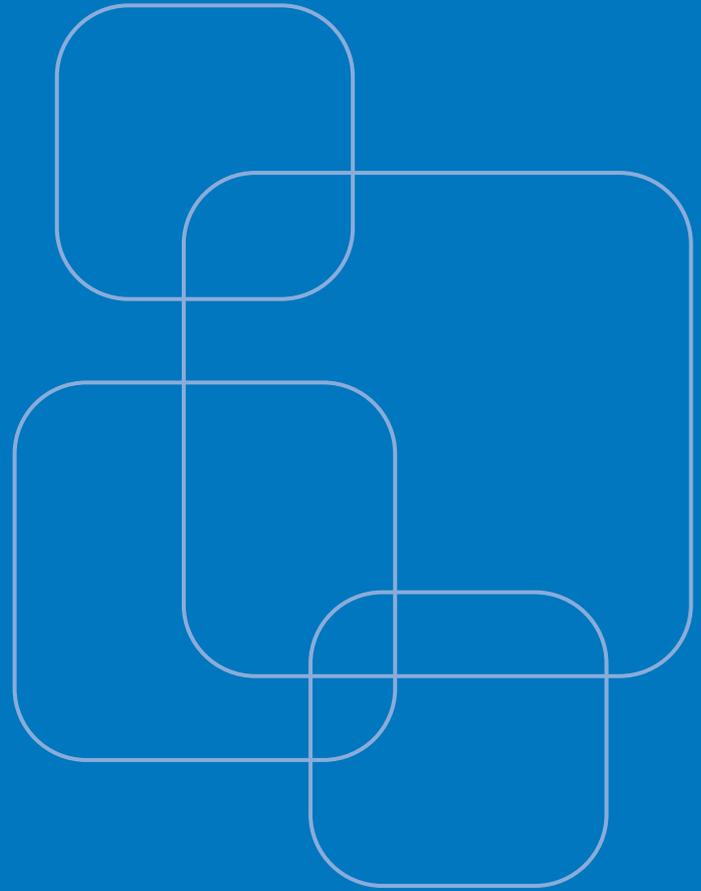


*dynaklim*-Publikation



Elisabeth Müller-Peddinghaus,  
Mario Sommerhäuser, Thomas Korte

## Bewertung sommertrockener Bäche des Tieflands

Entwicklung einer Methode für die Bewertung und  
das Management temporärer Fließgewässer nach  
Europäischer Wasserrahmenrichtlinie

Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung





# BEWERTUNG SOMMERTROCKENER BÄCHE DES TIEFLANDS

## Entwicklung einer Methode für die Bewertung und das Management temporärer Fließgewässer nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Elisabeth Müller-Peddinghaus, Dr. Mario Sommerhäuser und Dr. Thomas Korte

**Emschergenossenschaft / Lippeverband**

[www.eglv.de](http://www.eglv.de)

---

*dynaklim*-Publikation Nr. 40 / August 2013



---

### Abstract

Im Rahmen des Klimawandels werden Veränderungen im Abflussverhalten von Fließgewässern erwartet, die zu einer Zunahme von sommertrockenen Bächen führen können. Für diese im Sommer austrocknenden Bäche gibt es aktuell kein biologisches Bewertungsverfahren, um den ökologischen Zustand mittels Tieren der Gewässersohle (Makrozoobenthos, Abk.: MZB) zu erfassen. Es wurde eine Bewertungsmethode für das Management dieser Fließgewässer entwickelt, welche die Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für das MZB erfüllt. Das entwickelte Verfahren orientiert sich an der aktuell vorhandenen offiziellen Bewertungsmethode (PERLODES) für ständig wasserführende Fließgewässer in Deutschland.

Im Emscher-Lippe Raum wurden 33 Probestellen aus sommertrockenen Bächen auf ihre Besiedlung durch das MZB untersucht. An den Probestellen wurden zusätzlich chemisch-physikalische Parameter und Strukturgüteparameter aufgenommen. Durch die Auswertung dieser Datengrundlage wurden biologische Messgrößen abgeleitet, die signifikant und vorhersagbar auf strukturelle Verschlechterungen reagieren. Aus den biologischen Messgrößen wurde dann ein Index entwickelt, der die Einteilung von sommertrockenen Bächen des Tiefland in ein fünf Klassensystem zur Beurteilung des ökologischen Zustands nach WRRL ermöglicht.

## Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	3
2.	Methodik.....	3
2.1	Datengrundlage und Voruntersuchung.....	3
2.2	Vergleich der Lebensgemeinschaften temporärer und permanenter Fließgewässer .....	4
2.3	Entwicklung des multimetrischen Index (MMI) .....	6
2.4	Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer.....	7
3.	Ergebnisse .....	7
3.1	Vergleich der Lebensgemeinschaften tFG und pFG .....	7
3.2	Entwicklung des MMI .....	8
3.3	Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer.....	9
4.	Diskussion.....	10
4.1	Vergleich der Lebensgemeinschaften tFG und pFG .....	10
4.2	Wirkungsketten der ausgewählten Core-Metrics .....	10
4.2.1	Core-Metrics „Verhältnis EPT/Diptera“ und „Anzahl Trichoptera (Köcherfliegen)“ .....	10
4.2.2	Core- Metric „% Anteil Plecoptera (Steinfliegen)“ .....	11
4.2.3	Core-Metric „% Anteil passive Filtrierer“ .....	11
4.3	Entwicklung MMI.....	11
4.4	Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer.....	11
5.	Fazit .....	12
6.	Dank.....	12
7.	Literatur.....	13

