

# Gräben – ein unterschätzter Lebensraum

Von Lisa Tunder\*, Kena Jürgens und Ellen Kiel

**Langfassung zum NaFor / BSH-Merkblatt 81**



Abbildung 1: Dichtes Grabennetz entlang des Fehntjer Tiefs. Foto: T. Bruns, 2023.

## Künstliche Gewässer mit Geschichte

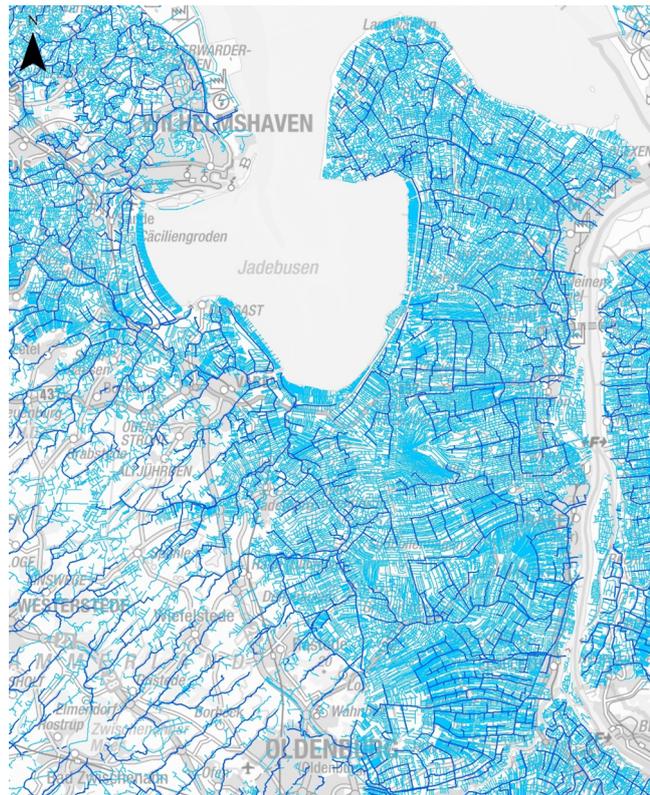
Im küstennahen Tiefland prägen Gräben das Landschaftsbild und bilden insbesondere in den Marschengebieten, den Moorregionen und entlang der Tieflandflüsse ein besonders dichtes Netz (Abb. 1, 2, 3). Sie wurden dort – wie auch in vielen anderen Tieflandregionen der Welt – seit Jahrhunderten vom Menschen angelegt, um Wasserstände gezielt zu regulieren. Der Bau von Grabensystemen begann hier vielerorts bereits vor dem Mittelalter. Vom Tiefland bis in den Alpenraum Deutschlands zielen diese wasserbaulichen Maßnahmen noch heute darauf ab, mithilfe von Drainagegräben die Besiedlung sowie die land- und forstwirtschaftliche Nutzung nasser Böden zu ermöglichen. Bereits vor mehr als 900 Jahren wurden Niedermoore und Flussauen mithilfe von Gräben entwässert, Hochmoore hingegen seit etwa 350 Jahren. In den Marschen, wo seit dem 13. Jahrhundert eine durchgehende Deichlinie vor Meeresfluten schützen sollte, leitete man das binnendeichs anfallende Süßwasser mit Gräben und Kanälen durch Sieltore (im Deich befindliche Öffnungen) ins Meer. Entlang der großen Flüsse wiederum baute man in vielen Regionen ausgeklügelte Grabensysteme, die weniger der Entwässerung als vielmehr dem Rückhalt des nährstoffreichen Flusswassers in der Fläche dienten. Diese gezielte Stauregulierung ermöglichte es, das nährstoffreiche Wasser der Tieflandflüsse zur gezielten Bewässerung bzw. zur Düngung einzusetzen, um den Ertrag von Wirtschaftsgrünland zu steigern. Für Süddeutschland ist diese Form der Wiesenbewirtschaftung spätestens seit dem 12. Jh. dokumentiert. In der Lüneburger Heide geht die Rieselfeldbewirtschaftung auf das 15. Jh. zurück und entlang der Hunte legte man noch bis ins 19. Jh. großräumig neue Rieselwiesen an. Viele dieser Bewässerungssysteme nutzte man noch in den 1930er-Jahren, bis der systematische Einsatz von Kunstdünger und die industrielle Produktion von Kraftfutter sie unwirtschaftlich machte (u. a. Bantelmann & Fischer, 1966; Konold, 1991; Gerdes-Röben, 1994; Kramer & Schwarz, 1996; Handke, 1999; Kulp, 2001; Oeljeschläger & Aschenbeck, 2007; Konold, 2022; Graf et al., 2025).

## Das Grabennetz Niedersachsens im Blick

Unser Augenmerk richten wir in diesem Beitrag auf die großen Grabenlandschaften im Nordwesten Niedersachsens, wo außerordentlich viele Gräben das Landschaftsbild prägen. Dabei stellen wir die aquatische Fauna sowie die ökologischen Eigenschaften und Dienstleistungen der kleineren Entwässerungsgräben in den Mittelpunkt. Diese Gräben durchziehen die küstennahen Marsch- und Mooregebiete sowie die grundwasser-geprägten Mineralböden im Übergang zur Geest.

In Deutschland erreicht die Dimension der Grabensysteme im Hinblick auf die Gesamtlänge und die Dichte der Gräben pro Fläche ihr Maximum entlang der Nordseeküste. Selbstverständlich existieren auch in anderen Regionen dichte Grabennetze. In vielen Ländern sind sie integrale Bestandteile der Kulturlandschaften. Marshall et al. (1978) nennen z. B. für England und Wales Gesamtlängen an Gräben von 128.000 km, für die tiefliegenden Regionen der Niederlande errechnete Higler (1989) sogar rund 300.000 km Gräben. Dortige Grabennetze erreichen eine Dichte von 1.000 m Grabenlänge je 10.000 m<sup>2</sup> Landfläche und bedecken etwa 20 % der Landesfläche (Verdonschot, 2012).

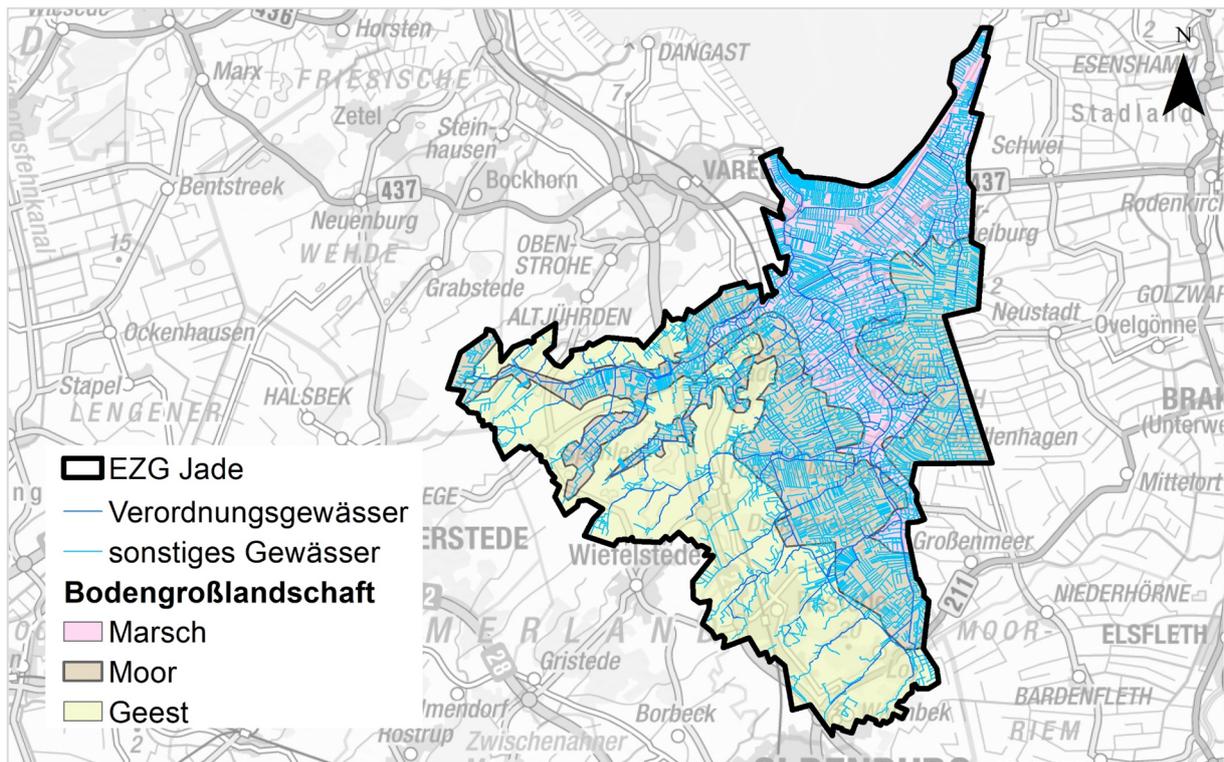
Das Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (LGLN) unterscheidet die insgesamt 118.982 km linearen Gewässer Niedersachsens (Tab. 1) aktuell u. a. in die Kategorien „sonstige Gewässer“ (85.771 km, 72 %) und „Verordnungsgewässer“ (28.062 km, 24 %). Eine eigenständige Kategorie „Gräben“ existiert inzwischen nicht mehr. Während die Kategorie „sonstige Gewässer“ die Mehrzahl der kleineren Gräben beinhaltet, umfassen die „Verordnungsgewässer“ die Gewässer II. Ordnung und damit neben größeren Gräben auch Kanäle, Bäche und Flüsse (LGLN, 2021). Die Dimension des Grabennetzes, das heißt, die Gesamtlänge aller „sonstigen Gewässer“, ist in den Landschaftsräumen sehr unterschiedlich. Das Einzugsgebiet der Jade wird beispielsweise von 1.407 km Gräben („sonstige Gewässer“) durchzogen, von denen nahezu die Hälfte (49 %) im Moor verläuft, während sich 38 % in der Marsch und nur 13 % in der Geest befinden (Abb. 3).



