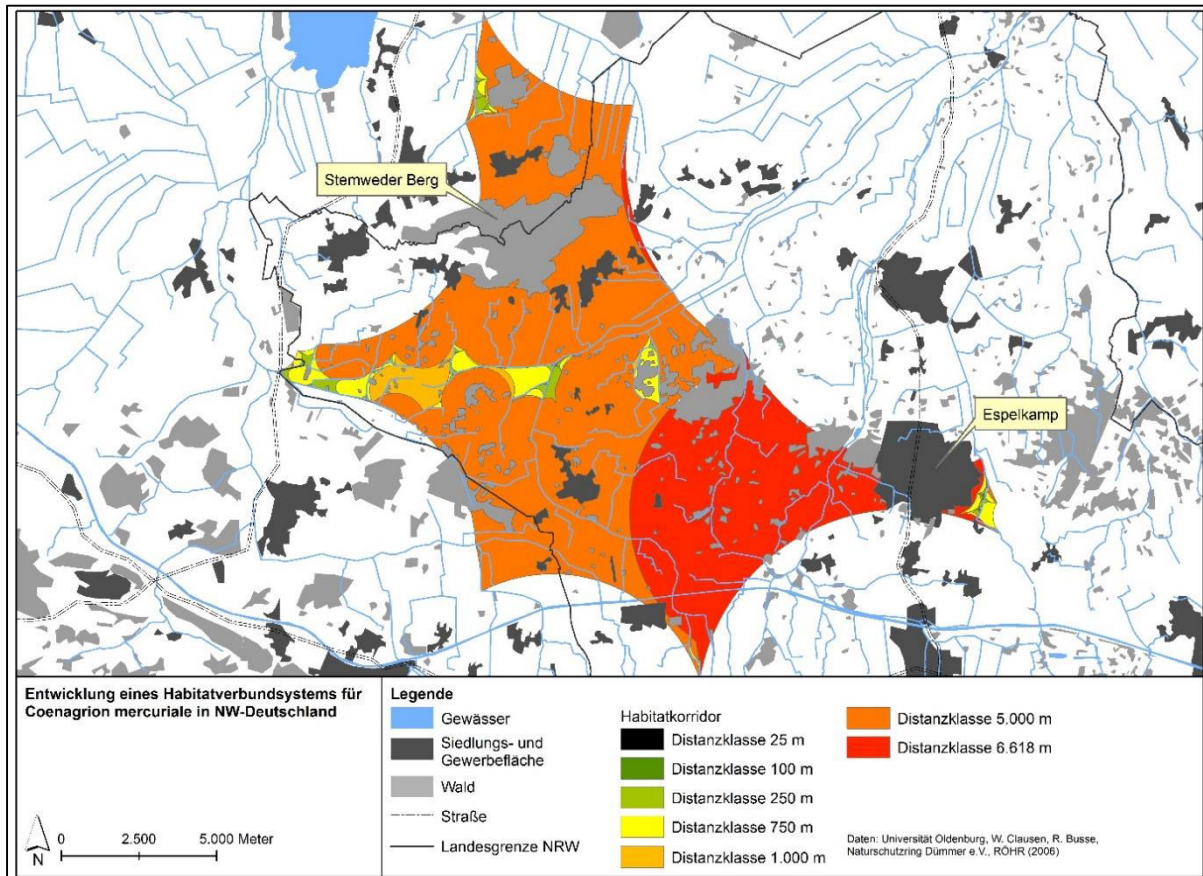


Abb. 23: Ergebniskarte der Vernetzungsanalyse zur Entwicklung eines Habitatverbundsystems für *Coenagrion mercuriale* in NW-Deutschland.

Grundlage für die Erstellung der Habitatkorridore waren die aktuellen Vorkommen von *Coenagrion mercuriale* im Kreis Minden-Lübbecke sowie in angrenzenden Regionen (s. Kapitel 4.4.1.) sowie die gewonnenen Kenntnisse zum Ausbreitungsverhalten der Art (s. Kapitel 4.4.3).

4.4.8 Fazit *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass die Populationen von *Coenagrion mercuriale* im Kreis Minden-Lübbecke mit zu den größten in NRW gehören und die Population von *Coenagrion ornatum* im Espelkamp die Hauptpopulation dieser Art in NRW ist. Insgesamt liegen Nachweise von *Coenagrion mercuriale* in acht Gebieten in Minden-Lübbecke sowie in acht angrenzenden Gebieten in Niedersachsen vor. Von *Coenagrion ornatum* liegen Nachweise in sechs Gebieten in Minden-Lübbecke und in einem angrenzenden Gebiet in Niedersachsen vor. Die individuenstärksten Populationen von *Coenagrion mercuriale* konnten im Rahmen dieser Erfassung in Ilwede mit Barlage und Großer Dieckfluss sowie in Espelkamp nachgewiesen werden.

Die von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in Minden-Lübbecke besiedelten Gewässer können als schmale eingeschnittene Gräben oder Fließgewässer mit breiter Böschung beschrieben werden, die überwiegend stark besonnt sind. Die Gewässer weisen eine geringe bis mäßige Fließgeschwindigkeit auf und haben eine geringe Wassertiefe von im Durchschnitt 10 cm, mit einer Gefahr hin zum Austrocknen einzelner Abschnitte im Sommer. Der Deckungsgrad der emersen Vegetation liegt zwischen 20 % und fast 100 % sowie einer gut ausgebildeten submersen Vegetation. Charakteristische Pflanzenarten sind *Berula erecta*, *Phalaris arundinacea* und *Sparganium* spp.. Diese Ergebnisse stimmen mit den Literaturangaben zur Habitatbeschreibung aus Süd- und Mitteldeutschland überein. Die von *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*

besiedelten Gewässer können als eutrophe, mäßig bis deutlich belastete Gewässer eingestuft werden. Um die Folgen einer zunehmenden Eutrophierung der Gewässer und somit einer Veränderung der Lebensräume dauerhaft abzumildern, wäre es wünschenswert, durch die Anlage von Uferrandstreifen die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft entlang der besiedelten Gewässer sowie in deren Einzugsgebiet zu minimieren.

Coenagrion mercuriale verhält sich in Hinsicht auf die Ausbreitungstendenz insgesamt sehr konservativ; 79 % der Individuen legen Strecken unter 100 m zurück. Jedoch konnte nachgewiesen werden, dass einige wenige Individuen (1 %) Entfernungen von über 1 km und mindestens 6,6 km zurücklegen. Darüber hinaus konnte nachgewiesen werden, dass die Art entlang von Gewässern sowie über Land wandert und kleinere Brücken (bis ca. 15 m breit an wenig befahrenen Kreis- oder Gemeindestraßen) sowie kleinere Gehölzgruppen keine Barriere darstellen. Der Vergleich mit anderen Studien zeigt, dass mit zunehmender Größe des Untersuchungsgebietes auch die nachgewiesene maximale Ausbreitungsdistanz steigt. Erste Ergebnisse zum Ausbreitungsverhalten von *Coenagrion ornatum* zeigen, dass die Art sich ebenfalls sehr konservativ verhält. Die nachgewiesene maximale Entfernung lag bei 997 m.

An den Gewässern des FFH-Gebiets Tiefenriede findet eine an die Ansprüche der Arten angepasste Gewässerunterhaltung seit 2003 und in einigen Gewässern im Teilgebiet Mehner Bruch seit mehreren Jahren eine vorzeitige Böschungsmahd statt. Im Rahmen des Projekts wurde eine Anpassung der Unterhaltung für das Gewässersystem im Gebiet Ilwede mit Barlage und Großer Diekfluss sowie für weitere Gewässerabschnitte im Gewässersystem Mehner Bruch durchgeführt. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Böschungsmahd mit kombinierter Entkrautung mit dem „Dreibein“ vor dem 15. Mai sowie - wenn nötig - einer zweiten Mahd ab August.

Coenagrion mercuriale und *Coenagrion ornatum* sind wärmeliebende Arten, die voll besonnte Gewässerabschnitte besiedeln. Um diese Bedingungen zu gewährleisten wurden, an zwei Gewässerabschnitten Gehölze entfernt und so einer Beschattung entgegengewirkt. Jedoch reicht diese Maßnahme für eine dauerhafte Sicherung der Populationen auf lange Sicht nicht aus.

Auf Grundlage der ermittelten Mobilitätsangaben zu *Coenagrion mercuriale* konnte eine Vernetzung von Populationen (Metapopulationsmodell) und so ein Habitatverbundsystem erstellt werden. Somit kann Aufbauend auf den Kenntnissen zum Vorkommen und zur Ökologie der beiden Arten ein Artenschutzkonzept mit Habitatverbund entwickelt werden, dessen Grundlage der Erhalt und die Optimierung der Lebensräume darstellt.