## 1. Einleitung

Durch den Klimawandel können bedeutsame ökosystemare Veränderungen in den Fließgewässern bewirkt werden (Lorenz und Graf 2008, Domisch et al. 2011, Korte und Sommerhäuser 2012). So kann sich beispielsweise der ober- und unterirdische Abfluss durch Klimaerwärmung verändern (Höke et al. 2011) mit der Folge einer Zunahme von in den Sommermonaten austrocknenden, sogenannten temporären Fließgewässern (tFG). Insgesamt sind in NRW zurzeit 188 temporäre Gewässer aus 36 Kreisen gemeldet (ELWAS-IMS 2012). Im Tiefland durchlaufen tFG im Jahresverlauf typische Abflussphasen von einer deutlichen Fließphase im Herbst, Winter und Frühjahr über eine Stagnations-, Riffle-Pool-, Pool (Restpfützen)- bis hin zu einer Trockenphase in den Sommermonaten, vornehmlich im Juni bis August. Temporäre Fließgewässer des Tieflands können grundsätzlich natürliche Ursachen wie z.B. ein nur gering mächtiger Grundwasserhorizont über oberflächennahen, stauenden Schichten haben; werden aber auch durch anthropogene Eingriffe verursacht wie z.B. intensive Drainierungen in ländlichen Gebieten und verringerte Basisabflüsse durch hochgradig versiegelte Flächen im urbanen Raum. Der Austrocknungszeitpunkt der natürlich vorkommenden tFG wird maßgeblich durch die Vegetation bestimmt. Mit dem Einsetzen der Vegetationsphase nimmt die Menge des Grundwasserspeichers ab und im Juni/Juli kommt es zum vollständigen Trockenfallen der Gewässer-sole (Sommerhäuser 2000).

Die aquatische Wirbelosengemeinschaft der Gewässersohle (Makrozoobenthos, Abk. MZB) ist in natürlich austrocknenden Fließgewässern an das periodische Austrocknen angepasst (Zusammenfassung zur Ökologie von temporären Fließgewässern siehe NUA 2000).

Die Bewertung der Fließgewässer nach den Vorgaben der WRRL wird in Deutschland u. a. anhand des Makrozoobenthos mit dem Bewertungsverfahren PERLODES (Meier et al. 20006) durchgeführt. Die Grundannahme ist, dass die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft die lokale Struktur, die Nutzung des Einzugsgebietes, den physikalisch-chemischen Zustand und den Kleinlebensraum im Bachbett widerspiegelt. Verschlechtern sich die Bedingungen, verändert sich vorhersehbar die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft entlang von Belastungsgradienten (z.B. gute bis schlechte Struktur). Dabei werden für jeden Fließgewässertyp bestimmte biologische Messgrößen (Metrics) angewendet, die den Grad der Verschlechterung messen. Als Referenz dienen die Metrics in natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Fließgewässern. Aktuell wird die Bewertung von tFG nach PERLODES in NRW nicht durchgeführt, da die besondere Situation der temporären Fließgewässertypen bei der Entwicklung des Verfahrens nicht berücksichtigt wurde. Die Wasserwirtschaftsverbände Emschergenossenschaft und Lippeverband (EG/LV) haben im Rahmen des F+E-Vorhabens „Dynamische Anpassung an die Auswirkungen des Klimawandels in der Emscher-Lippe-Region“ (dynaklim, FKZ 01LR0804J) temporäre Fließgewässer im Tiefland des Emscher-Lippe-Raums untersucht. Aus den erhobenen Daten wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt, welches angelehnt an die WRRL die ökologische Bewertung temporärer Fließgewässertypen erlaubt.

## 2. Methodik

### 2.1 Datengrundlage und Voruntersuchung

Für die Entwicklung des Bewertungssystems wurden überwiegend im Emscher- und Lippe-Einzugsgebiet und teilweise im IJssel-Einzugsgebiet 33 Probestellen aus 23 tFG untersucht, die im Sommer 2010 vollständig austrockneten (Trockenphase) oder nur noch kleinere Pfützen auf der Gewässersohle zeigten (Poolphase, siehe Abbildung 1, Tabelle 1). Sie gehören zu den Fließgewässertypen Typ 11 „Organisch geprägte Bäche“, Typ 14 „Sandgeprägte Bäche“, Typ 16 „Kiesgeprägte Bäche“, Typ 18 „Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche“ und Typ 19 „Kleine Niedrigungsgewässer in Fluss- und Stromtälern“. Die Probestellen bildeten einen strukturellen Degradierungsgradienten ab, der von völlig unbeeinflussten natürlichen Probestellen (Referenzstellen, Abbildung 2) bis hin zu Probestellen reichte,

die durch menschliches Handeln strukturell massiv geschädigt waren (Vollverbau, Abbildung 3). Die Definition von Referenzstellen (natürlich bis naturnah) erfolgte in Anlehnung an die Strukturgütekartierung (LANUV 2012) und berücksichtigte die vorherrschende Nutzungsform der Aue und acht Strukturgüteparameter der Gewässersohle und des Uferbereichs. Aus diesen Parametern wurde ein Strukturklasse-Index berechnet. Probestellen, die danach mit mindestens „gut“ bewertet wurden, wurden als Referenzstellen (n = 13) ausgewiesen. Die 33 Probestellen wurden im März 2011 nach PERLODES beprobt und weiter bearbeitet. An den Probestellen wurden insgesamt 72 Umweltparameter aus den fünf Gruppen „Landnutzung im Einzugsgebiet“, „Landnutzung in der Aue“, „lokale Struktur an der Probestelle“, „Mikrohabitat“ (Art des besiedelbaren Substrats der Gewässersohle) und „physikalisch-chemischer Zustand“ erhoben. Diese Daten dienen der Entwicklung des multimetrischen Index zur Beurteilung der „allgemeinen Degradation“ für tFG des Tieflandes.