**Abbildung 2:** Gräben prägen das küstennahe Tiefland. Besonders eindrucksvoll zeigt sich dies rund um den Jadebusen und die Weser, wo ein dichtes Gewässernetz mit einer Vielzahl an Gräben die Landschaft durchzieht. Bearb. Gewässernetz von Niedersachsen (LGLN, 2021) mit DUEKN500.

**Tabelle 1:** Gewässerlängen in Niedersachsen und im Einzugsgebiet (EZG) der Jade (246,55 km<sup>2</sup>). Berechnet auf Grundlage des LGLN (2021).

	Nds (km)	%	EZG Jade (km)	%
<b>Bundeswasserstraße</b>	1.641	1,3 %	0	0,0 %
<b>Landeswasserstraße</b>	552	0,5 %	0	0,0 %
<b>Verordnungsgewässer</b>	28.062	23,6 %	228	13,8 %
<b>sonstiges Gewässer</b>	85.771	72,1 %	1.407	85,1 %
<b>bedeckter Verlauf</b>	2.572	2,2 %	16	0,9 %
<b>Laufverbindung</b>	383	0,3 %	3	0,2 %
<b>Summe</b>	<b>118.981</b>	<b>100,00 %</b>	<b>1.653</b>	<b>100,00 %</b>



**Abbildung 3:** Das Einzugsgebiet der Jade verdeutlicht die unterschiedliche Dimension der Gewässernetze in den Bodengroßlandschaften (Marsch, Moor, Geest) und die besonders hohen Grabendichten im Bereich der Marsch- und Mooregebiete. „Verordnungsgewässer“ sind größere Gräben und Bäche bzw. Flüsse; die Kategorie „sonstige Gewässer“ umfasst kleine Gräben (1:280.000). Bearb. Gewässernetz von Niedersachsen (LGLN, 2021) mit DUEKN500.

## Gräben im Wandel: Nutzung und Funktionen

Seit Jahrhunderten erfüllen Gräben zahlreiche Funktionen: Sie senken den Grundwasserstand, führen Hochwasser ab oder dienen dem Wasserrückhalt. In früheren Jahrhunderten spielten Gräben auch eine nicht unerhebliche Rolle für den Fischfang (Ballhaus, 2008), die Aufzucht von Wassergeflügel und – insbesondere die größeren Gräben – als Verkehrs- und Transportwege (Ballhaus, 2002; Kulp, 2001; DWA, 2018). Noch heute sorgen viele Gräben in den küstennahen Grünlandgebieten nicht nur für die Entwässerung der nassen Böden. Sie dienen in der Weidewirtschaft zusätzlich als Viehtränken oder lokal als „nasse Zäune“ (Peters, 2015). Im Deichhinterland bilden sie häufig hydrologische Funktionseinheiten mit Siel- und Schöpfwerken, um Wasser aus dem Binnenland ins Meer zu befördern.

In der überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzten Küstenregion übernehmen Gräben heute zusätzliche neue Funktionen. Beispielsweise entstehen bei weniger intensiver Bewirtschaftung der Böschungen lineare Saumstrukturen, die für den Biotopverbund wertvoll sein können (Decler et al., 2015). Auch führen die geringen Fließgeschwindigkeiten in den meisten Gräben zu Sedimentationsprozessen, sodass die beim Abbau organischer Stoffe freiwerdenden Nährstoffe in Pflanzenbiomasse gebunden werden können (Osterkamp & Schirmer, 2001). Besonderen Wert erlangen Gräben heute jedoch für die aquatische Flora und Fauna. Vor allem in der intensiv genutzten Kulturlandschaft können sie wichtige Sekundärlebensräume sein (Veeningen, 1982; Handke, 1999; Armitage et al., 2003; Herzon & Helenius, 2008; Verdonschot et al., 2011; Verdonschot, 2012; Kiel et al., 2012; Brunken et al., 2012; Hill et al., 2016; Rasran & Vogt, 2018). Das Grabennetz bietet jedoch nicht nur der aquatischen Fauna einen Lebensraum. Im Bereich der Böschungen siedeln z. B. auch zahlreiche terrestrische Wirbellose (Decler et al., 2015). Die Wirbellosen können wiederum Vögeln und anderen Räubern als Nahrung dienen. Entsprechend stellten mehrere Studien fest, dass die Arten- und Individuenzahl der Vögel höher ist, wenn in der Landschaft Gräben vorhanden sind (Arnold, 1983; Vepsäläinen et al., 2010; Marja & Herzon, 2012). Gräben sind häufig auch ein wichtiges Werkzeug zur

gezielten (Wieder-)Vernässung im Moor- und Wiesenvogelschutz. Dies geschieht beispielsweise im Grünland, um Brut- und Nahrungshabitate für die in Deutschland vom Aussterben bedrohte Uferschnepfe zu schaffen (Ryslavy et al., 2020; NLWKN, 2024) oder um ein hydrologisches Management aufzubauen, das die Wiedervernässung degradierter Moore sicherstellt. Leider wird im Zuge solcher Managementplanungen nur selten das ökologische Potenzial der Gräben berücksichtigt. Andererseits war in den vergangenen Jahrzehnten vielerorts ein „Grabenschwund“ festzustellen, d. h. Gräben wurden durch Drainagen ersetzt, weil die sich ändernden Siedlungs- und Bewirtschaftungsformen den Bedarf an großen, zusammenhängenden Nutzflächen erhöhen. Vor dem Hintergrund des Klimawandels und der vermehrt auftretenden Extremwittersituationen erscheint dies allerdings als problematisch. Die nutzbringende Funktion der Gräben, Wasser zwischenzuspeichern, dürfte bei vermehrt auftretenden Starkregenereignissen erheblich an Bedeutung gewinnen. Diese Eigenschaft muss gemeinsam mit dem potenziellen Beitrag von Gräben zum Landschafts- und Naturschutz zukünftig stärker berücksichtigt werden. Lokal nutzt man bereits die Fähigkeit von Gräben Wasser zurückzuhalten. Man senkt die Wasserstände der Gräben im Winter künstlich ab, um Kapazität für starke Niederschläge vorzuhalten. Andererseits zeigten die extremen Dürrejahre, dass Gräben bei entsprechendem Management auch Möglichkeiten bieten, Wasser gezielt in der Fläche zu halten und so Austrocknungseffekten zu begegnen.

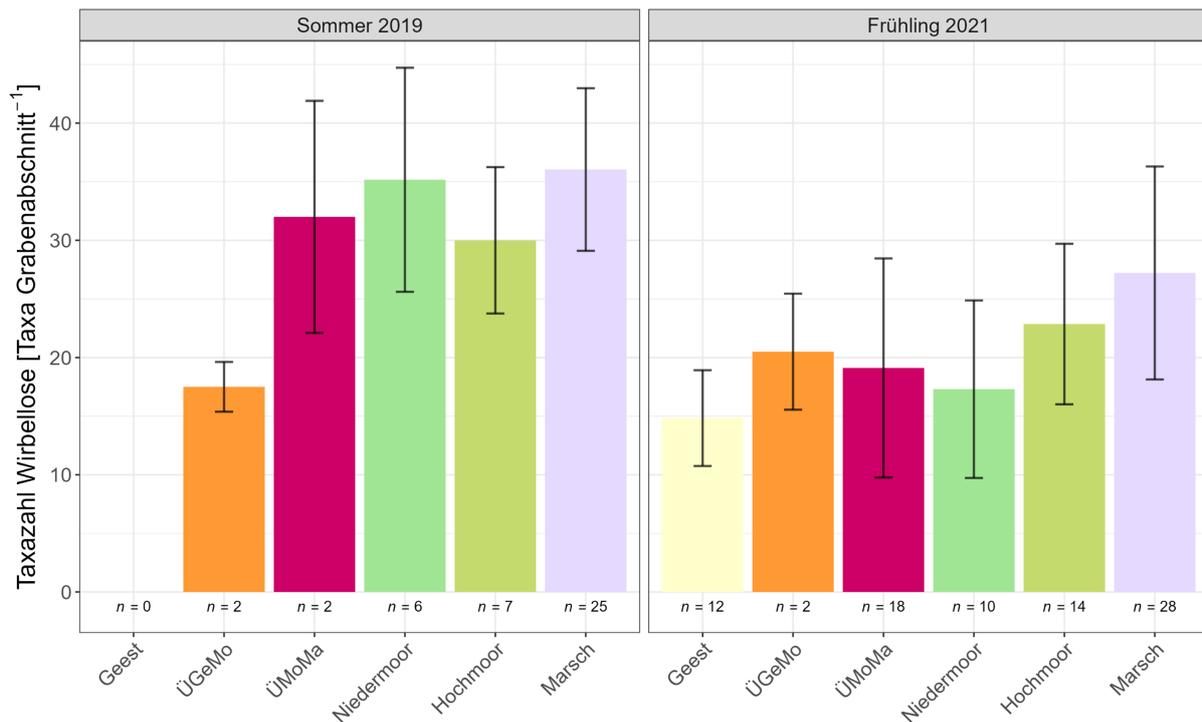
## Gräben als Lebensraum

Zahlreiche nationale und internationale Studien wiesen in Gräben nicht nur viele seltene und geschützte Arten nach, sondern ermittelten auch eine hohe Biodiversität (u. a. Williams et al., 2003; Niggebrugge et al., 2007; Herzon & Helenius, 2008; Verdonschot et al., 2011; Clarke, 2015; Shaw et al., 2015; Hill et al., 2016; Biggs et al., 2017; Rolke et al., 2018). Im Bremer Raum zeigten dies Witt und Haesloop (2001) sehr klar: Ihre umfangreiche Datenauswertung schafft nicht nur eine detaillierte Übersicht über den Artenbestand der aquatischen Wirbellosenfauna in neun Grabengebieten, sie liefert auch einen quantitativen Beleg für die Bedeutung der Gräben unter den Aspekten Biodiversität und Artenschutz. Unter den insgesamt 391 nachgewiesenen Arten ermittelten die Autoren insgesamt 109 Arten (28 %), die zu dem Zeitpunkt mindestens als potenziell gefährdet eingestuft waren. Kleinere Studien im Einzugsgebiet der Hunte unterstreichen diese Befunde. Beispielsweise untersuchte Schröder (2012) 18 Grabenstandorte im landwirtschaftlichen Umfeld südlich der Hunte, die zwischen Oldenburg, Hude und Kirchhatten in den Naturräumen „Watten und Marschen“ bzw. in der „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ (NLWKN, Umweltkarten des MU) liegen. Mit sechs Stechrohrproben je Standort wurden aquatisch entwickelnde Süßwasserschnecken (Gastropoda), Wasserwanzen (Hemiptera), Wasserkäfer (Coleoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) erfasst. Allein innerhalb dieser vier Tiergruppen wurden im Juli 2011 insgesamt 66 Taxa (Arten und höhere Gruppen) nachgewiesen, darunter neun Arten (14 %), die zum Untersuchungszeitpunkt niedersachsen- bzw. bundesweit als gefährdet galten. Dieken (2018) untersuchte in zwei parallel verlaufenden Grünlandgräben südlich der Hunte (Raum Iprump, Naturraum „Watten und Marschen“) Mahdgut, welches bei regulären Mähkorbeinsätzen anfiel. In insgesamt 40 Proben fand er insgesamt 38 Taxa, darunter vier Arten (11 %), die 2018 niedersachsen- oder bundesweit in ihren Beständen rückläufig oder sogar gefährdet waren. Die AG Gewässerökologie der Universität Oldenburg führte im Sommer 2019 und Frühling