Für die dauerhafte Erhaltung der großen und überregional bedeutenden Populationen von *Coenagrion mercuriale* sowie um die einzigen Populationen von *Coenagrion ornatum* in Nordrhein-Westfalen dauerhaft zu sichern und zu erhalten, spielt eine Fortführung der angepassten Gewässerunterhaltung sowie eine weitere Reduzierung der aufkommenden Gehölze entlang der Kleinen Aue bei Espelkamp eine entscheidende Rolle. Darüber hinaus stellt das Trockenfallen von Gewässern sowie deren Eutrophierung eine weitere Herausforderung für die Erhaltung beider Arten in Zukunft dar.

Für den Schutz der beiden FFH-Arten *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* ist das FFH-Gebiet „Grabensystem Tiefenriede“ ausgewiesen worden. Um den Schutz und die Erhaltung dieser Arten auch in den anderen besiedelten Gewässersystemen dauerhaft zu sichern, sollten diese ebenfalls naturschutzrechtlich (als FFH-Gebiet) gesichert und eine angepasste Gewässerunterhaltung angewendet werden.

5 Kommunikation der Ergebnisse

Die Zusammenarbeit der Projektpartner während der Projekttreffen sowie bei zusätzlichen Arbeitstreffen einzelner Projektbeteiligter kann als durchweg konstruktiv bezeichnet werden.

Im Rahmen des Projektes fanden mehrere öffentliche Informationsveranstaltungen statt. Ziel dieser Veranstaltungen war es, die Bevölkerung über das Projekt sowie die ökologischen Ansprüche der Arten, die Relevanz des Schutzes und möglicher Maßnahmen zu informieren.

- Informationsveranstaltung zu *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in Niedermehnen im Juli 2012
- Informationsveranstaltung zu *Aeshna viridis* in Oberhausen/Hude im August 2012
- Vorstellung des Projekts im Umweltausschuss der Stadt Oldenburg im November 2012
- Informationsveranstaltung zu *Aeshna viridis* in Berne im Dezember 2012

Darüber hinaus fand ein fachlicher Austausch mit dem Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen im Rahmen ihres Projekts „Ökologische Grabenräumung“ statt und es wurden Anfragen zum Projekt sowie zu den drei Libellenarten von Privatpersonen, Planungsbüros und Naturschutzverbänden beantwortet.

5.1 Presseberichte

Darüber hinaus sind in der regionalen Presse (Presseberichte im Anhang) mehrere Berichte erschienen.

Zu *Aeshna viridis*:

- Northwest-Zeitung, 28.11.2012
- Weser Kurier, 17.12.2012
- Northwest-Zeitung Online, 20.12.2012
- Northwest-Zeitung, 16.01.2015

Zu *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum*:

- Diepholzer Kreisblatt, 05.06.2012
- Mindener Tageblatt, 29.06.2012
- Diepholzer Kreisblatt, 03.07.2012
- Mindener Blatt, 5.07.2012
- Kreiszeitung.de, 06.07.2012
- Westfalen Blatt, 12.07.2012
- Neue Westfälische, 19.07.2012

5.2 Fachgespräch „Ausbreitungsverhalten und Habitatverbund von Libellen“

Am 31.10 und 01.11.2014 fand ein Fachgespräch zum Thema „Ausbreitungsverhalten und Habitatverbund von Libellen“ an der Universität Hannover auf Einladung von Prof. Dr. Rainer Buchwald und Prof. Dr. Michael Reich statt. Teilgenommen hat ein Kreis von ca. 20 Libellenkundlerinnen und -kndlern sowie Experten anderer Tiergruppen (v.a. Amphibien, Tagfalter, Heuschrecken).

Ziel des Fachgesprächs war es, in kleinem Rahmen mit verschiedenen Experten intensiv unterschiedliche Aspekte des Ausbreitungsverhaltens von Libellen zu diskutieren. Die Kernpunkte des Gesprächs sollen an dieser Stelle wiedergegeben werden.

- Vorsicht vor „globalen Allsätzen“ und unzulässigen Verallgemeinerungen! Wichtig ist es, die konkreten Grundlagen und Bezüge zu nennen (v.a. Arten, Gewässertypen / Lebensräume, Regionen und Fragestellungen incl. Methoden). Einzelbeobachtungen sind wichtig, detaillierte Studien sind sehr wichtig - beide dürfen jedoch nicht vorschnell verallgemeinert werden, sondern dienen als Grundlage für weitere Beobachtungen/Studien und ggf. zur Hypothesenbildung für allgemeine, jedoch immer zu konkretisierende Zusammenhänge.
- Es bestehen unterschiedliche Ansätze, wie an das Thema Ausbreitungsbiologie und -ökologie herangegangen werden kann: auf Ebene des Individuums oder der Population, mit faunistischer Sichtweise oder - wenigstens hilfreich für Hypothesenbildung - anthropozentrisch, immer aber mit Bezug zur Region (regional unterschiedliches Verhalten!) und zum Gewässer/Lebensraum.
- Wahrscheinlich ist das Ausbreitungsverhalten innerhalb einer Population oder Art sehr individuell ausgeprägt, d.h. es ist von Unterschieden zwischen Altersstadien, Geschlechtern und wahrscheinlich auch Individuen auszugehen. Viele Befunde sprechen dafür, dass bspw. Ausbreitungstendenzen und -distanzen innerhalb einer Population und Art eine große Varianz aufweisen und dass einzelne Individuen aktiv wie passiv zu großen Migrations- und Wanderungsbewegungen fähig sind.
- Möglicherweise reicht ein Weibchen mit befruchteten Eiern aus, um eine Population neu zu begründen. Ob hier die geringe genetische Variabilität ein Problem ist, mag dahingestellt sein; Fakt ist, dass sie ein Problem werden kann, wenn aufgrund von Umweltveränderungen eine höhere ökologische Plastizität als bisher notwendig ist; wahrscheinlich wird eine geringe genetische Diversität grundsätzlich überbewertet für das Überleben kleiner Populationen (Hinweis: kleine, teilweise sogar stark isolierte Populationen können über Jahrzehnte oder Jahrhunderte kontinuierlich ohne erkennbare Schäden existieren!). Bei der Neu- oder Wieder-Etablierung von Populationen tragen Männchen offenbar eher zur genetischen Diversität bei, Weibchen dagegen eher zur Erstbesiedlung durch Fernausbreitung.
- Unterscheidung notwendig zwischen „Können“ (physiologische Aspekte bei der Ausbreitung; passive Ausbreitung durch Verdriftung o.ä.), „Wollen“ (abhängig von Verhalten, Dichte, Konkurrenz innerhalb von Population) und „Müssen“ (Wiederaufsuchen oder Neufinden geeigneter Lebensräume, bspw. nach Vernichtung des Fortpflanzungshabitats)
- Ausbreitungsprozesse sind bei Libellen im Wesentlichen auf die gut flugfähigen Imagines konzentriert. Sie kann zum einen an die Reifungsphase subadulter Imagines gekoppelt sein, zum anderen aber auch in späteren Imaginalphasen geschehen; im letzteren Fall sind erste Reproduktionszyklen (Paarungen, Eiablagen) erfolgreich abgeschlossen, und eine Verteilung befruchteter Eier innerhalb des bisher besiedelten Habitats oder in einem benachbarten oder entfernt liegenden Habitat dürfte als eine Art „Risikostreuung“ keine Auswirkungen auf das Überleben der Population haben, sondern würde zur Stärkung von Subpopulationen im Rahmen einer Metapopulation beitragen.

- Bei Fließgewässerarten ist möglicherweise eine stärkere Bindung an Gewässerverlauf und Talau als Leitlinien (Korridore) für die Ausbreitung gegeben als bei Stillgewässer- und Moorarten.
- Barrieren wirken auf Einzelindividuen, haben aber eine Bedeutung auf die Gesamtheit zusammenlebender Individuen und damit für die Population.
- Es kommen diverse Faktoren in Frage, die Ausbreitungsprozesse auslösen können: „Bedrängung“ von Weibchen (v.a. bei der Eiablage) durch paarungswillige Männchen, Konkurrenz um Eiablageplätze, Dichtestress zwischen Individuen nicht revierbildender Arten, Störungen (Anwesenheit durch Prädatoren, Katastrophenereignisse wie Hochwasser) und Parasitismus.
- Klassische mark-recapture-Studien sind nicht dazu geeignet, seltene Ausbreitungsereignisse zu erfassen; häufig wird dabei die „normale“ Mobilität unterschätzt. Mit zunehmender Größe des Untersuchungsgebietes steigt auch die nachgewiesene maximale Ausbreitungsdistanz (also deutlicher Einfluss des Versuchsdesigns auf die zu erwartenden Ergebnisse!).
- Die Rolle der Landschaft als Ausbreitungsmatrix ist aufgrund ihrer Struktur und ihrer spezifischen Zusammensetzung aus Landschaftselementen ebenfalls von Bedeutung für das individuelle Ausbreitungsverhalten. Raumwiderstände werden von Tieren bei der Wanderung „einberechnet“, dabei ist der direkteste Weg nicht immer der kostengünstigste Weg.
- Für Planungen zum Biotopverbund sind andere Zielgruppen als Libellen sinnvoller, z. B. Tagfalter, Heuschrecken oder Amphibien. Libellen profitieren vor allem von solchen Maßnahmen, die speziell für (semi-)aquatische Gruppen durchgeführt wurden.
- Es bestehen weiterhin viele offene Forschungsfragen, z. B. zur Flughöhe von Libellen, Barrierewirkung von Landschaftselementen, Etablierung neuer Populationen und Verbreitungslücken ohne erkennbare klimatische Gründe.
- Um Antworten auf offene Fragen zu finden, sind neben detaillierten mehrjährigen Studien auch Nachweise abseits von Gewässern sowie „kuriose“ Ereignisse und episodische Beobachtungen wichtig. Außerdem wäre die Einbindung der standardmäßig durchgeführten Makrozoobenthos-Untersuchungen an Fließ- und Stillgewässern eine weitere Möglichkeit, Daten von Libellenvorkommen zu nutzen.