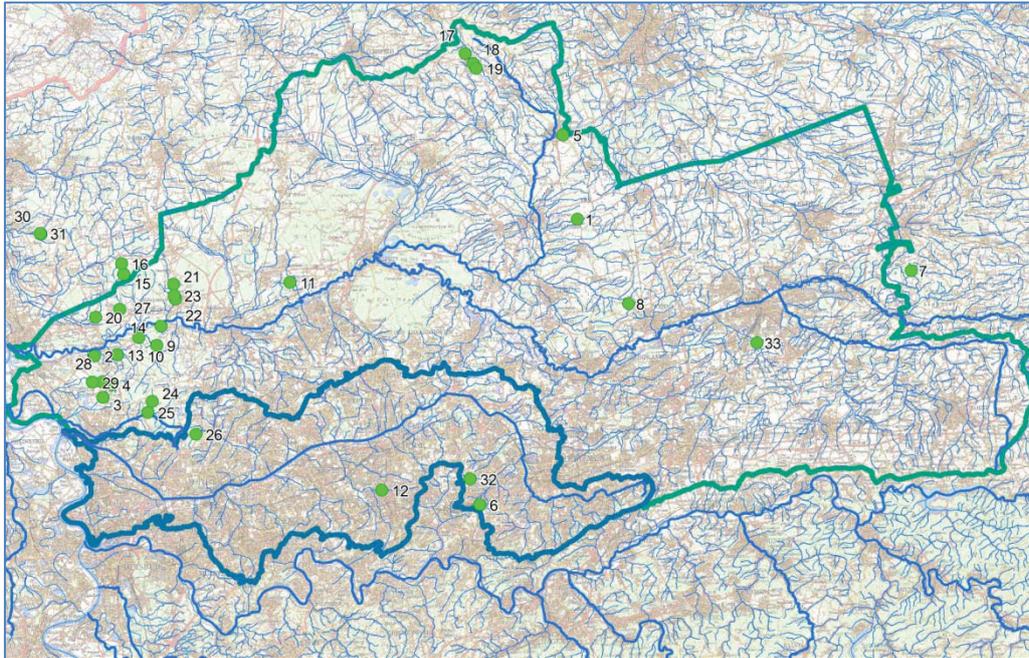


Abbildung 1 Übersichtskarte aller 33 Probestellen (PS) von temporären Fließgewässern; Emscher-Einzugsgebiet blau und Lippe-Einzugsgebiet grün umrandet; für Erklärung PS-Nummer siehe Tabelle 1.

## 2.2 Vergleich der Lebensgemeinschaften temporärer und permanenter Fließgewässer

Zum Vergleich der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften zwischen den Probestellen der tFG und der pFG wurden aus dem Gewässerüberwachungssystem des Landes NRW (ELWAS-IMS) 15 Probestellen permanenter Fließgewässer ausgewählt, welche die ökologische Zustandsklasse „sehr gut“ oder „gut“ aufwiesen (Referenzstellen) und zu denselben fünf Fließgewässertypen gehörten wie die beprobten tFG. Diese Referenzstellen befanden sich zudem in einer vergleichbaren räumlichen Verteilung im Emscher- und Lippe-EZG und wurden im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) nach PERLODES beprobt. Die Lebensgemeinschaften dieser Referenzstellen aus den pFG wurden mit den Lebensgemeinschaften der Referenzstellen der tFG verglichen.

Tabelle 1: Temporäre Fließgewässer; PS-Nr. = Probestellennummer.

Ort	Gewässer	PS-Nr.
Bergkamen	Beverbach	1
Böttrop	Spechtsbach	20
Dinslaken	Schwarzer Siepen	32
Dinslaken	Schwarzer Siepen	25
Dorsten	Gecksbach	11
Dortmund	Dünnebecke	6
Dortmund	Volksgartenbach	30
Hamm	Wiescherbach	33
Hamminkeln	Veebach	7
Hamminkeln	Veebach	31
Hünxe	Bruckhausener Mühlenbach	3
Hünxe	Bruckhausener Mühlenbach	2
Hünxe	Bruckhausener Mühlenbach	4
Hünxe	Gartroper Mühlenbach	9
Hünxe	Gartroper Mühlenbach	28
Hünxe	Hofsteder Bach	12
Hünxe	Hünxer Bach	13
Hünxe	Langeforthsbach	15
Hünxe	Plankenbach	24
Hünxe	Stollbach	27
Hünxe	Stollbach	29
Lippborg	Frölicher Bach	10
Nottuln	Nonnenbach	17
Nottuln	Nonnenbach	19
Nottuln	Nonnenbach	18
Schermbeck	Lohbach	8
Schermbeck	Lohbach	16
Schermbeck	Schermbecker Mühlenbach	23
Schermbeck	Schermbecker Mühlenbach	21
Schermbeck	Schermbecker Mühlenbach	22
Schermbeck	Steinbach	26
Senden	Dümmer	5
Werne	Funne	14