**Abbildung 4:** Wirbellosen-Fauna in einem Marschengraben in Nordwestdeutschland. Bild, Video: L. Tunder & N. Reese, 2022.

2021 eine groß angelegte Grabenstudie im Einzugsgebiet der Jade durch (Abb. 3). Untersucht wurden 43 kleine Grünlandgräben („Endstücke“) in den prägenden Landschaftsräumen der Region, d. h. auf Marsch- bzw. Moorböden und Übergängen beider sowie den geesttypischen grundwasserbeeinflussten Mineralböden (Tunder & Kiel, 2023). Insgesamt wurden 203 Taxa aus einem breiten Spektrum der aquatischen Wirbellosenfauna nachgewiesen, darunter 15 Arten der Vorwarnliste, fünf gefährdete Arten und zwei stark gefährdete Arten (bundesweite Rote Listen). Die höchste Biodiversität fand sich unter den Wasserkäfern (Coleoptera), Zweiflüglern (Diptera) und Süßwasserschnecken (Gastropoda). Marschengräben wiesen im Durchschnitt die größte Artenvielfalt auf, während die wenigsten Taxa in den überwiegend temporär trockenfallenden Gräben der Geest vorkamen (Abb. 5).



**Abbildung 5:** Anzahl aquatischer Wirbelloser (Taxazahl) in 43 Gräben des Einzugsgebietes der Jade die im Sommer 2019 und Frühling 2021 untersucht wurden: Mittelwert ( $\pm$  Standardabweichung) pro Grabenabschnitt (Beprobungsgrundfläche: 0,75 m<sup>2</sup>; 6 Stechrohrproben pro Abschnitt, 2 Abschnitte pro Graben). Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangsstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Vereinfacht nach Tunder & Kiel (2023).

Gräben haben offenbar in nicht geringem Umfang eine Ersatz- bzw. Refugialfunktion für eine Reihe von Arten. Überwiegend präferieren die betreffenden Besiedler natürliche Auenbiotope, die aufgrund anthropogener Eingriffe heute stark verändert sind oder in der Kulturlandschaft vollständig fehlen. Herausragendes Beispiel dafür ist die FFH-Art *Aeshna viridis* Eversmann, 1836 (Odonata, Abb. 6). Die natürlichen Habitate dieser Großlibelle waren offenbar Auengewässer, d. h. Altarme und Altgewässer, die als Produkte natürlicher Hydrodynamik die Flusslandschaften prägten. Viele dieser Habitate verschwanden in ganz Europa infolge der Begradigung und Eintiefung der meisten Flüsse sowie der intensiven Drainage und Nutzung ihrer Auen (EEA, 2020; BfN, 2021). Damit verschwanden auch die meisten natürlichen Brutgewässer von *A. viridis*. Ihre aktuellen Vorkommen beschränken sich deshalb auf wenige Regionen Europas. Heute haben mehrere Grünlandgebiete in Nordwestdeutschland eine herausragende Bedeutung für den Erhalt dieser seltenen Libellenart, da dort noch letzte größere Bestände existieren. Offenbar fungieren bestimmte Grünlandgräben als Ersatzbiotope, weil darin geeignete Bestände der Krebsschere (*Stratiotes aloides*) wachsen. An diese Wasserpflanze ist *A. viridis* obligat gebunden, da die Libellenweibchen an keiner anderen Pflanze oder Struktur ihre Eier ablegen können (de Jong, 1999; Adena & Handke, 2001; Gerard, 2006; Kastner et al., 2011; Kastner et al., 2018).



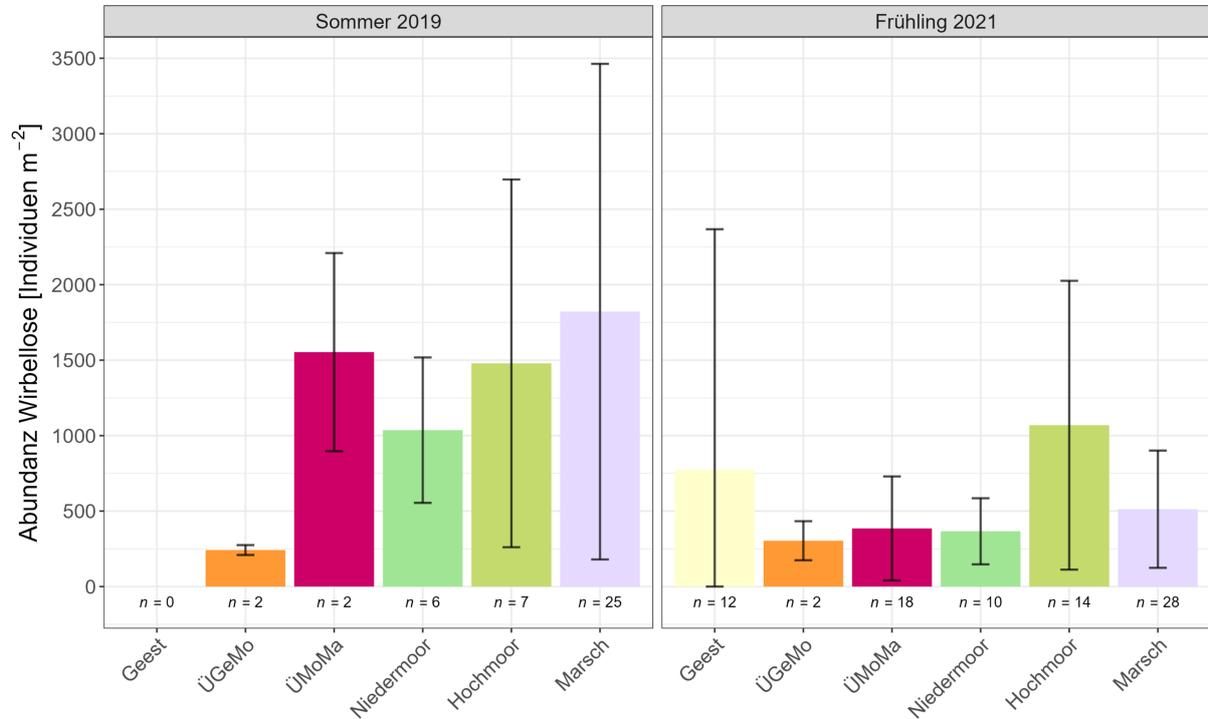
**Abbildung 6:** Die stark gefährdete FFH-Art *Aeshna viridis* (Grüne Mosaikjungfer) legt ihre Eier an der in bestimmten Gräben vorkommenden *Stratiotes aloides* (Krebsschere) ab. Foto, groß: T. Dombrowski, 2024; Foto, klein: L. Tunder, 2024.

Aber auch dort, wo Gräben nicht Lebensraum besonders geschützter Arten sind, können sie wertvolle und weitreichende ökologische Funktionen erfüllen. Insbesondere in den intensiv entwässerten Bereichen des Norddeutschen Tieflandes, wo naturnahe Gewässer selten sind, nehmen die dichten Grabennetze relativ hohe Flächenanteile ein. Entsprechend dicht ist das von Gräben gestellte Angebot aquatischer Lebensräume, die wiederum positiven Einfluss auf das Grabenumfeld haben können. Diese ökologisch wertvollen Effekte resultieren unter anderem aus der Tatsache, dass viele wirbellose Tiere in Gräben häufig in erheblichen Dichten siedeln. Grimm und Kiesewetter (1996) zufolge erreichten z. B. die Larven der Zuckmücken (Chironomidae, Diptera; oft mit Stechmücken verwechselte Insekten, die allerdings kein Blut saugen) in größeren Gräben des Hamburger Umlandes Besiedlungsdichten von rund 19.000 Individuen pro Quadratmeter. Selbst in kleineren Grünlandgräben innerhalb des Einzugsgebiets der Jade fanden Tunder & Kiel (2023) im Sommer durchschnittlich 1.564 und im zeitigen Frühjahr 593 aquatische Wirbellose pro Quadratmeter – darunter ein hoher Anteil an Insekten. Dabei zeigten sich teils erhebliche Schwankungen zwischen den verschiedenen Gräben und Landschaftsräumen (Abb. 8; Tunder & Kiel, 2023). Die höchste Besiedlungsdichte der Untersuchung mit 6.669 Wirbellosen pro Quadratmeter Grabenfläche wurde in einem permanent wasserführenden Marschengraben festgestellt, der nahezu vollständig von einer Schwimmdecke aus Wasserlinsengewächsen bedeckt war (Abb. 7).