5.3 Abschlusstagung „Gräben in NW-Deutschland – Artenschutz, Vernetzung und Unterhaltung“

Die Abschlusstagung im Projekt fand am 24. Februar 2015 in Oldenburg statt und spannte einen Bogen zwischen den verschiedenen Aspekten des Lebensraums Graben mit seiner Vielfalt an Lebensgemeinschaften, Funktionen und Methoden der Gewässerunterhaltung. Ergebnisse aus verschiedenen Projekten wurden vorgestellt und diskutiert. An der Tagung nahmen insgesamt 98 Personen des beruflichen und ehrenamtlichen Naturschutzes, der Naturschutzverwaltung, der Umweltplanung, der Unterhaltungsverbände und wissenschaftlicher Einrichtungen teil.

Zusammenfassen können folgende Punkte als Ergebnis festgehalten werden:

- Gräben sind prägende Landschaftselemente in NW-Deutschland, die eine hohe Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten aufweisen. Sie sind Lebensraum seltener und gefährdeter Arten, stellen einen Ersatzlebensraum für Arten der Flussauen und Niedermoore dar, sind Rückzugs- und „Quell“-habitat und weisen eine hohe Biomasseproduktion auf.
- Bisher eher geringe Beachtung von Gräben in der wissenschaftlichen Forschung sowie im angewandten Naturschutz

- Die Grabenunterhaltung hat zur Herausbildung einer charakteristischen Grabenvegetation geführt, d.h. ohne diese Pflege ist keine Offenhaltung mit Abführen des überschüssigen Wassers möglich! Welche aber ist die ‚richtige‘, d.h. einer Erhaltung von hoher Vielfalt und/oder seltenen Zielarten dienenden Unterhaltung?
- Erfahrungen aus Bremen zeigen, dass mit einer ökologischen Grabenunterhaltung die Artenvielfalt sowie die Populationen seltener Arten langfristig zu sichern sind.
- Aufklärung über das Vorkommen seltener / geschützter Arten bei den verschiedenen Akteuren (Unterhaltungsverbände, Untere Naturschutzbehörden, Naturschutzverbände, Landwirten) ist wichtig, da nur dann das Management (Mahd, Räumung) an die Ansprüche der betreffenden Arten angepasst werden kann. Nur mit einem Miteinander der verschiedenen Akteure kann eine Multifunktionalität von Gräben aufrechterhalten und entwickelt werden.
- Offen bleibt aktuell die Frage, wie Interessenskonflikte zwischen den Zielen der Landwirtschaft, des Hochwasserschutzes und des Naturschutzes gelöst werden können.
- Wasserrahmenrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und ggf. andere spezifische Naturschutzbelange sind auch in Gräben zu verfolgen; es entstehen eventuell Interessenskonflikte.

Programm 24.02.2015

09:45 Uhr	Begrüßung und Einführung. (R. Buchwald, Universität Oldenburg)
10:00 Uhr	Ökologie der Grünen Mosaikjungfer (<i>A. viridis</i>) in Krebscherengräben der Hunte-Weser-Niederung. (F. Kastner & R. Buchwald, Universität Oldenburg)
10:30 Uhr	Habitatverbund und Maßnahmen für die Grüne Mosaikjungfer (<i>A. viridis</i>) in der Hunte-Weser-Niederung. (F. Kastner & R. Buchwald, Universität Oldenburg)
11:00 Uhr	Kaffeepause
11:30 Uhr	Helm-Azurjungfer (<i>C. mercuriale</i>) und Vogel-Azurjungfer (<i>C. ornatum</i>) in Stemwede (NRW) - Ausbreitung und Maßnahmen. (R. Buchwald & F. Kastner, Universität Oldenburg)
12:00 Uhr	Studien zur Wirbellosenfauna norddeutscher Tieflandgräben. (E. Kiel, Universität Oldenburg)
12:30 Uhr	Mittagspause
13:30 Uhr	Naturverträgliche Grabenentwicklung und -unterhaltung auf Eiderstedt. (A. Garniel, Kieler Institut für Landschaftsökologie)
14:00 Uhr	Wasserpflanzen in Gräben im Raum Bremen und ihre Pflege und Entwicklung. (R. Kesel, ecosurvey Bremen)
14:30 Uhr	Praktische Umsetzung von Unterhaltungsmaßnahmen unter Berücksichtigung des Artenschutzes am Beispiel der Grünen Mosaikjungfer. (H. D. Buschan, UHV Wüstring)
15:00 Uhr	Gewässerunterhaltung an ausgewählten Gräben in der Gemeinde Stemwede zum Schutz seltener Libellenarten durch den Wasserverband Große Aue. (L. Dettmann, Wasserverband Große Aue)
15:30 Uhr	Kaffeepause
16:00 Uhr	Das ökologische Grabenräumprogramm in Bremen. (A. Nagler, SUBV Freie Hansestadt Bremen)
16:30 Uhr	Abschlussdiskussion. (R. Buchwald & F. Kastner, Universität Oldenburg)
17:00 Uhr	Ende der Veranstaltung

5.4 Veröffentlichungen im Projekt

1. KASTNER, F., BUCHWALD, R., KÖRNER, F., MARXMEIER U., STEFFENS, P., WINKLER, C., JÖDICKE, K. & MAUSCHERNING, I. (in Vorbereitung): Wiederansiedlungen als Maßnahmen des Artenschutzes für die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*, Odonata) in Niedersachsen und Schleswig-Holstein – ein Beitrag zum Habitatverbund.
2. KASTNER, F. & BUCHWALD, R. (in Vorbereitung): The habitat of *Coenagrion mercuriale* at its north-western range in Germany.
3. WITTENBERG, M., KASTNER, F. & BUCHWALD, R. (in Vorbereitung): Die Larvenentwicklung von *Aeshna viridis* im NSG Westliches Hollerland, Bremen (Odonata: Aeshnidae).
4. KASTNER, F. & BUCHWALD, R. (2013): Zum Vorkommen der FFH-Libellenarten *Coenagrion mercuriale* Carpentier, 1840 und *Coenagrion ornatum* Selys 1850 (Odonata: Coenagrionidae) im Kreis Minden-Lübbecke (Nordrhein-Westfalen). – *Drosera* 2011(1/2): 111–118.

5.5 Vorträge und Poster im Projekt

1. Kastner, F. & Buchwald, R. (2015): Ökologie der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in Kriebsscherengraben der Hunte-Weser-Niederung. Vortrag im Rahmen der Tagung „Gräben in NW-Deutschland - Artenschutz, Vernetzung und Unterhaltung“ in Oldenburg.
2. Kastner, F. & Buchwald, R. (2015): Habitatverbund und Maßnahmen für die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in der Hunte-Weser-Niederung. Vortrag im Rahmen der Tagung „Gräben in NW-Deutschland - Artenschutz, Vernetzung und Unterhaltung“ in Oldenburg.
3. Buchwald, R. & Kastner, F. (2015): Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) in Stewede (NRW) - Ausbreitung und Maßnahmen. Vortrag im Rahmen der Tagung „Gräben in NW-Deutschland - Artenschutz, Vernetzung und Unterhaltung“ in Oldenburg.
4. Kastner, F. & Buchwald, R. (2015): Gräben als Lebensraum für geschützte Libellenarten – Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität und des Habitatverbundes. Vortrag im Rahmen der Beiratssitzung ZENARiO in Oldenburg.
5. Buchwald, R. & Kastner, F. (2014): Ausbreitungsverhalten von *Coenagrion mercuriale* in NW-Deutschland im Vergleich zu anderen Regionen. Vortrag beim Fachgespräch „Ausbreitungsverhalten und Habitatverbund von Libellen“ in Hannover.
6. Kastner, F. & Buchwald, R. (2014): Ansiedlung von Kriebsschere als Möglichkeit der Vernetzung für die Grüne Mosaikjungfer in Niedersachsen. Vortrag beim Fachgespräch „Ausbreitungsverhalten und Habitatverbund von Libellen“ in Hannover.
7. Kastner, F. & Buchwald, R. (2014): Ausbreitungsverhalten der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) in NW-Deutschland – Erste Ergebnisse einer mark-recapture-Studie. Vortrag auf der 33. Jahrestagung der GdO in Kiel.
8. Buchwald, R. & Kastner, F. (2014): Kriebsschere und Grüne Mosaikjungfer: Interpretationsversuch einer engen biozönotischen Bindung. Vortrag auf der 33. Jahrestagung der GdO in Kiel.
9. Kastner, F. & Buchwald, R. (2013): Gräben als Lebensraum für geschützte Libellen - Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität und des Habitatverbundes. Vortrag im Rahmen der NNA-Veranstaltung „Biotopverbund und Landwirtschaft“ in Schneeverdingen.
10. Kastner, F. (2013): Wasser und Sumpfpflanzen in Gräben. Vortrag im Rahmen des DWA-Seminars Gräben in Norddeutschland in Hude-Holle.
11. Kastner, F. (2013): Gräben als Lebensraum für Libellen. Vortrag im Rahmen des DWA-Seminars Gräben in Norddeutschland in Hude-Holle.