Die Lebensgemeinschaften von pFG und tFG wurden auf Basis der operationellen Taxaliste nach PERLODES verglichen. Eine CLUSTER-Analyse mit anschließender SIMPROF-Analyse zur Signifikanz der gewonnenen Aufteilung berechnete die Ähnlichkeit zwischen den Referenzlebensgemeinschaften temporärer und permanenter Lebensgemeinschaften. Zusätzlich haben wir eine Nicht-Metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt. Eine NMDS ordnet Daten entsprechend ihrer Un-/Ähnlichkeit in einer Fläche an. Je näher die Punkte (Probestellen) zueinander geordnet werden, desto ähnlicher sind sich die Lebensgemeinschaften und je weiter entfernt, desto unähnlicher sind sie sich. Die Clusteranalyse und die NMDS wurden mit dem Programm PRIMER v6 durchgeführt.



Abbildung 2: Referenzstelle am Steinbach bei Schermbeck; Poolphase, Juli 2010.



Abbildung 3: Degradierte Probestelle am Nonnenbach in Nottuln; Fließphase, März 2011.

### 2.3 Entwicklung des multimetrischen Index (MMI)

Die Entwicklung des Bewertungssystems für die temporären Fließgewässer erfolgte in Anlehnung an Hering et al. (2004). Vereinfacht dargestellt umfasst die Entwicklung des Bewertungssystems die folgenden Schritte: 1. Berechnung von biologischen Messgrößen (Metrics, z.B. % Anteil Eintags-, Stein- und Köcherfliegen an der Lebensgemeinschaft) aus einer Taxaliste, 2. Korrelation dieser Metrics mit Umweltparametern, deren Veränderung einen messbaren Einfluss auf die Lebensgemeinschaft haben, z.B. % Anteil Wald im Einzugsgebiet, 3. Auswahl von Core-Metrics, die signifikant auf die Veränderung von Umweltparametern reagieren, 4. Definition von Ankerpunkten (Höchst- und Niedrigwerten für einen Metric) und Normalisierung des Datensatzes (ein Metric hat eine Spannweite zwischen 0 und 1) und 5. Berechnung des MMI aus den Core-Metric Werten (Mittelwertbildung) und Definition von Klassengrenzen.

Mittels der Bewertungssoftware Asterics (Version 3.3.1) des PERLODES-Verfahrens wurden 188 relevante Metrics für die untersuchten Probestellen berechnet. Aus diesen Kandidaten-Metrics wurden jene ausgewählt, die signifikant auf zunehmende Fließgewässerdegradation reagieren.

Um die Umweltparameter mit dem größten Erklärungsanteil innerhalb einer Gruppe (s.o.) festzustellen, wurden für jede Gruppe einzeln eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt. Die Umweltparameter mit dem längsten Gradienten und die nicht mit einander korreliert waren, wurden für die weitere Analyse ausgewählt.

Mittels Spearman-Rang-Korrelationen wurde die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Umweltparametern und den Metrics berechnet. Auswahlkriterium war ein starker Zusammenhang, ausgedrückt durch einen Korrelationskoeffizient  $R > +/- 0,55$  und ein Signifikanzniveau  $(p) < 0,05$ .

Die Auswahl der Core-Metrics, die letztendlich der Berechnung des multimetrischen Index dienen, stützte sich auf zwei Kriterien. 1. Der Zusammenhang zwischen Kandidaten-Metric und Umweltfaktor sollte eine gleichmäßige Verteilung der Probestellen entlang des Stressor-Gradienten darstellen. Dies wurde durch Punktdiagramme überprüft und führte zum Ausschluss aller physikalisch-chemischen Stressoren, da es nur sehr wenige Probestellen mit physikalisch-chemischer Belastung gab. 2. Ebenso sollten die ausgewählten Core-Metrics aus den vier Metric-Gruppen 1. Artzusammensetzung / Abundanz, 2. Reichtum / Biodiversität, 3. Sensitivität / Toleranz und 4. Funktion zusammengesetzt sein.

Die Ankerwerte für die einzelnen Core-Metrics bilden die biologische Variationsbreite der Probestellen bei unterschiedlichen Belastungssituationen ab. Als oberen Ankerpunkt (Referenzbedingungen) wurde das 75 % Perzentil der jeweiligen Spannweite der Core-Metric Werte gewählt, während der untere Ankerpunkt das gemessene Minimum war. Dann erfolgte eine Normalisierung der Daten, um die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Skalenniveaus zu ermöglichen. Der MMI einer Probestelle ist der berechnete Mittelwert aus den „normalisierten“ Core-Metric Werten dieser Probestelle und hat immer einen Wert zwischen 0 und 1. Da die ökologische Bewertung nach WRRL in fünf Klassen erfolgt, wurde diese Spannweite an Werten analog PERLODES wie folgt eingeteilt: „sehr guter“ Zustand  $\geq 0,8$ , „guter“ Zustand  $\geq 0,6 < 0,8$ , „mäßiger“ Zustand  $\geq 0,4 < 0,6$ , „unbefriedigender“ Zustand  $\geq 0,2 < 0,4$  und „schlechter“ Zustand  $< 0,2$ .