Bemerkenswert ist, dass die im Graben produzierte Biomasse an Insekten erheblichen Einfluss auf das Grabenumfeld haben kann, denn viele davon stehen nach dem Schlupf Vögeln, Fledermäusen, Libellen und anderen Insektenfressern als Beute zur Verfügung. Jürgens (2021) zeigte erstmals, wie groß der Anteil der aus dem Grünlandgräben schlüpfenden Insekten am Nahrungsbedarf von Vögeln sein kann. Dort also, wo infolge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung inzwischen ein deutlicher Rückgang der Insektenbiomasse eingetreten ist (Grevé, 2024), haben Gräben somit das Potenzial, Insektenfressern als „Futtertrog“ zu dienen (Jürgens, in Vorb.).



**Abbildung 7:** Marschengraben mit höchster Besiedlungsdichte aquatischer Wirbelloser (6.669 Individuen pro Quadratmeter) bei einer Untersuchung von 43 landwirtschaftlich geprägten Grünlandgräben im Einzugsgebiet der Jade. Bild: L. Tunder, 2020.



**Abbildung 8:** Besiedlungsdichten aquatischer Wirbelloser (Individuen pro Quadratmeter Graben) in Gräben des Einzugsgebietes der Jade: Mittelwert ( $\pm$  Standardabweichung) pro Grabenabschnitt (6 Stechrohrproben pro Abschnitt, 2 Abschnitte pro Graben) im Sommer 2019 und Frühling 2021. Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Vereinfacht nach Tunder & Kiel (2023).

## Verborgene Vielfalt: Ökologie unserer Gräben

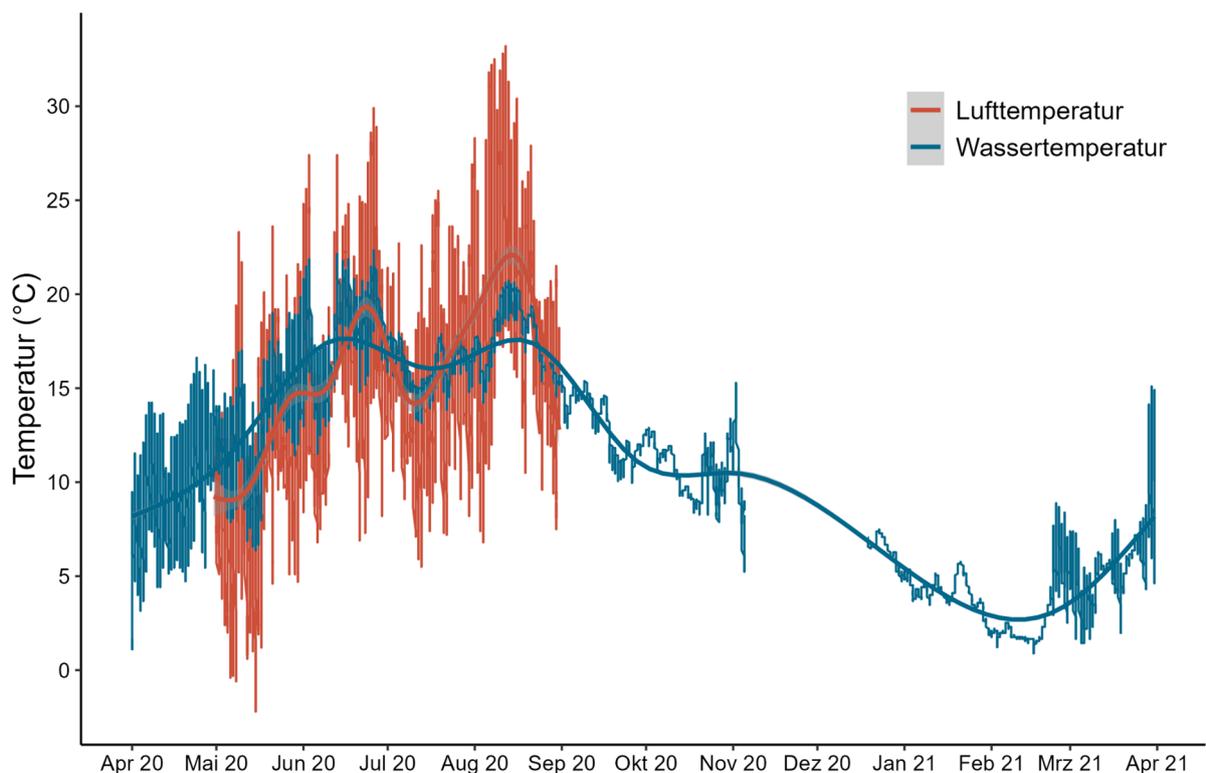
Auch wenn Bäche und Flüsse aufgrund Jahrhunderte währender Eingriffe des Menschen heute oftmals graben- bzw. kanalähnlich aussehen, als ursprünglich natürliche Systeme unterscheiden sie sich von Gräben in zentralen ökologischen Eigenschaften. Dies betrifft insbesondere die Morphologie bzw. Morphodynamik und damit zusammenhängend die Sohle und das Struktur- bzw. Substratangebot. Anders als die natürlicherweise strukturreichen Fließgewässer zeigen sich Gräben auf den ersten Blick eher als monotones Landschaftselement. Als künstlich angelegte Wasserläufe weisen sie mit ihrem geraden Verlauf, der geringen Variabilität im Längs- und Querprofil sowie der meist einheitlichen Grabensohle eine merklich geringere morphologisch-strukturelle Vielfalt auf. Während in Fließgewässern die Gewässersohle den wesentlichen Besiedlungsraum darstellt, ist dies in Gräben der von Wasserpflanzen strukturierte Wasserkörper (Hinojosa-Garro et al., 2010). Wenngleich wenige aquatisch entwickelnde Wirbellosenarten obligate Bindungen an Wasserpflanzen aufweisen (Raffel & Schirmer, 2002), stellt die emerse (aufgetauchte) und submerse (untergetauchte) Vegetation das bedeutendste Besiedlungssubstrat für die Wirbellosenfauna in Gräben dar. Wasserpflanzen bieten z. B. Schutz vor Räubern, sind wichtige Strukturen für Eiablage und Verpuppung oder stellen auf ihrer Oberfläche Biofilme und Algen als Nahrungsquelle zur Verfügung. Ihre Komplexität, Struktur und Oberflächeneigenschaften können dabei Einfluss auf die Biodiversität, Besiedlungsdichte und Verteilung der Grabenfauna nehmen (Garms, 1961; M. Scheffer et al., 1984; Higler & Verdonschot, 1989; Whatley et al., 2014; Middeke, 2018). Steile Böschungswinkel oder dichte Baumbestände können allerdings die Lichteinstrahlung mindern und damit das Wachstum von Wasserpflanzen negativ beeinflussen. Während die Artengemeinschaften der Fließgewässer auf eine gewässertypspezifische Ausprägung natürlicher Auen- bzw. Feuchtwälder angewiesen sind, gibt es für Gräben Hinweise darauf, dass eine starke Beschattung über längere Grabenabschnitte hinweg zu einer geringeren Diversität der Grabenfauna führt (Shaw et al., 2015; Volk, 2022; Schuirman, 2022; Dempczok, 2022). Der geringe Lichteinfall beeinträchtigt das Wachstum vieler Wasserpflanzen und somit die Besiedlungsgrundlage vieler grabenlebender Wirbelloser.

Grundsätzliche Unterschiede zwischen Gräben und natürlichen Fließgewässern betreffen zudem die Wasserführung bzw. das Abflussverhalten und damit verbundene Prozesse, die u. a. auf biologische Schlüsselfaktoren wie den Temperatur- und Sauerstoffhaushalt Einfluss nehmen (Schuchardt, 2001; Kiel et al., 2022). Bäche und Flüsse weisen grundsätzlich einen gerichteten Abfluss und ein charakteristisches, saisonales Fließverhalten auf. Die hydrologischen Prozesse werden dabei stark vom Grundwasserhaushalt der Aue bestimmt. Quellzuflüsse und Grundwassereinspeisung stellen den größten Anteil der Wassermengen im Fließgewässer (Allan et al., 2021) und prägen Bäche und Flüsse im Längsverlauf in typischer Weise. Sie bestimmen die Wasserführung und den Temperaturhaushalt und somit alle davon abhängigen biologischen und chemischen Prozesse. Gräben hingegen weisen keine natürlichen Quellgebiete und Grundwasserzuströme auf. Der Wasserabfluss über die Oberflächen und die Bodennässe bzw. die üblicherweise vorhandene (Unterflur-)Drainage anrainender Nutzflächen bestimmen die Wasserstände und das Abflussverhalten der Gräben. Ihr hydrologisches Verhalten wird deshalb weit direkter vom Niederschlagsgeschehen gesteuert, als dies in naturnahen grund- und quellwassergespeisten Fließgewässern der Fall wäre. Grundwasserzufluss nimmt in Gräben höchstens in der regenreichen Jahreszeit stärker Einfluss, wenn hohe Grundwasserstände im Umfeld für eine Einspeisung in den Graben sorgen. Im Bereich der Geest, wo Sandböden dominieren, trocknen Gräben deshalb in warmen bzw. in niederschlagsarmen Zeiten durchaus monatelang aus.

In den hier betrachteten Grabensystemen des Küstenraumes, wo viele Gräben im Notfall als Retentionsraum dienen sollen, steuert man ihre Wasserstände oftmals entgegen der natürlichen Dynamik: In regenreichen Zeiten, wenn Bäche und Flüsse hohe Wasserstände führen, senkt man ihre Wasserstände unter funktionalen Aspekten sogar gezielt ab. In niederschlagsarmen Zeiten hingegen, wenn Bäche und Flüsse eher Niedrigwasser führen, wird angestrebt, die Wasserstände in Gräben auf einem hohen Niveau zu halten. Auch werden viele große Grünlandgräben im Sommer gestaut, um sie als Tränke für Weidetiere zu nutzen und die Ertragsfähigkeit der landwirtschaftlichen Flächen zu erhalten. Bereits diese a-saisonale Dynamik bedingt abiotische und biotische Bedingungen, die sich entscheidend von denen im Fließgewässer unterscheiden. Beispielsweise folgt der Temperaturhaushalt in Gräben, anders als in den natürlicherweise stark grundwassergeprägten, weitgehend

temperaturkonstanten kleinen Fließgewässern, mehr oder weniger direkt der Lufttemperatur (Abb. 9). Er weist deshalb weit größere Tagesamplituden und saisonale Variabilität auf, als dies in Fließgewässern der Fall wäre. So erwärmt sich das kaum oder nicht fließende Grabenwasser im besonnten Graben i. d. R. sehr schnell, weist infolgedessen auch große Amplituden und ggf. Sauerstoffminima auf. Bei winterlichen Niedrigwasserbedingungen hingegen kühlt es sich schnell und stark ab, sodass es früher als beim fließenden Wasser zur Eisbildung kommt.