12. Buchwald, R. & Kastner, F. (2013): Populationsökologie und Habitatvernetzung ausgewählter Libellenarten in NW-Deutschland. Vortrag im Forum der Gasthörernden der Universität Oldenburg in Oldenburg.
13. Kastner, F., Fitzner, L., Rosenfeld, N. und Buchwald, R. (2013): *Aeshna viridis* in der Hunte-Wesermarsch (Nds.) – Erste Ergebnisse eines Artenhilfsprogramms. Vortrag auf der 32. Jahrestagung der GdO in Fulda.
14. Kastner, F., Schwär, A. und Buchwald, R. (2013): *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* im Kreis Minden-Lübbecke (NRW). Poster auf der 32. Jahrestagung der GdO in Fulda.
15. Kastner, F. und Buchwald, R. (2013): *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* im Kreis Minden-Lübbecke (NRW). Vortrag beim Treffen des AK Libellen NRW in Recklinghausen.
16. Kastner, F., Fitzner, L. und Buchwald, R. (2012): *Aeshna viridis* und *Stratiotes aloides* in der Hunte- und Wesermarsch (Nds.). Poster auf der 31. Jahrestagung der GdO in Freiberg.

5.6 Abschlussarbeiten im Projekt

1. HENSEL, K. (in Vorbereitung): Wanderverhalten und räumliche Besiedlungsstruktur der Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*, Selys 1850). Auswertung einer Fang-Wiederauffang-Untersuchung mit Individualmarkierung am Fließgewässer „Kleine Aue“ bei Espelkamp (NRW). Masterarbeit. Universität Oldenburg.
2. DÖCKE, L. (2014): Eiablageverhalten der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in der Hunteniederung (Iprump und Bornhorster Huntewiesen). Bachelorarbeit. Universität Oldenburg.
3. FRENZER, S. M. (2014): Tagfalterfauna von Wiesengräben in der Gemeinde Stemwede (NRW) in Abhängigkeit von Vegetation und Mahdzeitpunkt. Bachelorarbeit. Universität Oldenburg.
4. GAWLIK, A. (2014): Historische und aktuelle Verbreitung der Krebschere (*Stratiotes aloides*) in NW-Deutschland. Masterarbeit. Universität Oldenburg.
5. WITTENBERG, M. (2013): Die Larvenentwicklung der Libellenart *Aeshna viridis* im Naturschutzgebiet Westliches Hollerland in Bremen. Masterarbeit. Universität Oldenburg.
6. ROSENFELD, N. (2012): Populationsökologische Untersuchungen an der Grünen Mosaikjungfer im Bereich Iprump (Huntemarsch). Bachelorarbeit. Universität Oldenburg.
7. FITZNER, L. (2012): Populationsökologie der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*), im Bereich Iprump (Wesermarsch), in Abhängigkeit von abiotischen und vegetationsstrukturellen Parametern. Masterarbeit. Universität Potsdam.
8. SCHWÄR, A. (2011): Patterns of movement and dispersal of the endangered damselfly *Coenagrion mercuriale* (Charpentier 1840) and its population structure at the ditch system of the "Grosse Diekfluss" in the rural district of Minden-Luebbecke. Bachelorarbeit. Universität Oldenburg.

6 Literatur

- ADENA, J. (1998): Zur Libellenfauna neuangelegter Gewässer in einem Flußmarschengebiet Bremens. Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. – Diplomarbeit. Universität Bremen. 102 S. unveröffentlicht.
- ADENA, J. & HANDKE, K. (2001): Die Libellenfauna von Grünland-Grabensystemen im Bremer Raum. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 91–103.
- ALTMÜLLER, R. & CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens. 2. Fassung, Stand: 2007. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 30(4): 211–238.
- ARBEITSKREIS LIBELLEN NRW (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen - Odonata - in Nordrhein-Westfalen. – Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Gesamtfassung: 1–2.
- BAUMANN, K. (2001): Habitat und Vergesellschaftung von *Somatochlora alpestris* und *S. arctica* im Nationalpark Harz (Odonata: Corduliidae). – Libellula 20(1/2): 47–67.
- BECKER, R. (2013): Dynamik und Konstanz der Grabenvegetation in den "Bornhorster Huntewiesen" (Stadt Oldenburg, Oldb.) zwischen 1982 und 2010. – Drosera 2011(1/2): 11–34.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2010): Liste der in Deutschland vorkommenden Arten der Anhänge II, IV, V der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) Stand 10.08.2010. – Bonn. 8 S. unveröffentlicht.
- BUCHWALD, R. (1989): Die Bedeutung der Vegetation für die Habitatbindung einiger Libellenarten der Quellmoore und Fließgewässer. – Phytocoenologia 17(3): 307–448.
- BUCHWALD, R. (1994): Zur Bedeutung der Artenzusammensetzung und Struktur von Fließgewässer-Vegetation für die Libellenart *Coenagrion mercuriale* mit Bemerkungen zur Untersuchungsmethodik. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 6: 61–81.
- BUCHWALD, R., HÖPPNER, B. & RÖSKE, W. (1989): Gefährdung und Schutzmöglichkeiten grundwasserbeeinflusster Wiesenbäche und -gräben in der Oberrheinebene. Naturschutzorientierte Untersuchungen an Habitaten der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata). – Natur und Landschaft 64(9): 398–403.
- BUCHWALD, R., PIPER, W. & RÖSKE, W. (2003): *Coenagrion mercuriale* CHARPENTIER, 1840. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69(1): 560–567.
- BUCHWALD, R. & SCHMIDT, B. (1990): Der Kleine Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*, Odonata) in Südbaden. Spezielle Untersuchungen zu ökologischen Ansprüchen, Populationsdynamik und Gefährdung. – Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz Freiburg Neue Folge 1: 109–144.
- BURBACH, K. & ELLWANGER, G. (2006): *Coenagrion ornatum* (SELYS, 1850). – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69(3): 103–116.
- BURBACH, K., FELTIN, I., KÖNIGSDORFER, M., KRACH, E. & WINTERHOLLER, M. (1996): *Coenagrion ornatum* (SELYS) in Bayern (Zygoptera: Coenagrionidae). – Libellula 15(3/4): 131–168.
- BURBACH, K. & WINTERHOLLER, M. (2001): Das Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer *Coenagrion ornatum* (SELYS) (Zygoptera: Coenagrionidae). – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 156: 285–300.
- BURKHARDT, R., FINCK, P., LIEGL, A., RIECKEN, U., SACHTELEBEN, J., STEIOF, K. & ULLRICH, K. (2010): Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund. Zweite, fortgeschriebene Fassung. – Natur und Landschaft 85(11): 460–469.