## 2.4 Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer

Eine erste Validierung des neuen MMI für tFG erfolgte, indem aus den Taxalisten der Probestellen der tFG sowohl der neue MMI als auch der aktuelle MMI nach PERLODES (Asterics 3.3.1) berechnet wurden. Für den Vergleich der beiden MMI-Ergebnisse wurden die Taxalisten der strukturell voreinstufigen Referenzstellen („sehr gut“ und „gut“) der tFG herangezogen und mit beiden Verfahren bewertet.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Vergleich der Lebensgemeinschaften tFG und pFG

Die Lebensgemeinschaften der Referenzstellen der tFG ähneln sich zu 38% untereinander und unterscheiden sich deutlich von den Lebensgemeinschaften der pFG (Abbildung 4). Innerhalb der Gruppe der tFG gab es keine Auftrennung nach Fließgewässertyp.

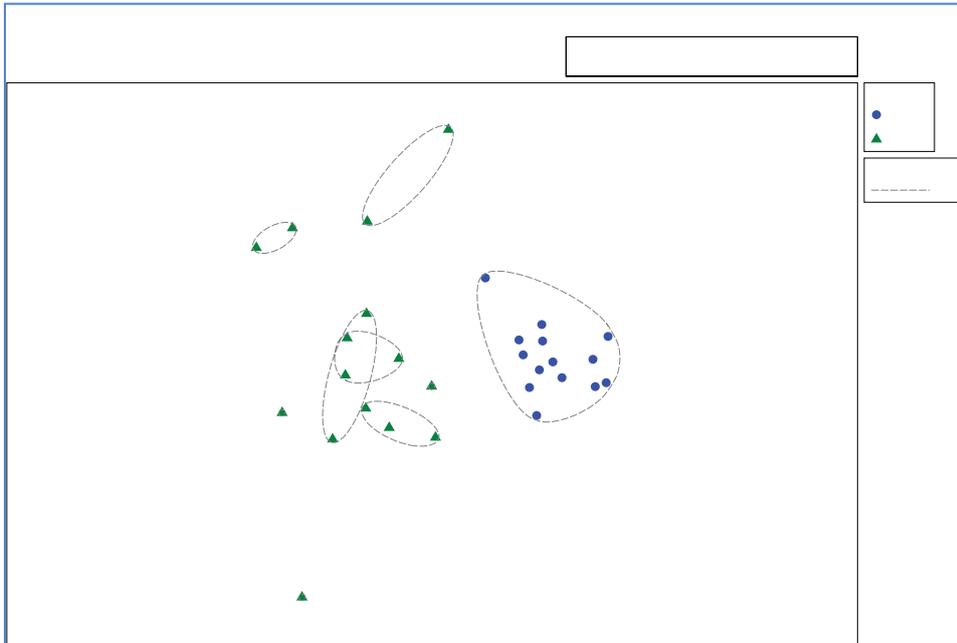


Abbildung 4: Ergebnisplot der Nicht-Metrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS); Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften temporärer und permanenter Fließgewässer; Bestimmungsniveau operationelle Taxaliste; Zahlen im Plot entsprechen Fließgewässertyp (Erklärung siehe Datengrundlage); pFG = permanente Fließgewässer, tFG = temporäre Fließgewässer; Similarity = Ähnlichkeit der umkreisten Probestellen.

### 3.2 Entwicklung des MMI

Aus den untersuchten Umweltparametern wurden auf Grundlage der Hauptkomponentenanalysen und des beschriebenen Auswahlverfahren insgesamt elf Umweltstressoren aus den vier Gruppen ausgewählt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Übersicht der zur weiteren Analyse ausgewählten Umweltstressoren; EZG = Einzugsgebiet, Anz. = Anzahl, CPOM = grob partikuläres organisches Material (z.B. Blätter), FPOM = fein partikuläres organisches Material.

Mikrohabitat	Lokale Struktur	Landnutzung Aue & EZG
Anteil CPOM	Breite Uferstrandstreifen	% Acker i. Aue
Anteil FPOM	Anz. kleines Holz	% Bebauung i. Aue
	Anz. Geäst	% Anteil Acker i. EZG
	Anz. Stämme	% Wald i. EZG
	Anz. unterschiedl. Tiefen/Breiten	

Die Korrelationen dieser Umweltstressoren mit den Kandidaten-Metrics nach den genannten Kriterien führten zur Auswahl von insgesamt vier Core-Metrics (Abbildung 5).