Neben dem Faktor Temperatur können die physikalisch-chemischen Wasserparameter in Gräben auch von weiteren Umgebungsfaktoren maßgeblich geprägt werden. In den Gräben der küstennahen Marschgebiete kann dies beispielsweise durch Zuwässerung von Brackwasser oder durch Eindringen von salzhaltigem Wasser durch Grundwassersickerung geschehen (DWA, 2018; Bracewell et al., 2019). Während in den Marschen meist neutrale bis leicht alkalische pH-Werte vorherrschen, führen die organischen, sauren Torfböden in den Hochmoorgebieten hingegen zu niedrigen pH-Werten bei geringer Ionenkonzentration. Gräben in den sandigen, von Natur aus nährstoffarmen Böden der Geest weisen meist leicht saure pH-Werte und niedrige Ionenkonzentrationen auf (Verdonschot et al., 2012; Tunder & Kiel, 2023).



**Abbildung 9:** Jahresverlauf der Wassertemperatur eines permanent wasserführenden Marschengrabens (Einzugsgebiet Jade) im Vergleich zur Lufttemperatur in ca. 5 m Entfernung zum Graben (gemessen im Zeitraum Mai bis September). Stündliche Temperaturmessung des Grabenwassers direkt über der Schlammauflage (HOBO Pendant Temp UA-001-08 Datenlogger, Onset) und der Lufttemperatur in 1 m Höhe über Grund (HOBO Pro v2 U23-001 Datenlogger; HOBO RS1 Solar Radiation Shield). Mit genereller Trendline und 95 %-Konfidenzintervall (R, Funktion geom\_smooth).

Neben den natürlichen Gegebenheiten des Landschaftsraums unterliegen Gräben aufgrund ihrer Lage innerhalb der (Agrar-)Landschaft und der hohen aquatisch-terrestrischen Kontaktzone erheblichen anthropogenen Einflüssen (Collins et al., 2019; Bracewell et al., 2019). So sind Gräben durch Auswaschung und Abschwemmung aus anrainenden landwirtschaftlichen Nutzflächen meist einem deutlichen, aber zeitlich variablen Nährstoff- und Sedimentinput ausgesetzt (Gelbrecht et al., 2005; Wang et al., 2017; Collins et al., 2019; Rotenhagen & Giani, 2023). Die Effekte dieser Einträge ergeben sich aus einem komplexen Zusammenwirken unterschiedlicher Faktoren. Neben dem Düngungs- und Bewirtschaftungsmanagement spielt dabei auch das Puffervermögen des Bodens während der Passage von Nährstoffen sowie der Nährstoff- und Sedimentrückhalt durch Vegetation eine bedeutende Rolle. Witterungsbedingungen wie Starkregenereignisse oder Trockenperioden

beeinflussen zudem die Mobilität und Verlagerung von Nährstoffen in Richtung Graben. In bewirtschafteten Moorlandschaften führt zusätzlich die Entwässerung des Torfkörpers zu Mineralisierungsprozessen, die häufig mit deutlich erhöhten Nährstoffkonzentrationen in den angrenzenden Gräben einhergehen. Gräben können sowohl ein bedeutender Eintragungspfad für Nährstoffe als auch ein potenzieller Ort für dessen Rückhalt sein (B. Scheffer, 2002; Dollinger et al., 2015; Iseyemi et al., 2016; Vymazal & Březinová, 2018; Rotenhagen & Giani, 2023). So fungieren insbesondere vegetationsreiche Gräben als natürliche und effiziente Filter. Durch Pflanzenaufnahme, Sedimentation und mikrobielle Prozesse werden teils erhebliche Mengen an Nährstoffen zurückgehalten und nachgelagerte Fließgewässer sowie in Nordwestdeutschland auch das Wattenmeer entlastet (Osterkamp & Schirmer, 2001; Dollinger et al., 2015; Iseyemi et al., 2016). Eutrophierung setzt die aquatische Fauna einer Vielzahl direkter und indirekter Stressoren aus. Nitrit und Ammoniak können beispielsweise direkt toxisch wirken (Beketov, 2004; Verdonschot et al., 2012; Collins et al., 2019; Bracewell et al., 2019; van der Lee et al., 2021; Tunder & Kiel, 2023). Indirekt beeinträchtigen hohe Nährstoffgehalte die Fauna, indem diese in vielen Gräben zu übermäßigem Algenwachstum führen, welches ihrerseits den Lichteinfall und die Sauerstoffproduktion beeinträchtigt (Bracewell et al., 2019). In anderen Gräben begünstigen hohe Nährstoffgehalte die Entwicklung dichter schwimmender Matten aus Wasserlinsengewächsen (siehe z. B. Abb. 7). Ähnlich dem Effekt starker Algenentwicklung wirken auch diese Matten negativ auf die Fauna, denn auch sie beschatten die Wassersäule, sodass der minimale Lichteinfall das Wachstum untergetaucht wachsender Wasserpflanzen limitiert. Zusätzlich wird der Gasaustausch an der Wasseroberfläche erschwert. Es resultieren geringe Sauerstoffgehalte im Wasserkörper und ein stark eingeschränktes Angebot der in Gräben zentralen, von Wasserpflanzen angebotenen Lebensräume (Portielje & Roijackers, 1995; Janse & van Puijenbroek, 1998; Clarke, 2015). Neben dem Nährstoffeintrag kann das anthropogen geprägte Umfeld vieler Gräben Pestizideinträge verursachen, die wiederum bedeutende Einflüsse auf die Grabenfauna mit sich bringen können. Aufgrund des geringen Wasservolumens und des zumindest zeitweise niedrigen Durchflusses können sich Rückstände von Pestiziden in Gräben potenziell anreichern bzw. über längere Zeiträume wirken und lange währende Risiken für die grabenlebenden Wirbellosen-gemeinschaften bedingen (Brown et al., 2006; Schäfer et al., 2011; Ulrich et al., 2018).

Alles in allem variieren die Bedingungen in Gräben geprägt durch hydrologische, pedologische und anthropoge Einflüsse teils erheblich und dies sowohl räumlich als auch im Jahresverlauf. Die Ergebnisse einer Untersuchung im Einzugsgebiet der Jade verdeutlichen den zeitlichen und räumlichen Facettenreichtum der Gräben. Zahlreiche Umweltparameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Nährstoffparameter, Wasserstände, Austrocknungsdauer) unterschieden sich sowohl innerhalb einzelner Gräben als auch zwischen verschiedenen Landschaftsräumen sowie in Abhängigkeit zum Probenahmezeitraum (siehe Tunder & Kiel, 2023). Dies unterstreicht die komplexen Wechselwirkungen zwischen lokalen Umweltbedingungen und übergeordneten Einflussfaktoren, die das abiotische Milieu der Gräben prägen.

Gräben gibt es in vielfältigen Ausprägungen. Ihr Spektrum reicht von gepflasterten Straßenseiten-gräben und Abflüssen in Wohngebieten, über pflanzenarme Gräben im Wald und dicht bewachsenen Röhrichtgräben der Marsch bis hin zu besonders artenreichen Krebscheren-Gräben in Grünland-gebieten. Die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der physikalisch-chemischen Wasserparameter und die damit einhergehende Vegetationsausprägung, aber auch Entkrautungs- und Räumungsmaßnahmen oder temporäre Austrocknung schaffen vielfältige und dynamische Mikrohabitate. Damit assoziiert finden sich in Gräben heterogene Verteilungsmuster der Wirbellosenfauna (Painter, 1999; Verdonschot et al., 2011; Leslie et al., 2012; Whatley et al., 2015; Clarke, 2015; Hill et al., 2016).

Neben der lokalen Bedeutung von einzelnen Gräben für die Biodiversität in intensiv genutzten Landschaften tragen die Unterschiede der Lebensbedingungen zwischen den Gräben wesentlich zu ihrer meist hohen Beta-Diversität bei. Insbesondere in Gebieten mit weitreichenden Grabennetzen bzw. hoher Grabendichte, wie sie im Nordwesten Niedersachsens vorliegen, fördert die variierende Artenzusammensetzung innerhalb des Grabennetzes die Gesamtartenvielfalt auf regionaler Ebene (Verdonschot et al., 2011; Hill et al., 2016). Die sich ständig verändernde Grabenumgebung bietet also Chancen für viele Arten, erfordert aber auch Strategien zur Bewältigung der variablen Umweltbedingungen, beispielsweise durch entsprechende Anpassungen an die sauerstoffarme Umgebung (z. B. Luftatmung), Bildung austrocknungstoleranter Eier, physiologische Toleranz gegenüber Stoff-

belastung oder Migration in ein weniger belastetes Umfeld. Die Geschwindigkeit, mit der sich eine Gemeinschaft von einer Störung z. B. nach Unterhaltungsmaßnahmen erholen kann, hängt dabei von der Habitatkonnektivität, der Größe des verfügbaren Artenpools und den Möglichkeiten zur Artenverbreitung ab (McCabe & Gotelli, 2000; Verberk et al., 2013; Whatley et al., 2015). Aufgrund der eher eingeschränkten Ausbreitung vieler wirbelloser Tiere kann die Nähe der Gräben zueinander und zu größeren Gewässern und das überwiegende Fehlen physischer Barrieren innerhalb des Grabennetzes für die Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften entscheidend sein (Rouquette & Thompson, 2005; Herzon & Helenius, 2008; Hill et al., 2016; Rolke et al., 2018). Zusammenfassend können Gräben eine wichtige Rolle bei der Aufrechterhaltung effektiver Populationen in einer Agrarlandschaft spielen, indem sie alternative aquatische Lebensräume und Bewegungskorridore bereitstellen, die Erholungszeit von Populationen nach ungünstigen Ereignissen im Grabennetz selbst oder in nachgelagerten Fließgewässern verkürzen und zur Stabilität von Quellpopulationen beitragen (Foppen et al., 2000; Herzon & Helenius, 2008; Declerck et al., 2015).