- CASTRO, J.F. & POHLMANN, M. (2009): Analyse des Vorkommens der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) im NSG Westliches Hollerland (Leher Feld). – Bachelorarbeit. Universität Bremen. 121 S. unveröffentlicht.
- DIEDERICH, A., NEUMANN, D. & BORCHERDING, J. (1995): Flora und Fauna in Gräben einer niederrheinischen Auenlandschaft. Auswirkungen von Grabenräumungen. – Natur und Landschaft 70(6): 263–268.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methode. – Ulmer. Stuttgart. 683 S.
- DÖCKE, L. (2014): Eiablageverhalten der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in der Hunteniederung (Iprump und Bornhorster Huntewiesen). – Bachelorarbeit. Universität Oldenburg. 35 S. unveröffentlicht.
- ELLWANGER, G. (2003): *Aeshna viridis* EVERSMANN, 1836. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69(1): 547–553.
- FLIEDNER, H. (1996): On the oviposition of *Aeshna viridis* EVERSM. (Anisoptera: Aeshnidae). – Notulae Odonatologicae 4(7): 122–123.
- GERARD, J. (2006): Krabbenscheer en Groene glazenmakers (*Aeshna viridis*) in de Peizermaden. – Brachytron 8(2): 25–30.
- GESCHKE, S. (2008): Die Bestandssituation von zwei Vorkommen der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) im Kreis Minden-Lübbecke. – Gutachten im Auftrag des Kreises Minden-Lübbecke. 25 S. unveröffentlicht.
- GLITZ, D., HOHMANN, H.-J. & PIPER, W. (1989): Artenschutzprogramm Libellen in Hamburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 26: 1–92.
- GÖCKING, C., MENKE, N., KIEL, E.-F. & HÜBNER, T. (2007): Die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, CHARPENTIER 1840). Vorkommen, Schutz und Management einer FFH-Art in NRW. – Natur in NRW 32(2): 18–23.
- HANDKE, K. (1999): Gräben. – In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. [Hrsg.]: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften Teil XIII-7152. ecomed. Landsberg. 1–15.
- HANDKE, U., KÖCK, B., KUNDEL, W., RIESNER-KABUS, M. & SCHREIBER, K.-F. (1999): Grabenräumprogramm in der Bremer Flussmarsch. Ergebnisse vegetationskundlicher und faunistischer Begleituntersuchungen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 31(9): 267–274.
- HÄNEL, K. (2006): Habitatverbundsysteme auf überörtlicher Ebene - Habitat-Net ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Planungshilfe. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38(8): 237–244.
- HÄNEL, K. (2007): Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung. – Dissertation. Universität Kassel. 380 S. unveröffentlicht.
- HENSEL, K. (in Vorbereitung): Wanderverhalten und räumliche Besiedlungsstruktur der Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*, SELYS 1850). Auswertung einer Fang-Wiederauffang-Untersuchung mit Individualmarkierung am Fließgewässer „Kleine Aue“ bei Espelkamp (NRW). – Masterarbeit. Universität Oldenburg. S. unveröffentlicht.
- HÜBNER, T. (2007): Zur Umsetzung der FFH-Richtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht des Naturschutzes. – NNA-Berichte 20(1): 7–13.
- HUNGER, H. & RÖSKE, W. (2001): Short-range dispersal of the Southern Damselfly (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) defined experimentally using UV fluorescent ink. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 9(4): 181–187.
- JONG, T. H. DE (1999): De Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*) in de provincie Utrecht. – Brachytron 3(2): 11–17.

- JORDAN, R., KESEL, R. & KUNDEL, W. (2010): Forschungs- und Kooperationsvorhaben: Erprobung von Managementmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebschere als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands. Endbericht 2010. – Endbericht zum gleichnamigen DBU-Vorhaben i.A. der Hanseatischen Naturentwicklung GmbH, Projektträger. Bremen. 232 S. unveröffentlicht.
- KASTNER, F. & BUCHWALD, R. (2013): Zum Vorkommen der FFH-Libellenarten *Coenagrion mercuriale* CARPENTIER, 1840 und *Coenagrion ornatum* SELYS 1850 (Odonata: Coenagrionidae) im Kreis Minden-Lübbecke (Nordrhein-Westfalen). – Drosera 2011(1/2): 111–118.
- KASTNER, F., MÜNKENWARF, M. & BUCHWALD, R. (2011): Zum Vorkommen der FFH-Libellenart *Aeshna viridis* EVERSMANN, 1836 (Odonata: Aeshnidae) in Krebscherengraben der Hunte- und Wesermarsch, Niedersachsen. – Drosera 2010(1/2): 103–108.
- KELLER, D. & HOLDEREGGER, R. (2013): Damselflies use different movement strategies for short- and long-distance dispersal. – Insect Conservation and Diversity 6(5): 590–597.
- KREIS MINDEN-LÜBBECKE, (HRSG.) (2003): Die Tiefenriede ein FFH-Projekt zum Schutz der Helm-Azurjungfer. – Artenschutz Nr. 2: 1–2.
- KUNDEL, W. (2001): Ausbringen von Pflanzen in neu angelegte Kleingewässer - Erfahrungen mit einer umstrittenen Naturschutzmaßnahme. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 159–174.
- KUNZE, K., JORDAN, R., KESEL, R., KUNDEL, W., NAGLER, A., SCHIRMER, M. & ZACHARIAS, D. (2012): Erprobung von Managementmaßnahmen zum Erhalt der Krebschere (*Stratiotes aloides*) als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands. – Natur und Landschaft 87(8): 362–369.
- LANUV NRW (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2011a): Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale* (CHARP., 1840)). – Internetseite www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/libellen/kurzbeschreibung/6886 Zugriff Januar 2015.
- LANUV NRW (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2011f): Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum* (SELYS, 1850)). – Internetseite www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/libellen/kurzbeschreibung/6887 Zugriff Januar 2015.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. – Kulturbuch Verlag. Berlin. 35 S.
- MAUERSBERGER, R., BAUHUS, S. & SALM, P. (2005): Zum Vorkommen der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis* EVERSMANN) im Nordosten Brandenburgs (Odonata: Aeshnidae). – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 14(1): 17–24.
- MÜNCHBERG, P. (1930): Zur Biologie der Odonatengenera *Brachytron* EVANS und *Aeshna* FBR. – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 20(1): 172–232.
- MÜNCHBERG, P. (1956): Zur Bindung der Libelle *Aeshna viridis* EVERSM. an die Pflanze *Stratiotes aloides* L. (Odon.). – Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen 5(12): 113–118.
- NAGLER, A. & MÜLLER, H-U. (2012): Das ökologische Grabenräumprogramm des Landes Bremen – 25 Jahre erfolgreicher Schutz artenreicher Grünlandgräben. – Natur und Landschaft 87(8): 357–361.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (2009a): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. Teil 1: Wirbellosenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover. 10 S. unveröffentlicht.

- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (2009b): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. Teil 1: Wirbellosenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover. 8 S. unveröffentlicht.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. Teil 3: Wirbellosenarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover. 8 S. unveröffentlicht.
- OTT, J. & PIPER, W. (1998): Rote Liste der Libellen (Odonata). – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 261–267.
- PETERS, G. (1987): Die Edellibellen Europas: Aeshnidae. – Die Neue Brehm-Bücherei 49. Ziemsen. Wittenberg-Lutherstadt. 140 S.
- PURSE, B. V., HOPKINS, G. W., DAY, K. J. & THOMPSON, D. J. (2003): Dispersal characteristics and management of a rare damselfly. – *Journal of Applied Ecology* 40(4): 716–728.
- RANTALA, M. J., ILMONEN, J., KOSKIMAKI, J., SUHONEN, J. & TYNKKYNNEN, K. (2004): The macrophyte, *Stratiotes aloides*, protects larvae of dragonfly *Aeshna viridis* against fish predation. – *Aquatic Ecology* 38: 77–82.
- RÖHR, K. (2005): Das Larval- und Reproduktionshabitat der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) im Münsterland (NRW). – Diplomarbeit. Universität Münster. 75 S. unveröffentlicht.
- RÖHR, K. (2006): Monitoring der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und der Vogel-Azurjungfer (*C. ornatum*) im FFH-Gebiet DE 3516-302 (Grabensystem Tiefenriede, Kreis Minden) 2006. – Gutachten im Auftrag des Kreises Minden-Lübbecke. 8 S. unveröffentlicht.
- RÖSKE, W. (1995): Die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) in Baden-Württemberg. Aktuelle Bestandssituation und erste Erfahrungen mit dem Artenhilfsprogramm. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4(1): 29–37.
- RÖSKE, W. & BUCHWALD, R. (2001): Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) in Niedersachsen. – Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie (NLÖ). 14 S. unveröffentlicht.
- ROUQUETTE, J. R. & THOMPSON, D. J. (2007): Patterns of movement and dispersal in an endangered damselfly and the consequences for its management. – *Journal of Applied Ecology* 44(3): 692–701.
- SERFLING, C., ZIMMERMANN, W. & BUTTSTEDT, L. (2004): Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) in Thüringen. – *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 41(1): 1–14.
- SMOLDERS, A. J. P., LAMERS, L. P. M., DEN HARTOG, C. & ROELOFS, J. G. M. (2003): Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. – *Hydrobiologia* 506–509: 603–610.
- STERNBERG, K. (1999): *Coenagrion ornatum*. – In: STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. [Hrsg.]: Die Libellen Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer. Stuttgart. 270–278.
- STERNBERG, K. (2000): *Aeshna viridis*. – In: STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. [Hrsg.]: Die Libellen Baden-Württembergs Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer. Stuttgart. 110–114.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R., [Hrsg.] (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). – Ulmer. Stuttgart. 468 S.
- STERNBERG, K., BUCHWALD, R., HÖPPNER, B., HUNGER, H., RADEMACHER, M., RÖSKE, W., SCHIEL, F.-J. & SCHMIDT, B. (1999a): Libellenlebensräume im Gewässermanagement. – In: STERNBERG, K. &

- BUCHWALD, R. [Hrsg.]: Die Libellen Baden-Württembergs Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer. Stuttgart. 53–65.
- STERNBERG, K., BUCHWALD, R. & RÖSKE, W. (1999c): *Coenagrion mercuriale*. – In: STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. [Hrsg.]: Die Libellen Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer. Stuttgart. 255–270.
- SUUTARI, E., RANTALA, M. J., SALMELA, J. & SUHONEN, J. (2004): Intraguild predation and interference competition on the endangered dragonfly *Aeshna viridis*. – *Oecologia* 140: 135–139.
- WESENBERG-LUND, C. (1913): Odonaten-Studien 1. – Mitteilungen aus den biologischen Süßwasserlaboratorien Hilleröd u Lyngby (Dänemark) XVI: 155-228.
- WILDERMUTH, H. (1992): Habitate und Habitatwahl der Grossen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) CHARP. 1825 (Odonata, Libellulidae). – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 1(1): 3–21.
- WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. – Quelle & Meyer. Wiebelsheim. 823 S.
- WITTENBERG, M. (2013): Die Larvenentwicklung der Libellenart *Aeshna viridis* im Naturschutzgebiet Westliches Hollerland in Bremen. – Masterarbeit. Universität Oldeburg. 87 S. unveröffentlicht.