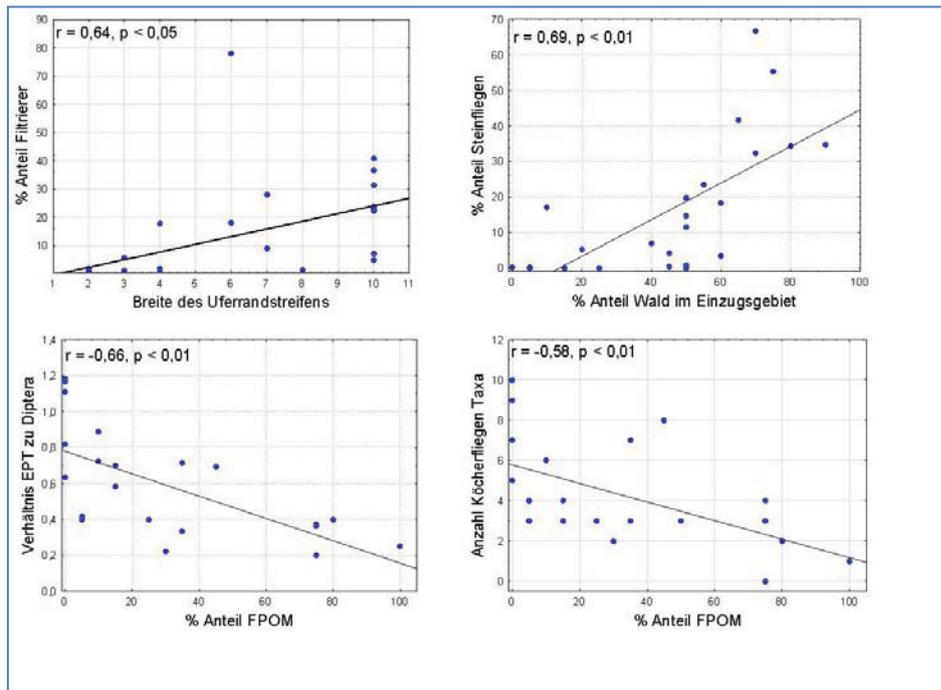


Abbildung 5: Punktdiagramme der Korrelationen der ausgewählten Core-Metrics (biologische Messgrößen) aus den Bereichen Landnutzung der Aue und EZG, lokale Struktur und Kleinlebensraum (Mikrohabitat) für die Bewertung tFG; r = Spearman-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau.

Anschließend erfolgten die Ankerpunktsetzung und die Bestimmung der Klassengrenzen der einzelnen Core-Metrics (Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht über die Ankerpunkte und Klassengrenzen (KG) der Core-Metrics des multimetrischen Index für tFG; 1 = „sehr gut“, 2 = „gut“, 3 = „mäßig“, 4 = „unbefriedigend“, 5 = „schlecht“.

Core Metric	oberer Ankerp.	unterer Ankerp.	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
[%] Plecoptera	20	0	16	12	8	4
[%] Passive Filtrierer	23	0	18	14	9	5
Anzahl Trichoptera-Arten	6	0	4,8	3,6	2,4	1,2
EPT/Diptera	0,82	0,14	0,68	0,55	0,41	0,28

### 3.3 Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer

Der neue MMI bewertete in zehn von 13 Fällen eine Probestelle ebenfalls als Referenzstelle („sehr gut“ oder „gut“) wie der Strukturindex. In den verbleibenden drei Fällen fällt die Bewertung schlechter aus. Die Bewertung nach PERLODES weist sieben von 13 Stellen als Referenzstellen aus und stuft in sechs Fällen strukturelle Referenzstellen schlechter ein (Tabelle 4).

Tabelle 4: Vergleich Ergebnisse Referenzstellen (Strukturgüte Index Klasse „sehr gut (1)“ oder „gut (2)“) des neuen multi-metrischen Index (MMI) mit aktueller PERLODES-Bewertung (Asterics 3.3.1); 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend.

PS-Nr.	Gewässer	Voreinstufung, Strukturklasse Index	MMI neu [Klasse]	Erg. akt. PERLODES MMI [Klasse]
9	Gartroper Mühlenbach	1	1	2
10	Frölicher Bach	1	1	3
26	Steinbach	1	1	3
27	Stollbach	1	2	2
32	Schwarzer Siepen	1	2	3
30	Volksgartenbach	1	3	2
14	Funne	1	4	4
8	Lohbach	1,5	1	1
20	Spechtsbach	1,5	3	3
28	Gartroper Mühlenbach	2	1	2
15	Langeforthsbach	2	1	3
24	Plankenbach	2	2	2
7	Veebach	2	2	2

## 4. Diskussion

### 4.1 Vergleich der Lebensgemeinschaften tFG und pFG

Die Lebensgemeinschaften von naturnahen, temporären Fließgewässern unterscheiden sich deutlich von denen in naturnahen, permanenten Fließgewässern. Die Gründe sind, dass naturnahe temporäre Fließgewässer einerseits von speziell an Trockenheit angepassten Arten besiedelt werden und andererseits die Lebensgemeinschaft durch einen hohen Anteil von euryöken Arten gekennzeichnet ist (NUA 2000, Reisinger et al. 2002, Bohle et al. 2002, Kampwerth 2010, Bias 2012).

Typische Arten der tFG sind z.B. im Vergleich zu Arten aus pFG besonders dadurch gekennzeichnet, dass deren Flugzeiten (terrestrische Phase) in den Frühjahrs- und Sommermonaten liegen (Bias 2012). Auf der Ebene der Lebensgemeinschaften konnte Bias (2012) zeigen, dass in naturnahen, temporären, sandgeprägten Tieflandbächen (Typ 14) die Anzahl an Köcherfliegen und der %-Anteil von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen an der Lebensgemeinschaft geringer ist als in vergleichbaren pFG desselben Typs.

### 4.2 Wirkungsketten der ausgewählten Core-Metrics

#### 4.2.1 Core-Metrics „Verhältnis EPT/Diptera“ und „Anzahl Trichoptera (Köcherfliegen)“

Das Verhältnis von Eintagsfliegen (E), Steinfliegen (P) und Köcherfliegen (T) (EPT-Taxa) zur Anzahl der Zweiflügler (Diptera) in Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad des Bachbodens mit fein-partikulärem, organischem Material (% FPOM) gibt Aufschluss über die Naturnähe der untersuchten Probestelle. EPT-Taxa haben häufig hohe Ansprüche an ihren Lebensraum, u.a. an die Verfügbarkeit von Sauerstoff (Sandin und Hering 2004). Viele Zweiflügler hingegen können oft eine Sauerstoffminderung tolerieren (Haupt und Haupt 1998). Eine erhöhte Menge an FPOM verfüllt das Lückensystem des Bachbetts und reduziert die Sauerstoffkonzentration und –verfügbarkeit. Die anspruchsvollen EPT-Taxa können das verringerte Sauerstoffangebot nicht tolerieren und fallen aus. Die Zweiflügler hingegen kommen mit denselben Bedingungen besser zurecht. Die Metric Werte „Verhältnis EPT/Diptera“ und „Anzahl Trichoptera (Köcherfliegen)“ steigen also bei einer naturnahen Gewässersohle und sinken bei einer Gewässersohle, die durch hohe Frachten von FPOM belastet wird.