## **Bewertung der ökologischen Qualität von Gräben**

Gräben sind aufgrund ihrer Einzugsgebietsgröße ( $< 10 \text{ km}^2$ ) in der Regel nicht Teil des operativen Messnetzes zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Nur größere Gräben und Kanäle mit Einzugsgebieten  $\geq 10 \text{ km}^2$  sind gemäß ihrer anthropogenen Genese als „Künstliche Wasserkörper“ im Sinne der WRRL eingestuft. Das Kernziel der WRRL für natürliche Gewässer ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes, für künstliche Wasserkörper hingegen nur das gute ökologische Potenzial. Während der gute ökologische Zustand an den natürlichen gewässertypspezifischen Eigenschaften bemessen wird, setzt das gute ökologische Potenzial verminderte Umweltqualitätsziele und damit einhergehende Bewirtschaftungsvorgaben. Der Nutzungsaspekt steht dabei deutlich stärker im Vordergrund. Ziel der WRRL ist die Erreichung einer guten ökologischen Qualität (Potenzial), bei der keine erheblichen Einschränkungen der Gewässernutzung hervorgerufen werden.

Die Bewertung der ökologischen Qualität von Gräben und der zuvor beschriebenen Belastungsfaktoren stellt nach wie vor eine erhebliche Herausforderung dar. Anders als für Fließgewässer fehlen für die Flora und Fauna der Gräben natürliche Referenzzustände, welche zur Kalibrierung der Bewertung herangezogen werden könnten. Während für Fließgewässer detaillierte Typologien existieren, die auf Basis biozönotischer Gemeinschaften einzelne Fließgewässertypen beschreiben, fehlen vergleichbare Klassifikationen für Gräben. Außerdem sind Zusammenhänge zwischen den Auswirkungen von Belastungsfaktoren und der ökologischen Qualität von Gräben kaum untersucht und zusätzlich durch viele indirekte Effekte geprägt. Infolgedessen existieren wenige spezifische Grundlagen für eine belastungsbezogene, systematische Bewertung der Grabenökologie. Dies erschwert nicht nur das von der WRRL geforderte Erkennen und Beurteilen von Verschlechterung bzw. Verbesserung des ökologischen Potenzials von Gräben als künstliche Wasserkörper entlang eines Belastungsgradienten. Es beeinträchtigt auch die Bewertung von Effekten geänderter Unterhaltungsmaßnahmen und den Erfolg von Naturschutzmaßnahmen, die eigentlich auf eine ökologische Aufwertung abzielen (Herzon & Helenius, 2008; Verdonschot et al., 2012; Tunder & Kiel, 2023; Chiorino et al., 2024). Mit Aktualisierung des Perloides-Verfahrens – dem Standardverfahren zur Berechnung der ökologischen Qualität von Fließgewässern anhand von Wirbellosen – im Dezember 2024 wurde die Bewertung von künstlichen Gewässern implementiert (Uni DuE, 2024a, 2024b). Die ökologische Qualität von Gräben wird dabei in Anlehnung an bestehenden Fließgewässertypen und deren „Bewertungskriterien“ (ökologische Kennzahlen wie z. B. Anzahl Köcher-, Stein- und Eintagsfliegen) und der Differenzierung in freifließend bzw. stehend sowie sandig bzw. organischen Sohlsubstrat mit verstärktem fließgewässerökologischen Fokus bewertet. Die Studien von Verdonschot et al. (2012) in niederländischen Gräben und Tunder & Kiel (2023) in Gräben des nordwestdeutschen Tieflands hatten zum Ziel grabeneigene ökologische Kennzahlen zu ermitteln, die sich zum einem gegenüber Eutrophierung sensibel zeigten und sich zum anderen entlang des Belastungsgradienten veränderten. Verdonschot et al. (2012) schlugen hierfür einen kombinierten Index u. a. aus der Anzahl der Köcherfliegen-Familien, dem Anteil der Schneckenfamilien und dem

Anteil räuberischer Arten an der Gesamtverteilung vor. In unserer Untersuchung veränderte sich beispielsweise in Gräben des Hochmoores die Anzahl an Wirbelosengattungen, der Anteil der Assel-Familien an der Gesamtfamilienanzahl sowie der Anteil der Phytal-Besiedler (Präferenz für Wasserpflanzen, Algen) entlang eines Phosphatgradienten (Tunder & Kiel, 2023). Trotz bestehender Unsicherheiten in der Bewertung der ökologischen Qualität von Gräben ist deren belastungsbezogene, systematische Beurteilung notwendig, um eine fundierte Grundlage für deren ökologische Inwertsetzung zu schaffen.

Unter ökologischen Gesichtspunkten ist es in jedem Fall wichtig zu berücksichtigen, dass Gräben künstliche Gewässer sind, welche sich von natürlichen Fließgewässern grundsätzlich unterscheiden. Die Sicherstellung der hydrologischen Funktionen durch Unterhaltungsmaßnahmen (z. B. Entkrautung) erhält in Gräben letztlich den aquatischen Lebensraum, der ohne ein geeignetes Management in relativ kurzer Zeit verlanden würde. Insbesondere die kleinen Gräben in den nährstoffreichen Böden der Küstenregionen verschlammen ggf. binnen weniger Jahre. Dies unterscheidet sie von Fließgewässern, bei denen die Eingriffe des Menschen zwar oftmals gewünschte künstliche Situationen stabilisieren, die allerdings infolge des Abflussregimes ohne den menschlichen Eingriff nicht verlanden. Weil Gräben lange Zeit wenig untersucht wurden, sind zudem die ökologischen Effekte von Managementmaßnahmen oft nicht klar absehbar. Allerdings bedingt jede Form der Unterhaltung zwangsläufig einen Eingriff in den Besiedlungs- und Sukzessionsprozess. Zeitgemäßes und (landschafts-)ökologisch sinnvolles Grabenmanagement bedeutet deshalb stets einen Kompromiss zwischen Nutzungsdruck und ökologischer Funktion. Die Sicherung auch der ökologischen Ansprüche ist nicht beliebig. Ökologie und Nutzungsansprüche in diesem Sinne abzuwägen ist durch Bundes- oder EU-weit geltende Gesetzesgrundlagen (z. B. FFH-Richtlinie, EG-Wasserrahmenrichtlinie, Wasserhaushaltsgesetz, Bundesnaturschutzgesetz) veranlasst.

## Das Wichtigste auf einen Blick

- Gräben wurden in allen Regionen der Welt seit Jahrhunderten vom Menschen angelegt, um tiefliegende, nasse Gebiete zu entwässern. Heute durchziehen zahlreiche Gräben ehemalige Flussauen, Sümpfe und feuchte Wälder. In Norddeutschland finden sich die dichtesten Grabennetze in den küstennahen Moor- und Marschregionen.
- Über die Entwässerungsfunktion hinaus erfüllen Gräben in der intensiv genutzten Kulturlandschaft heute wichtige ökologische Aufgaben. Im Naturschutz fördern sie die Vernetzung von Biotopen, unterstützen die Umsetzung von Artenschutzprogrammen und sind zentrale Instrumente der Umsetzung von Renaturierungsvorhaben, die mit hydrologischen Maßnahmen einhergehen. In Naturschutzgebieten, aber auch außerhalb davon sind viele Gräben arten- und individuenreich besiedelt. Vielerorts beherbergen Gräben zahlreiche geschützte Tier- und Pflanzenarten, regional wurden sie sogar zu den letzten Rückzugsräumen für europaweit seltene Auenarten.
- Aktuell gewinnt eine weitere Eigenschaft der Gräben an besonderer ökologischer Bedeutung: Gräben haben das Potenzial, insektenfressenden Tieren im Grabenumfeld als „Futtertrog“ zu dienen. Die oftmals außergewöhnlich hohen Besiedlungsdichten aquatisch entwickelnder Insekten bedingen in Gräben eine hohe Produktivität. Die nach Abschluss ihrer Entwicklung ausfliegenden Insekten können von Vögeln, Fledermäusen und anderen Insektenfressern erbeutet werden und erstaunlich hohe Anteile ihres Nahrungsbedarfes decken.
- Obwohl Gräben als lineare Strukturen in einem bewirtschafteten und besiedelten Umfeld von ausgeprägten Randeffekten betroffen sind, fehlt es an spezifischen Grundlagen für eine belastungsbezogene, systematische Bewertung der Grabenökologie. Es bedarf der (Weiter-)Entwicklung spezifischer Kriterien nicht nur zur Erfassung von Belastungsfaktoren, sondern auch zur Beurteilung von Naturschutz- oder Managementmaßnahmen.