7 Anhang

7.1 Abbildungen *A. viridis*

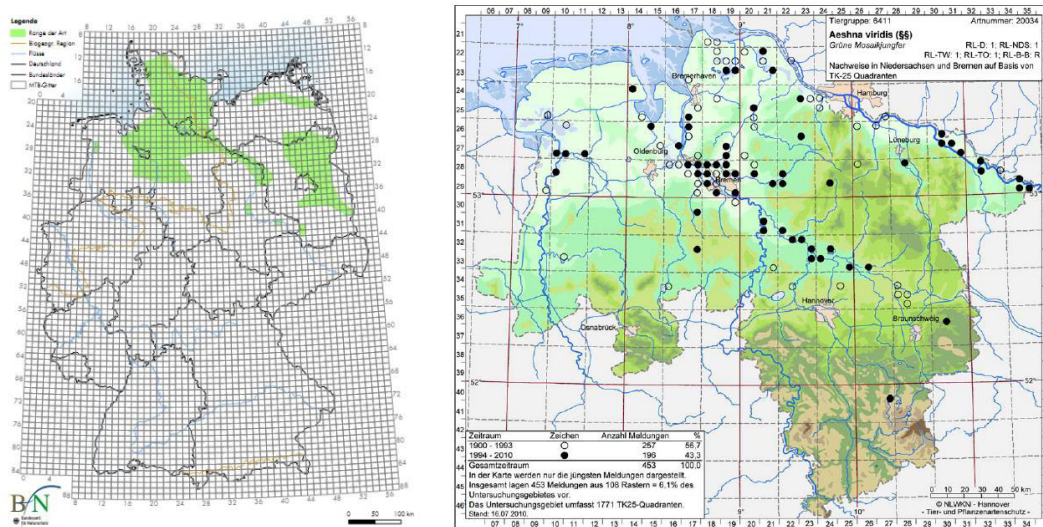


Abb. 1: Verbreitung von *Aeshna viridis* in Deutschland und Niedersachsen.

Quelle: BfN Stand 2007; NLWKN Stand 2010



Abb. 2: Grabenunterhaltung und Räumgutuntersuchung im NSG Bornhorster Huntewiesen Oktober 2013.

Fotos: F. Kastner

Gewässer Nr. 1



Oktober 2012



Juli 2013

Gewässer Nr. 4



Oktober 2012



Juli 2013



Juni 2014

Gewässer Nr. 6



April 2012



Juni 2012



Oktober 2014

Gewässer Nr. 17



Dezember 2013



August 2014

Abb. 3: Wiederansiedlung von *Stratiotes aloides* in Gewässer der Hunte-Weser-Niederung zum Zeitpunkt des Einbringens der Pflanzen sowie zum Ende des Projekts.

Fotos: F. Kastner

Gewässer Nr. 5



Herbst 2014

Gewässer Nr. 22



Winter 2014

Abb. 4: Gewässerneuanlage (oben) sowie Grabenaufweitung (unten) 2014 mit anschließender Ansiedlung von *Stratiotes aloides*.

Fotos: F. Kastner

7.2 Tabellen *A. viridis*

Tab. 1: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (I) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.

Fe³⁺ gel. = gelöstes Eisen, NH⁴⁺ = Ammonium, NO³⁻ = Nitrat, NO²⁻ = Nitrit, PO₄³⁻ = Phosphat, SO₄²⁻ = Sulfat, ges. P = gesamt Phosphat, ges. N = gesamt Stickstoff. Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998): I = anthropogen unbelastet, I - II = sehr geringe Belastung, II = mäßige Belastung, II - III = deutliche Belastung, III = erhöhte Belastung, III - IV = hohe Belastung, IV = sehr hohe Belastung.

Frühjahr											
Gebiet	Anzahl Messungen	Fe ³⁺ gel. (mg/l)	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P. (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Iprump	32	1.747	1.115	5.899	0.049	0.133	54.636	0.093	3.280	54.002	II
Huntewiesen	40	2.486	0.547	4.817	0.016	0.217	49.806	0.125	2.769	51.965	II - III
Huntorf	6	0.399	6.502	3.975	0.016	0.070	185.016	0.084	7.040	47.198	II
Huntebrück	17	0.350	0.630	5.680	0.032	0.039	137.355	0.114	3.242	85.439	II - III
Warfleth	30	1.255	0.960	3.215	0.016	0.155	54.979	0.126	2.750	81.777	II - III
Delmenhorst	3	0.475	0.041	3.117	0.016	0.078	58.602	0.122	1.833	50.924	I - II
Werderland	10	0.271	0.041	2.514	0.016	0.077	65.315	0.128	1.997	109.957	II
Hollerland	19	1.869	0.056	5.075	0.018	0.148	47.913	0.168	2.874	49.691	II
Sommer											
Gebiet	Anzahl Messungen	Fe ³⁺ gel. (mg/l)	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P. (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Iprump	38	1.744	0.227	4.316	0.020	0.109	37.375	0.081	1.763	57.112	II
Huntewiesen	41	1.132	0.134	3.985	0.016	0.109	43.878	0.099	2.062	60.384	II
Huntorf	6	1.166	0.958	7.388	0.023	0.094	128.927	0.080	3.588	45.320	II
Huntebrück	18	0.454	0.077	2.584	0.016	0.184	51.433	0.128	1.526	122.286	II
Warfleth	31	1.128	0.190	3.953	0.106	0.166	48.775	0.122	2.123	144.569	II
Delmenhorst	3	0.595	0.166	1.529	0.016	0.173	47.783	0.169	1.321	52.077	II
Werderland	10	0.141	0.083	1.782	0.016	0.088	78.109	0.113	1.535	293.085	II
Hollerland	19	0.532	0.117	3.053	0.017	0.085	36.047	0.117	2.076	69.381	II
Herbst											
Gebiet	Anzahl Messungen	Fe ³⁺ gel. (mg/l)	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P. (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Iprump	38	1.797	1.488	5.100	0.025	0.098	46.742	0.103	3.172	41.392	II
Huntewiesen	41	1.222	0.340	3.932	0.019	0.098	60.914	0.082	1.989	48.269	II
Huntorf	6	1.892	3.116	7.206	0.094	0.068	159.146	0.073	5.172	24.690	II - III
Huntebrück	18	0.322	0.603	4.192	0.051	0.080	137.777	0.076	2.080	67.612	II
Warfleth	31	1.170	0.522	3.176	0.043	0.129	48.040	0.103	2.048	77.021	II - III
Delmenhorst	3	0.740	0.144	2.766	0.016	0.178	50.714	0.113	1.239	40.489	II
Werderland	10	0.252	0.112	3.635	0.061	0.076	87.242	0.082	1.574	176.094	II
Hollerland	19	1.536	0.092	4.413	0.016	0.129	49.648	0.109	1.993	58.008	II

Tab. 2: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (II) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten der Hunte-Weser-Niederung.

Mg^{2+} = Magnesium, Ca^{2+} = Calcium, O_2 = Sauerstoff, Leit. = Leitfähigkeit. Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998):
 I = anthropogen unbelastet, I - II = sehr geringe Belastung, II = mäßige Belastung, II - III = deutliche Belastung, III = erhöhte Belastung, III - IV = hohe Belastung, IV = sehr hohe Belastung.