#### 4.2.2 Core-Metric „% Anteil Plecoptera (Steinfliegen)“

Steinfliegen zählen insgesamt zu den Arten, die besonders stark unter strukturellen und physikalisch-chemischen Belastungen leiden (LANUV 2010). Der relative Anteil an Steinfliegenarten (% Plecoptera) im Verhältnis zum relativen Anteil an Wald im Einzugsgebiet (% Wald EZG) gibt Aufschluss über die Naturnähe des Einzugsgebietes der Probestelle. Ein hoher Waldanteil im EZG bedingt z.B. durch die Beschattung relativ niedrige Wassertemperaturen bzw. ein ausgeglichenes Temperaturregime. Niedrigere Wassertemperaturen ermöglichen einen höheren Sauerstoffgehalt im Wasser, der für sauerstoffbedürftige Steinfliegen wichtig ist. Darüber hinaus bedingt ein hoher Waldanteil gleichzeitig geringere Anteile von Ackerflächen und urbanen Flächen. Dadurch sind u.a. stoffliche Belastungen und erhöhte Feinsedimentfrachten reduziert, die auf die Steinfliegen negativ wirken (s.o.). Steinfliegen sind generell schlechte Flieger und haben eine mehrwöchige, adulte Lebensphase. Oft übersommern sie in der Nähe ihres Ursprungsgewässers (LANUV 2010). Durch einen hohen Anteil an Wald im EZG sind ausreichend und kühle Refugialräume zur Übersommerung vorhanden. Aus den genannten Gründen steigt der Metric-Wert „% Anteil Plecoptera“ bei einem zunehmenden Waldanteil im Einzugsgebiet der Probestelle und umgekehrt.

#### 4.2.3 Core-Metric „% Anteil passive Filtrierer“

Die Breite des Uferrandstreifens auf beiden Seiten des Gewässers steht in Zusammenhang zu dem relativen Anteil an passiven Filtrierern. Je schmaler der Uferrandstreifen desto geringer der % Anteil an passiven Filtrierern. Ist am Gewässer der Uferrandstreifen schmal, führt ein Niederschlagsereignis zu einer erhöhten Sedimentfracht im Gewässer. Passive Filtrierer nutzen selbstgebaute Netze, um an fressbares Material zu kommen (Reisinger et al. 2002). Durch die erhöhte Sedimentfracht im Gewässer werden die Netze der passiven Filtrierer mit anorganischem Material verfüllt. Diese Tiere fressen häufig nicht qualitativ, sondern eine bestimmte Größenfraktion. Durch das Fressen von anorganischen Kleinpartikeln oder gar partikulären Schadstoffen verhungern die Tiere. Daher ist der % Anteil an passiven Filtrierern im Gewässer ein Hinweis auf die Breite des Uferrandstreifen.

### 4.3 Entwicklung des MMI

Der neue MMI für tFG des Tieflands reagiert in erster Linie auf lokale strukturelle Belastungen und Belastungsfaktoren aus dem Einzugsgebiet. Chemisch-physikalische Belastungen werden nicht erfasst (s.o.). Um zu prüfen, ob der neue MMI auch physikalisch-chemische Belastungen anzeigt, müsste ein größerer Datensatz an Probestellen aus temporären Fließgewässern vorhanden sein, der längere Gradienten von physikalisch-chemischen Belastungen aufweist.

Für die Entwicklung des MMI wurden häufig Probestellen berücksichtigt, deren Einzugsgebiet < 10 km<sup>2</sup> betrug (26 von 33 PS). Nach WRRL sind Gewässer mit einem Einzugsgebiet unter 10 km<sup>2</sup> nicht relevant für die Bewertung. Zur weiteren Evaluierung des MMI sollte dieser gezielt auf temporäre Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 km<sup>2</sup> angewendet werden.

### 4.4 Evaluierung des neuen MMI für temporäre Fließgewässer

PERLODES und der neue MMI bewerten dieselben Probestellen unterschiedlich (Übereinstimmung in der Bewertung insgesamt 60%), weil größtenteils unterschiedliche Core-Metrics genutzt werden und bei denselben Core-Metrics die Klassengrenzen für tFG niedriger sind. Bei der Auswertung unseres Datensatzes zeigte sich, dass andere Metrics mit den herrschenden Umweltparametern an tFG besser korrelieren als die Metrics, die aktuell im PERLODES Verfahren angewendet werden. Nur der

Metric „Anzahl Trichoptera-Arten“ wird sowohl im den neuen MMI für tFG als auch im PERLODES-MMI für alle untersuchten Fließgewässertypen benutzt. Für diesen Metric ist die Klassengrenze im neuen MMI für den „sehr guten“ Zustand mit sechs Arten allerdings deutlich niedriger als z.B. für die Typen 16 (12 Arten) und 11 (neun Arten).