## Literaturverzeichnis

- Adena, J. & Handke, K. (2001). Die Libellenfauna von Grünland-Grabensystemen im Bremer Raum. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, 5, 91–103.
- Allan, J. D., Castillo, M. M. & Capps, K. A. (2021). *Stream ecology: Structure and function of running waters* (3. Aufl.). Cham: Springer Nature.
- Armitage, P. D., Szoszkiewicz, K., Blackburn, J. H. & Nesbitt, I. (2003). Ditch communities: a major contributor to floodplain biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 165–185. <https://doi.org/10.1002/aqc.549>
- Arnold, G. W. (1983). The Influence of Ditch and Hedgerow Structure, Length of Hedgerows, and Area of Woodland and Garden on Bird Numbers on Farmland. *Journal of Applied Ecology*, 20(3), 731–750.
- Ballhaus, E. (2002). *Zum Nachbarn übers Große Meer: Geschichten vom Eis* [DVD]. Leer: Gesellschaft für den kulturwissenschaftlichen Film.
- Ballhaus, E. (2008). *Reviere im Fluss: Geschichten von der Ems* [DVD]. Leer: Gesellschaft für den kulturwissenschaftlichen Film.
- Bantelmann, A. & Fischer, F. (1966). Die Landschaftsentwicklung an der schleswig-holsteinischen Westküste, dargestellt am Beispiel Nordfriesland: Eine Funktionschronik durch fünf Jahrtausende. *Die Küste*, 14(2), 5–99.
- Beketov, M. (2004). Different sensitivity of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) to ammonia, nitrite and nitrate: linkage between experimental and observational data. *Hydrobiologia*, 528(1-3), 209–216. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2346-4>
- BfN. (2021). *Auenzustand*. <https://www.bfn.de/auenzustand> [25.01.25].
- Biggs, J., Fumetti, S. von & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793(1), 3–39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Bracewell, S., Verdonschot, R. C. M., Schäfer, R. B., Bush, A., Lapen, D. R. & van den Brink, P. J. (2019). Qualifying the effects of single and multiple stressors on the food web structure of Dutch drainage ditches using a literature review and conceptual models. *The Science of the total environment*, 684, 727–740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.497>
- Brown, C. D., Turner, N., Hollis, J., Bellamy, P., Biggs, J., Williams, P., Arnold, D., Pepper, T. & Maund, S. (2006). Morphological and physico-chemical properties of British aquatic habitats potentially exposed to pesticides. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113(1-4), 307–319. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.10.015>
- Brunken, H., Hein, M. & Klugkist, H. (2012). Auswirkungen ökologischer Grabenräumung auf Fische und die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in Bremer Natura-2000-Gebieten. *Natur und Landschaft*, 87(8), 370–375. <https://doi.org/10.17433/8.2012.50153176.370-375>
- Chiorino, M., Spreafico, C., Solazzo, D. & Doretto, A. (2024). Biodiversity, Ecological Status and Ecosystem Attributes of Agricultural Ditches Based on the Analysis of Macroinvertebrate Communities. *Diversity*, 16(9), 558. <https://doi.org/10.3390/d16090558>
- Clarke, S. J. (2015). Conserving freshwater biodiversity: The value, status and management of high quality ditch systems. *Journal for Nature Conservation*, 24, 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.10.003>
- Collins, S. J., Bellingham, L., Mitchell, G. W. & Fahrig, L. (2019). Life in the slow drain: Landscape structure affects farm ditch water quality. *The Science of the total environment*, 656, 1157–1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.400>
- Decler, K., Maes, D., van Calster, H., Jansen, I., Pollet, M., Dekoninck, W., Baert, L., Grootaert, P., van Diggelen, R. & Bonte, D. (2015). Importance of core and linear marsh elements for wetland arthropod diversity in an agricultural landscape. *Insect Conservation and Diversity*, 8(4), 289–301. <https://doi.org/10.1111/icad.12110>
- de Jong, T. H. (1999). De Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*) in de provincie Utrecht. *Brachytron*, 3(2), 11–17.
- Dempczok, M. L. (2022). *Aquatic Bivalvia and Gastropoda (Mollusca) in partly shaded drainage ditches* [Bachelorarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Dieken, V. (2018). *Fallstudie zur Auswirkung von Unterhaltungsmaßnahmen auf die Invertebratenfauna in Tieflandgräben* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P. & Voltz, M. (2015). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 999–1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>
- DWA. (2018). *Marschgräben – Ökologie und Unterhaltung – Teil 1: Ökologische Grundlagen. DWA-Regelwerk: Merkblatt DWA-M 622-1*. Hefen: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall.
- EEA (European Environment Agency). (2020). *Floodplains: a natural system to preserve and restore. EEA Report: Bd. 24*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://www.eea.europa.eu/publications/floodplains-a-natural-system-to-preserve-and-restore>. <https://doi.org/10.2800/431107>
- Foppen, R. P. B., Chardon, J. P. & Liefveld, W. (2000). Understanding the Role of Sink Patches in Source-Sink Metapopulations: Reed Warbler in an Agricultural Landscape. *Conservation biology*, 14(6), 1881–1892. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99022.x>
- Garms, R. (1961). Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flussmarschen des Elbe-Ästuars. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 26(3/4), 344–462.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R. & Opitz, D. (2005). Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 151–165. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.028>

- Gerard, J. (2006). Krabbenscheer en Groene glazenmakers (*Aeshna viridis*) in de Peizermeden. *Brachytron*, 8(2), 25–30.
- Gerdes-Röben, H. (1994). Wasserbau - gestern und heute, Hochwasserschutz, Rieselei und Melioration. In R. Akkermann & Biologische Schutzgemeinschaft Hunte-Weser-Ems (Hg.), *Die Hunte: Porträt eines nordwestdeutschen Flusses. Teil 1* (S. 43–84). Oldenburg: Isensee Verlag.
- Graf, M., Bruns, V. & Matras, P. (25. Januar 2025). *Moor!S. Ein Moorinformationssystem für Niedersachsen: Geschichte der Moorkultivierung in Niedersachsen*. LBEG. <https://mooris-niedersachsen.de/?pgld=53>.
- Grevé, M., Marx, M. T., Eilmus, S., Ernst, M., Herrmann, J. D., Baden, C. U. & Maus, C. (2024). Insect decline – Evaluation of potential drivers of a complex phenomenon. *Insects*, 15, 1021. <https://doi.org/10.3390/insects15121021>
- Grimm, R. & Kiesewetter, B. (1996). Ecological study on the ditches and tideways of the Wedeler Marsch an on the Fährmannsander Watt. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110. *Unters. Elbe-Ästuar*, 7(2-3), 215–262.
- Handke, K. (1999). Gräben. In W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* (Kap. VIII-7.15.2). Landsberg: Ecomed-Verlag.
- Herzon, I. & Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141(5), 1171–1183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Higler, L. W. G. (1989). Hydrobiological research in Peat polder ditches. *Aquatic Ecology*, 23(2), 105–109. <https://doi.org/10.1007/bf02256727>
- Higler, L. W. G. & Verdonshot, P. F. M. (1989). Macroinvertebrates in the Demmerik ditches (The Netherlands): The role of environmental structure. *Aquatic Ecology*, 23(2), 143–150. <https://doi.org/10.1007/BF02256731>
- Hill, M. J., Chadd, R. P., Morris, N., Swaine, J. D. & Wood, P. J. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 776(1), 249–260. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2757-z>
- Hinojosa-Garro, D., Mason, C. F. & Underwood, G. J. C. (2010). Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 177(1), 19–37. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0019>
- Iseyemi, O. O., Farris, J. L., Moore, M. T. & Choi, S.-E. (2016). Nutrient Mitigation Efficiency in Agricultural Drainage Ditches: An Influence of Landscape Management. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96(6), 750–756. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1783-x>
- Janse, J. H. & van Puijenbroek, P. J. (1998). Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 102(1), 547–552. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80082-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80082-1)
- Jürgens, K. (2021). *Der Graben als „Futtertrog“? Eklektorfänge in ausgewählten Gräben Nordwestdeutschlands* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Jürgens, K., Tunder, L. & Kiel, E. (in Vorb.). Quantifying the number of insects emerging from drainage ditches in North-West Germany.
- Kastner, F., Mückenwarf, M. & Buchwald, R. (2011). Zum Vorkommen der FFH-Libellenart *Aeshna viridis* EVERSMANN, 1836 (Odonata: Aeshnidae) in Krebscherengräben der Hunte- und Wesermarsch, Niedersachsen. *Drosera*, 1/2, 103–108.
- Kastner, F., Buchwald, R. & Biedermann, R. (2018). Occurrence of *Aeshna viridis* in marsh ditches in relation to habitat conditions (Odonata: Aeshnidae). *International Journal of Odonatology*, 21(3-4), 205–219. <https://doi.org/10.1080/13887890.2018.1531065>
- Kiel, E., Kastner, F., Lühken, R. & Schröder, M. (2012). Die Wirbellosenfauna in Gräben Norddeutschlands. *Natur und Landschaft*, 87(8), 347–350. <https://doi.org/10.17433/8.2012.50153172.347-350>
- Kiel, E., Brux, H., Schirmer, M., Scholle, J. & Schrenk, G. (2022). Gräben der Marschen. In H. Patt & M. Sommerhäuser (Hg.), *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen* (3. Aufl., S. 94–104). Berlin: Springer Vieweg.
- Konold, W. (1991). Wasser, Wiesen und Wiesenwässerung in Isny im Allgäu: ein Beitrag zur Agrar- und Stadtgeschichte. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 109, 161–213.
- Konold, W. (2022). Wasserwiesen und Bewässerungsgräben. In H. Patt & M. Sommerhäuser (Hg.), *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen* (3. Aufl., S. 92–94). Berlin: Springer Vieweg.
- Koopmann, K. (2018). *Welche Nährstoffverteilung liegt in den Entwässerungsgräben und Drainagerohren im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals zwischen März und Mai vor?* [Vorversion Bachelorarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Kramer, J. & Schwarz, W. (Hg.). (1996). *Tausend Jahre Leben mit dem Wasser in Niedersachsen: Bd. 2. Tausend Jahre Leben mit dem Wasser in Niedersachsen*. Leer: Rautenberg.
- Kulp, H.-G. (2001). Der Graben als Bestandteil der Kulturlandschaft: Historische Entwicklung und Funktion. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, 5, 7–21.
- Leslie, A. W., Smith, R. F., Ruppert, D. E., Bejleri, K., Mcgrath, J. M., Needelman, B. A. & Lamp, W. O. (2012). Environmental Factors Structuring Benthic Macroinvertebrate Communities of Agricultural Ditches in Maryland. *Environmental Entomology*, 41(4), 802–812. <https://doi.org/10.1603/EN12049>
- LGLN. (2021). *Gewässernetz Niedersachsens (ohne Bremen): Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung* [<http://www.lgn.niedersachsen.de>]. [https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/service/umweltkarten/wasser\\_hydrologie/gewassernetz\\_und\\_kustengewasser/gewaessernetz-und-kuestengewasser-niedersachsens-8267.html](https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/service/umweltkarten/wasser_hydrologie/gewassernetz_und_kustengewasser/gewaessernetz-und-kuestengewasser-niedersachsens-8267.html) [25.01.25].
- Marja, R. & Herzon, I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter? *Ornis Fennica*, 89, 170–181. <https://doi.org/10.51812/of.133804>