Frühjahr										
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg^{2+} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Temperatur (°C)	O_2 (mg/l)	O_2 (%)	pH	Leit. ($\mu S/cm$)
Iprump	32	6.371	53.613	9	6	5.9	8	64	7.0	415
Huntewiesen	40	4.344	33.856	6	4	6.6	7	57	6.8	327
Huntorf	6	19.055	88.128	17	8	4.4	7	59	6.8	733
Huntebrück	17	16.806	83.439	16	7	6.9	13	106	7.6	726
Warfleth	30	12.277	47.938	10	9	8.7	9	76	7.3	511
Delmenhorst	3	6.418	41.777	7	4	10.0	16	140	8.1	401
Werderland	10	15.058	51.372	11	7	7.9	11	94	7.7	614
Hollerland	19	3.396	22.677	4	3	9.3	8	67	7.1	273
Sommer										
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg^{2+} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Temperatur (°C)	O_2 (mg/l)	O_2 (%)	pH	Leit. ($\mu S/cm$)
Iprump	38	5.857	43.888	7	6	18.8	5	55	7.2	406
Huntewiesen	41	5.090	42.306	7	5	18.2	4	49	6.8	401
Huntorf	6	16.124	67.198	13	8	19.1	6	69	6.8	547
Huntebrück	18	15.198	61.828	12	8	17.0	3	29	7.2	703
Warfleth	31	15.518	49.128	10	7	18.4	6	59	7.2	689
Delmenhorst	3	5.735	36.383	6	4	20.9	2	27	7.3	366
Werderland	10	30.657	63.205	16	7	19.1	5	55	7.0	1242
Hollerland	19	3.134	34.139	5	3	17.4	9	28	6.5	385
Herbst										
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg^{2+} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Temperatur (°C)	O_2 (mg/l)	O_2 (%)	pH	Leit. ($\mu S/cm$)
Iprump	38	6.504	45.458	8	6	4.1	8	45	7.1	428
Huntewiesen	41	4.996	38.147	6	4	4.5	8	62	7.0	374
Huntorf	6	16.336	70.816	14	8	4.5	7	59	6.7	589
Huntebrück	18	16.685	78.711	15	7	4.2	10	72	7.4	715
Warfleth	31	12.493	43.189	9	8	3.4	6	49	7.3	545
Delmenhorst	3	6.351	34.671	6	4	4.3	13	97	7.9	400
Werderland	10	19.279	47.354	11	5	3.8	8	61	7.6	875
Hollerland	19	4.434	29.685	5	4	4.0	6	45	7.3	382

Tab. 3: Ergebnisse der *Stratiotes aloides*-Ansiedlung in der Hunte-Weser-Niederung 2012 bis 2014.

Nr.	Landkreis	Typ	Ansiedlung <i>Stratiotes aloides</i>		Kontrolle <i>Stratiotes aloides</i>	Exuvien <i>Aeshna viridis</i>	Eiablagen <i>Aeshna viridis</i>	Bewer- tung
1	Landkreis Oldenburg	Ausbuch- tung am Sieltief	Okt. 12	Etwa 500 Pflanzen (ca. 16 m ²)	Sommer 2013: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden Sommer 2014: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden	keine Kontrolle	keine Kontrolle	negativ
2	Landkreis Oldenburg	Ausbuch- tung am Sieltief	Okt. 12	Etwa 500 Pflanzen (ca. 16 m ²)	Sommer 2013: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden Sommer 2014: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden	keine Kontrolle	keine Kontrolle	negativ
3	Landkreis Wesermarsch	Stillge- wässer	Apr. 12	Etwa 290 Pflanzen (ca. 7 m ²)	Sommer 2012: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden Sommer 2013: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden Sommer 2014: Es sind keine Pflanzen zu sehen, vermutlich nicht mehr vorhanden	keine Kontrolle	keine Kontrolle	negativ
4	Landkreis Wesermarsch	Graben	Okt. 12	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 20 m ²)	Sommer 2013: Ca. 60 m ² emerse dichte Pflanzen Sommer 2014: Ca. 120 m ² emerse dichte Pflanzen	Sommer 2013: 20 Exuvien Sommer 2014: 8 Exuvien	Sommer 2013: 2 Eiablage Sommer 2014: 4 Eiablagen	positiv
5	Landkreis Wesermarsch	Graben (Neu- anlage)	Dez. 14	Etwa 100 Pflanzen	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich
6	Stadt Oldenburg	Graben	Apr. 12	Etwa 250 Pflanzen (ca. 7 m ²)	Sommer 2012: Ca. 15 m dichte emerse Pflanzen Sommer 2013: Nur noch wenige Pflanzen submers vorhanden Sommer 2014: 4 Pflanzen submers und 1 Pflanze emers	Sommer 2012: 2 Exuvien Sommer 2013: 0 Exuvien Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2012: keine Eiablage Sommer 2013: keine Eiablage Sommer 2014: keine Eiablage	negativ
7	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 350 Pflanzen (ca. 17 m ²)	Sommer 2014: Auf 43 m Pflanzen emers/ submers, davon 8 m dicht emers	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv
8	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 270 Pflanzen (ca. 14 m ²)	Sommer 2014: Auf 39 m insgesamt 63 Pflanzen emers/submers	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv
9	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 350 Pflanzen (ca. 13 m ²)	Sommer 2014: Auf 26 m Pflanzen, davon 15 m dicht emers	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv
10	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 250 Pflanzen (ca. 11 m ²)	Sommer 2014: Auf 19 m insgesamt 24 Pflanzen emers, davon ca. 1 m dicht	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv

Artenhilfsprogramme für ausgewählte FFH-Libellenarten

Nr.	Landkreis	Typ	Ansiedlung <i>Stratiotes aloides</i>		Kontrolle <i>Stratiotes aloides</i>	Exuvien <i>Aeshna viridis</i>	Eiablagen <i>Aeshna viridis</i>	Bewer- tung
11	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 150 Pflanzen (ca. 7 m ²)	Sommer 2014: Auf 54 m Pflanzen, davon ca. 6 m dicht submers/emers	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv
12	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 300 Pflanzen (ca. 12 m ²)	Sommer 2014: Auf 67 m Pflanzen lückig, davon 5 m emers dicht	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: keine Eiablage	positiv
13	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 150 Pflanzen (ca. 5 m ²)	Sommer 2014: Auf 15 m Pflanzen, davon 5 m dicht emers	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: 1 Eiablage	positiv
14	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 150 Pflanzen (ca. 9 m ²)	Sommer 2014: Auf 10 m emerse dichte Pflanzen	Sommer 2014: 2 Exuvien	Sommer 2014: 1 Eiablage	positiv
15	Stadt Oldenburg	Graben	Okt. 13	Etwa 350 Pflanzen (ca. 14 m ²)	Sommer 2014: Auf 46 m Pflanzen emers/ submers, davon etwa 25 m dicht	Sommer 2014: 0 Exuvien	Sommer 2014: 2 Eiablagen	positiv
16	Stadt Oldenburg	Stillge- wässer	Dez. 13	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 15 m ²)	Sommer 2014: Ca. 20 m ² emerse Pflanzen	Sommer 2014: 110 Exuvien	Sommer 2014: 15 Eiablagen	positiv
17	Stadt Oldenburg	Stillge- wässer	Dez. 13	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 15 m ²)	Sommer 2014: Ca. 36 m ² emerse dichte Pflanzen	Sommer 2014: 4 Exuvien	Sommer 2014: 7 Eiablagen	positiv
18	Stadt Oldenburg	Graben	Dez. 14	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 15 m ²)	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich
19	Stadt Oldenburg	Graben	Dez. 14	Etwa 500 Pflanzen (ca. 7 m ²)	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich
20	Stadt Oldenburg	Graben	Dez. 14	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 15 m ²)	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich
21	Stadt Oldenburg	Stillge- wässer	Dez. 14	Etwa 80 Pflanzen	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich
22	Stadt Oldenburg	Graben (Aufwei- tung)	Dez. 14	Etwa 1000 Pflanzen (ca. 15 m ²)	Noch keine Aussage möglich, da Maßnahme im Winter 2014			noch keine Aussage möglich

7.3 Abbildungen *C. mercuriale* und *C. ornatum*

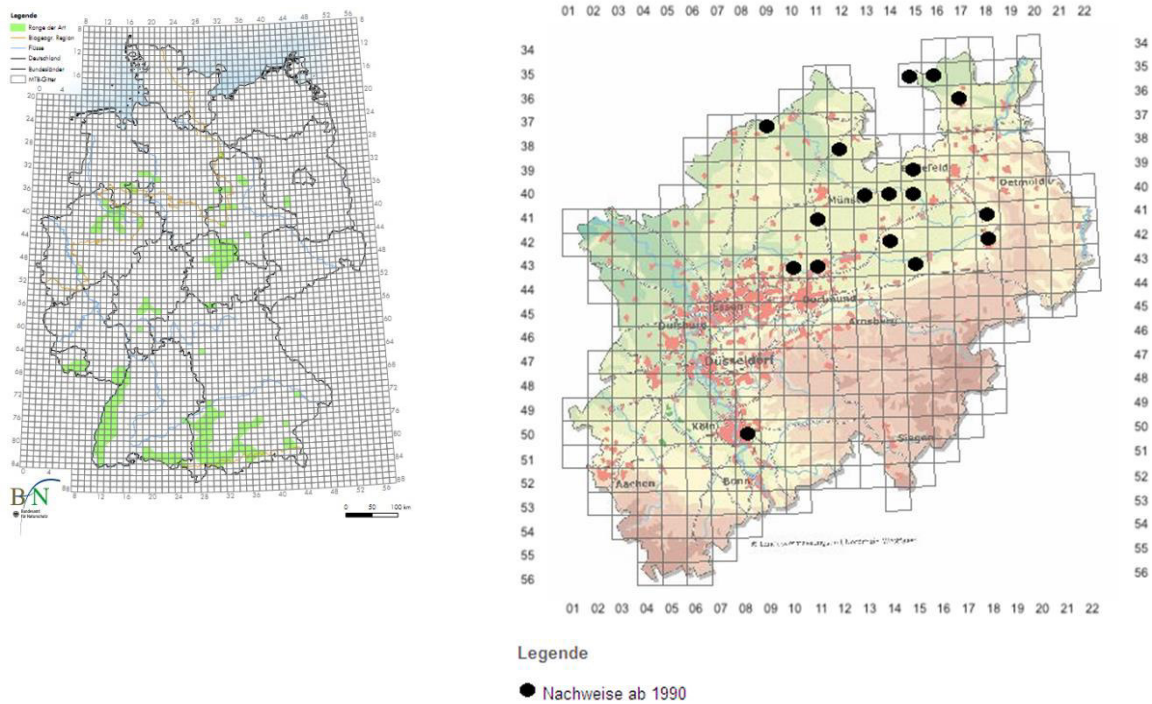


Abb. 5: Verbreitung von *Coenagrion mercuriale* in Deutschland und Nordrhein-Westfalen.