### 5. Fazit

Im Zuge des Klimawandels werden Veränderungen im Abflussverhalten von Fließgewässern erwartet, die zu einer Zunahme von temporären Kleingewässern führen können (Höke et al. 2011). Das deutsche Bewertungsverfahren PERLODES wird in NRW auf diese Fließgewässer nicht angewendet. Im Rahmen des Projektes dynaklim wurde von Emschergenossenschaft und Lippeverband ein Bewertungssystem für temporäre, sommertrockene Fließgewässer des Tieflands mittels der Wirbellosenlebensgemeinschaft (MZB) entwickelt, das sich an den Vorgaben der WRRL orientiert. Das Verfahren nutzt biologische Messgrößen, die anthropogen bedingte Veränderungen im Gewässerökosystem auf der Ebene des Einzugsgebietes, der Struktur der Probestelle und des Mikrohabitats anzeigen. Der neu entwickelte multimetrische Index sollte im nächsten Schritt einem Praxistest unterzogen werden, um die Ergebnisse zu überprüfen bzw. auf eine breitere Datenbasis zu stellen.

### 6. Dank

Den Mitarbeitern aus dem Kooperationslabor von Emschergenossenschaft/Lippeverband und Ruhrverband möchten wir für die Auswertung der PERLODES-Proben und der chemischen Analysen danken. Der Arbeitsgruppe Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen danken wir für den fachlichen Austausch.

## 7. Literatur

- BIAS, N. (2012): Vergleich von benthischen Makroinvertebratenlebensgemeinschaften in permanenten und temporären sandgeprägten Tieflandbächen und Untersuchungen zur Vulnerabilität benthischer Makroinvertebraten unter dem Einfluss des Klimawandels. Bachelorarbeit an der Fakultät für Biologie und Biotechnologie der Ruhr-Universität Bochum. Unveröffentlicht.
- BOHLE H.W., DIETRICH, M., HECHT, M., FLOß, E. und SOMMERHÄUSER, M. (2002): „Austrocknende Bäche- wertvolle Lebensräume“ - temporäre Fließgewässer in Mitteleuropa. In: Arbeitskreis „Temporäre Gewässer“ der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.): Biotop des Jahres: Der Bach 96/97. Merkblätter zum Naturschutz 16, Naturschutz-Zentrum Hessen.
- DOMISCH, S., JÄHNIG, S.C. und HAASE, P. (2011): Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, 56, 2009-2020.
- HAUPT, J. und HAUPT, H. (1998): Fliegen und Mücken-Beobachtung Lebensweise. Augsburg. Naturbuch-Verlag.
- HERING, D., FELD, C. K., MOOG, O. und OFENBÖCK, T. (2004): Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- HÖKE, S., DENNEBORG, M. und KAUFMANN-BOLL, C. (2011): Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher. Dynaklim-Publikation Nr.11. [www.dynaklim.de/dynaklim/index.html](http://www.dynaklim.de/dynaklim/index.html), Stand: 01. April 2013
- KAMPWERTH, U. (2010): Zur Ökologie von *Glyphotaelius pellucidus* (Retzius 1783) (Trichoptera: Limnephilidae). *Ergebnisse aus Langzeitstudien. Lauterbornia* 71. Dinkelscherben, 93–112.
- KORTE, T. und SOMMERHÄUSER, M. (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf die Bewertung „Großer sand- und lehmgeprägter Flüsse des Tieflands“. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* (5), Nr. 6, 309-315.
- LANUV (Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW, 2010): Verbreitungsatlas der Steinfliegen (Plecoptera) in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 23. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.
- LANUV (Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW, Hrsg., 2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Arbeitsblatt 18, Recklinghausen.
- LORENZ, A. und GRAF, W. (2008): (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen). In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.), *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007* (Münster). Werder, 326-330.
- MEIER, C., HASSE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. und HERING, D. (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de), Stand: 23. Oktober 2012.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2009): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer. Integriertes Monitoringkonzept der landesspezifischen, nationalen und internationalen Messprogramme. Teil A: Durchführung des Monitorings. Grundlagen, Probenahme, messstellen- und parameterbezogene Bewertung. [http://wiki.flussgebiete.nrw.de/img\\_auth.php/2/28/A\\_Version1\\_LeitMoniOberflaech.pdf](http://wiki.flussgebiete.nrw.de/img_auth.php/2/28/A_Version1_LeitMoniOberflaech.pdf). Stand 2009.

NUA (Naturschutz- und Umweltschutz- Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen, Hrsg., 2000): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer. NUA-Seminarbericht, Bd. 5. Recklinghausen: Druck- und Verlagshaus Bitter GmbH & Co.

REISINGER, W., BAUERNFEIND, E. und LOIDL, E. (2002): Entomologie für Fliegenfischer: Vom Vorbild zur Nachahmung. Verlag Ulmer, Stuttgart.

SANDIN, L. und HERING, D. (2004): Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. Hydrobiologia. Vol. 516. Issue 1-3, 55-68.

SOMMERHÄUSER, M. (2000): Sommertrockene Fließgewässer aus dem nordrhein-westfälischen Tiefland – Lebensraumbedingungen und Lebensgemeinschaften. In: NUA-Seminarbericht, Bd. 5: Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer, 101-114.



**Ansprechpartner**

Jens Hasse  
hasse@fiw.rwth-aachen.de

Birgit Wienert  
wienert@fiw.rwth-aachen.de

**Projektbüro *dynaklim***

Mozartstraße 4  
45128 Essen

Tel.: +49 (0)201 104-33 38

***www.dynaklim.de***