- Marshall, E. J. P., Wade, P. M. & Clare, P. (1978). Land Drainage Channels in England and Wales. *The Geographical Journal*, 144(2), 254–263. <https://doi.org/10.2307/634142>
- McCabe, D. J. & Gotelli, N. J. (2000). Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124(2), 270–279. <https://doi.org/10.1007/s004420000369>
- Middeke, O. (2018). *Freilandexperimente zur Bindung von Makroinvertebraten an Kleinlaichkräuter in Tieflandgräben* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Niggebrugge, K., Durance, I., Watson, A. M., Leuven, R. S. & Ormerod, S. J. (2007). Applying landscape ecology to conservation biology: Spatially explicit analysis reveals dispersal limits on threatened wetland gastropods. *Biological Conservation*, 139(3-4), 286–296. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.003>
- NLWKN. Naturräumliche Regionen und Unterregionen DTK50. In MU (Hg.), *Interaktive Umweltkarten der Umweltverwaltung*. <https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?lang=de&topic=Natur&bgLayer=Topographie&layers=NaturraeumlicheRegionenDTK50,NaturraeumlicheRegionenundUnterregionenDT&N=5877991.68&zoom=6> [31.01.25].
- NLWKN. (2024). *Wiesenvogelschutzprogramm Niedersachsen (Entwurf): Baustein I A: Wassermanagement auf Flächen der öffentlichen Hand*. Stand Juni 2024 (Korrektur 29.08.2024). [https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/naturschutz/fach\\_und\\_forderprogramme/wiesenvogelschutzprogramm/wiesenvogelschutzprogramm-niedersachsen-entwurf-233689.html](https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/naturschutz/fach_und_forderprogramme/wiesenvogelschutzprogramm/wiesenvogelschutzprogramm-niedersachsen-entwurf-233689.html).
- Oeljeschläger, B. & Aschenbeck, N. (2007). *Die Hunte: Von Wildeshausen bis Oldenburg*. Delmenhorst: aschenbeck media.
- Osterkamp, S. & Schirmer, M. (2001). *Die Nutzung ländlicher und städtischer Grabensysteme für den Gewässerschutz. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz: 5 Themenband „Fleete, Gräben und Kleingewässer im Bremer Raum“*.
- Painter, D. (1999). Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera\ Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen\ UK. *Journal of Applied Ecology*, 36(1), 33–48. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00376.x>
- Peters, K.-H. (2015). Binnenentwässerung. In Oldenburger Landesverein für Geschichte, Natur- und Heimatkunde & Biologische Schutzgemeinschaft Hunte-Weser-Ems (Hg.), *Die Jade – Flusslandschaft am Jadebusen: Landes- und naturkundliche Beiträge zu einem Fluss zwischen Moor, Marsch und Meer* (S. 388–395). Oldenburg: Isensee Verlag.
- Portielje, R. & Roijackers, R. M. M. (1995). Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany*, 50(2), 127–140. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)00439-S](https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)00439-S)
- Raffel, M. & Schirmer, M. (2002). Analyse der mit der Krebssschere assoziierten Makroinvertebratenzönose. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hg.), *Tagungsbericht 2001 (741–745)*: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
- Rasran, L. & Vogt, K. (2018). Ditches as species-rich secondary habitats and refuge for meadow species in agricultural marsh grasslands. *Applied Vegetation Science*, 21(1), 21–32. <https://doi.org/10.1111/avsc.12337>
- Rolke, D., Jaenicke, B., Pfaender, J. & Rothe, U. (2018). Drainage ditches as important habitat for species diversity and rare species of aquatic beetles in agricultural landscapes (Insecta: Coleoptera). *J. Limnol.*, 77(3), 466–482. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1819>
- Rotenhagen, A.-L. & Giani, L. (2023). Modul C – Nährstoffdynamik: Erfassung von Nährstoffmobilität und Nährstoffausträgen aus Böden und Nährstoffeinträgen in angrenzende Gewässer. In L. Giani, J. Isselstein, M. Kayser, E. Kiel, A. Krause, P. Lorkowski, M. Paech, T. Peters, A.-L. Rotenhagen, F. Sieve, L. Tunder & F. Wilken (Hg.), *Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in Entwässerungssysteme norddeutscher Grünlandgräben: Verbundvorhaben „Waterbuddies“*. Abschlussbericht. Förderkennzeichen: 2817NA003 (S. 32–54).
- Rouquette, J. R. & Thompson, D. J. (2005). Habitat associations of the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in southern England. *Biological Conservation*, 123(2), 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.011>
- Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. (2020). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands: 6. Fassung (Stand 30. September 2020). *Berichten zum Vogelschutz*, 57, 13–112.
- Schäfer, R. B., Pettigrove, V., Rose, G., Allinson, G., Wightwick, A., Ohe, P. C. von der, Shimeta, J., Kühne, R. & Kefford, B. J. (2011). Effects of pesticides monitored with three sampling methods in 24 sites on macroinvertebrates and microorganisms. *Environmental science & technology*, 45(4), 1665–1672. <https://doi.org/10.1021/es103227q>
- Scheffer, B. (2002). Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. *Arbeitshefte Boden*, 2002/3, 76–94.
- Scheffer, M., Achterberg, A. A. & Beltman, B. (1984). Distribution of macro-invertebrates in a ditch in relation to the vegetation. *Freshwater Biology*, 14(4), 367–370. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00160.x>
- Schröder, M. (2012). *Vergleichende Studie zur Ökologie des Makrozoobenthos ausgewählter Gräben Nordwestdeutschlands* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Schuchardt, B. (2001). Der Graben als Gewässertyp: Vergleichende Charakterisierung struktureller und funktionaler Eigenschaften. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, 5, 31–41.
- Schuirman, F. (2022). *Effekte der Beschattung von Drainagegräben auf die Käferfauna* [Bachelorarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Schwoerbel, J. & Brendelberger, H. (2005). *Einführung in die Limnologie* (9. Aufl.). Heidelberg: Elsevier Spektrum Akad. Verl.
- Shaw, R. F., Johnson, P. J., Macdonald, D. W. & Feber, R. E. (2015). Enhancing the Biodiversity of Ditches in Intensively Managed UK Farmland. *PloS one*, 10(10), e0138306.

- <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138306>
- Tunder, L. & Kiel, E. (2023). Modul E – Studie zur Entwicklung eines Biomonitoringverfahrens. In L. Giani, J. Isselstein, M. Kayser, E. Kiel, A. Krause, P. Lorkowski, M. Paech, T. Peters, A.-L. Rotenhagen, F. Sieve, L. Tunder & F. Wilken (Hg.), *Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in Entwässerungssysteme norddeutscher Grünlandgräben: Verbundvorhaben „Waterbuddies“*. Abschlussbericht. Förderkennzeichen: 2817NA003 (S. 71–94).
- Ulrich, U., Hörmann, G., Unger, M., Pfannerstill, M., Steinmann, F. & Fohrer, N. (2018). Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns. *The Science of the total environment*, 618, 26–38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.032>
- Uni DuE. (2024a). *ASTERICS – Perloides. Version 5.1: Dokumentation Teil II Software-Handbuch* [Herausgegeben Dezember 2024]. Universität Duisburg-Essen; Umweltbundesamt. <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perloides-online.html> [26.01.25].
- Uni DuE. (2024b). *Perloides Online. Version 5.1: Dokumentation Teil IV Tabellen* [Stand: Dezember 2024]. Universität Duisburg-Essen; Umweltbundesamt. <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perloides-online.html> [26.01.25].
- van der Lee, G. H., Vonk, J. A., Verdonschot, R. C. M., Kraak, M. H. S., Verdonschot, P. F. M. & Huisman, J. (2021). Eutrophication induces shifts in the trophic position of invertebrates in aquatic food webs. *Ecology*, 102(3), e03275. <https://doi.org/10.1002/ecy.3275>
- Veeningen, R. (1982). Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentrations in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia*, 95, 369–383.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. (2010). Improvements in the Finnish Agri-Environment Scheme are Needed in Order to Support Rich Farmland Avifauna. *Annales Zoologici Fennici*, 47(5), 287–305. <https://doi.org/10.5735/086.047.0501>
- Verberk, W. C. E. P., van Noordwijk, C. G. E. & Hildrew, A. G. (2013). Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science*, 32(2), 531–547. <https://doi.org/10.1899/12-092.1>
- Verdonschot, R. C. M. (Hg.). (2012). *Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates: Defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates*. Wageningen: Alterra.
- Verdonschot, R. C. M., Keizer-Vlek, H. E. & Verdonschot, P. F. M. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7), 715–727. <https://doi.org/10.1002/aqc.1220>
- Verdonschot, R. C. M., Keizer-Vlek, H. E. & Verdonschot, P. F. (2012). Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*, 13(1), 232–242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.007>
- Volk, T. (2022). *Vorkommen und Häufigkeit von Dipteren in beschatteten und besonnten Abschnitten unterschiedlicher Drainagegräben* [Bachelorarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Vymazal, J. & Březinová, T. D. (2018). Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch. *Ecological Engineering*, 118, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.013>
- Wang, T., Kumwimba, M., Zhu, B., Wang, X. & Tang, J. (2017). Nutrient distribution and risk assessment in drainage ditches with different surrounding land uses. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107(3), 381–394. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9840-3>
- Whatley, M. H., van Loon, E. E., van Dam, H., Vonk, J. A., van der Geest, H. G. & Admiraal, W. (2014). Macrophyte loss drives decadal change in benthic invertebrates in peatland drainage ditches. *Freshwater Biology*, 59(1), 114–126. <https://doi.org/10.1111/fwb.12252>
- Whatley, M. H., Vonk, J. A., van der Geest, H. G. & Admiraal, W. (2015). Temporal abiotic variability structures invertebrate communities in agricultural drainage ditches. *Limnologia*, 52, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.03.001>
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. (2003). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- Witt, J. & Haesloop, U. (2001). Das Makrozoobenthos in den Grabensystemen des Großraumes Bremen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, 5, 71–90.