Quelle: BfN Stand 2007; LANUV NRW Stand 2010

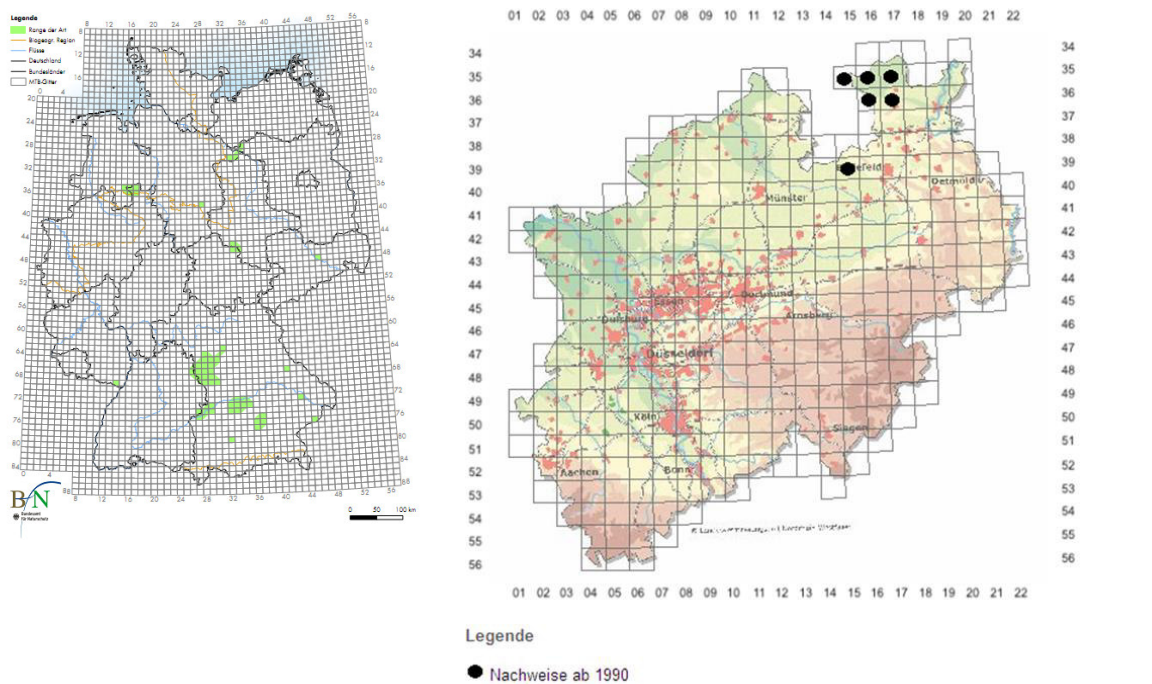


Abb. 6: Verbreitung von *Coenagrion ornatum* in Deutschland und Nordrhein-Westfalen.

Quelle: BfN Stand 2007; LANUV NRW Stand 2010



Abb. 7: Angepasste Böschungsmahd in *Coenagrion mercuriale*-Gewässern Anfang Mai.

Fotos: M. Papenjohann, F. Kastner



Abb. 8: *Coenagrion mercuriale*-Gewässer mit Gehölzbestand, der im Frühjahr 2013 ausgelichtet bzw. entfernt wurde.

Fotos: F. Kastner



Abb. 9: Gehölzentfernungen an der Kleinen Aue bei Espelkamp im Frühjahr 2013 sowie dortiger Gehölzbestand im Sommer 2014.

Fotos: F. Kastner

7.4 Tabellen *C. mercuriale* und *C. ornatum*
Tab. 4: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (I) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke.

NH⁴⁺ = Ammonium, NO³⁻ = Nitrat, NO²⁻ = Nitrit, PO₄³⁻ = Phosphat, SO₄²⁻ = Sulfat, ges. P = gesamt Phosphat, ges. N = gesamt Stickstoff. Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998): I = anthropogen unbelastet, I - II = sehr geringe Belastung, II = mäßige Belastung, II - III = deutliche Belastung, III = erhöhte Belastung, III - IV = hohe Belastung, IV = sehr hohe Belastung.

Frühjahr										
Gebiet	Anzahl Messungen	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Tiefenriede	8	0.101	59.944	0.055	0.072	58.124	0.048	12.035	45.349	II
Ilwede	35	0.312	55.132	0.093	0.174	73.340	0.088	11.228	47.843	II
Mehner Bruch	15	0.107	60.857	0.173	0.113	77.402	0.073	11.291	54.159	II
Espelkamp	4	0.077	42.315	0.050	0.029	94.858	0.042	9.971	70.604	I - II
Sommer										
Gebiet	Anzahl Messungen	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Tiefenriede	8	0.107	2.413	0.024	0.074	48.205	0.060	1.325	57.815	II
Ilwede	37	0.158	2.264	0.042	0.146	84.457	0.127	1.416	52.151	II - III
Mehner Bruch	10	1.599	4.126	0.270	0.245	58.943	0.153	3.663	60.015	II - III
Espelkamp	4	0.534	2.994	0.114	0.121	76.553	0.107	1.688	63.584	II
Herbst										
Gebiet	Anzahl Messungen	NH ⁴⁺ (mg/l)	NO ³⁻ (mg/l)	NO ²⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	ges. P (mg/l)	ges. N (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Güteklasse (LAWA)
Tiefenriede	8	0.137	39.430	0.088	0.032	68.689	0.030	9.538	50.545	II
Ilwede	38	0.449	39.786	0.117	0.145	98.475	0.070	9.731	60.341	II
Mehner Bruch	15	0.193	29.554	0.091	0.209	110.358	0.093	7.524	62.571	II - III
Espelkamp	4	0.145	21.451	0.108	0.028	97.755	0.039	4.979	59.543	II

Tab. 5: Ergebnisse der wasserchemischen Messungen (II) (Mittelwert) für Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahr 2011, 2012, 2013 in den Teilgebieten im Kreis Minden-Lübbecke.

Mg²⁺ = Magnesium, Ca²⁺ = Calcium, Fließg. = Fließgeschwindigkeit, Temp. = Temperatur, O₂ = Sauerstoff, Leit. = Leitfähigkeit. Einteilung der Gewässergüteklasse nach LAWA (1998): I= anthropogen unbelastet, I - II= sehr geringe Belastung, II= mäßige Belastung, II - III= deutliche Belastung, III= erhöhte Belastung, III - IV= hohe Belastung, IV= sehr hohe Belastung.

Frühjahr											
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Fließg. (m/s)	Temp. (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	Leit. (µS/cm)
Tiefenriede	8	8.096	80.008	12	6	0.2	6.3	13	111	7.7	614
Ilwede	35	8.660	89.254	14	7	0.2	8.0	15	129	7.9	698
Mehner Bruch	15	11.849	88.258	13	8	0.2	9.3	13	117	8.1	769
Espelkamp	4	12.067	100.098	14		0.1	3.0	15	110	7.7	789
Sommer											
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Fließg. (m/s)	Temp. (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	Leit. (µS/cm)
Tiefenriede	8	8.053	74.948	12	7	0.0	18.1	6	67	7.5	535
Ilwede	37	8.860	89.755	14	8	0.0	19.0	6	62	7.4	658
Mehner Bruch	10	11.416	89.478	14	11	0.0	19.3	5	59	7.6	753
Espelkamp	4	10.287	80.361	12		0.1	20.5	6	71	7.8	668
Herbst											
Gebiet	Anzahl Messungen	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Gesamthärte (dH)	Carbonathärte (dH)	Fließg. (m/s)	Temp. (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	Leit. (µS/cm)
Tiefenriede	8	12.459	93.447	15	8	0.1	4.9	11	87	7.5	682
Ilwede	38	10.385	130.976	20	9	0.1	5.2	11	88	7.8	760
Mehner Bruch	15	12.401	128.677	20	11	0.1	4.4	10	82	8.1	837
Espelkamp	4	11.810	95.190	14			7.4	9	77	7.8	728