Verh. Westd. Entom. Tag 1996, S. 115 -123, Löbbecke-Mus., Düsseldorf 1997

Einfluß eines Hochwasserereignisses auf die Larven ausgewählter Eintagsfliegen-Arten (Insecta: Ephemeroptera)

Werneke, Ulrich

1. Einleitung

Hochwasserereignisse in Fließgewässern werden in der Literatur als ein Typus aus einer Reihe möglicher Störungen bezeichnet (andere Typen können z.B. toxische Einflüsse, Austrocknung oder Sauerstoffmangel sein), die die Abundanz und Diversität der Arten des Makrozoobenthos, die Habitate, die Nahrungsressourcen und die Konkurrenzverhältnisse entscheidend beeinflussen können (z.B. MATTHAEI et al. 1996, NIEMI et al. 1990). Bei der Beurteilung, ob ein Hochwasserereignis sich als Störung in einem Gewässer auswirkt, sind u.a. die Stärke und die Dauer der hervorgerufenen Veränderungen entscheidend (CONNELL & SOUSA 1983, HENDRICKS et al. 1995). Für die vorliegende Arbeit wurden die Auswirkungen eines im Breitenbach und in der Fulda bei Schlitz/Hessen gleichzeitig auftretenden starken Hochwassers auf die Abundanz der Larven ausgewählter Ephemeropteren-Arten und auf das von diesen potentiell genutzte Nahrungsangebot untersucht. Dabei waren nicht möglicherweise kurzfristig auftretende Veränderungen Ziel der Untersuchung, sondern es sollte festgestellt werden, ob das Hochwasser über mehrere Wochen und Monate hinweg anhaltende, direkte oder indirekte Auswirkungen auf die Populationen der Larven hatte.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1992 und 1993 an je einer Probenstelle im Breitenbach und in der Fulda durchgeführt. Die untersuchten Bereiche beider Gewässer liegen zwischen Rhön und Vogelsberg und den Städten Fulda und Schlitz in Osthessen. Das Einzugsgebiet des Breitenbaches liegt ausschließlich in der geologischen Formation des mittleren Buntsandsteins, im Einzugsgebiet der Fulda kommen tertiäre magmatische Gesteine und Muschelkalk hinzu (BREHM 1975).

Der Breitenbach ist ein kleiner, anthropogen weitgehend unbelasteter Mittelgebirgsbach erster Ordnung. Seine Wasserführung beträgt im langjährigen Mittel etwa 20 l/s. Die Talaue des Breitenbaches unterliegt überwiegend extensiver Grünlandnutzung, der Bach ist daher als Wiesenbach zu bezeichnen. Während der Vegetationsperiode sind Teile des Baches von emerser und überhängender Ufervegetation überdeckt. Das Substrat bestand an der Probenstelle überwiegend aus Steinen mit einem Durchmesser von etwa 5-20 cm, die aber mit fortschreitender Vegetationsentwicklung und dadurch reduzierter Strömungsgeschwindigkeit teilweise durch Sand und Feindetritus überdeckt wurden. Nach einer Untersuchung von

WAGNER, SCHMIDT & MARXSEN (1993) ist das Interstitial des Breitenbaches in Zeiten mit niedriger Wasserführung weiträumig mit Sand und Feinsedimenten zugesetzt und schon kurz unterhalb der Sedimentoberfläche frei von Sauerstoff. Es kann daher nur eingeschränkt von benthischen Makroinvertebraten besiedelt werden und fällt als Refugium bei plötzlich auftretenden Störungen weitgehend aus. Weitere Beschreibungen des Breitenbaches sind z.B. bei ILLIES (1978) oder JACOB (1986) zu finden.

Die Fulda ist an der Probenstelle bei Schlitz-Hartershausen ein etwa 10 m breiter Fluß dritter Ordnung und in diesem Bereich durch eine Abfolge von Stromschnellen und langsam fließenden Abschnitten gekennzeichnet. Die Probenstelle befand sich in einer Stromschnelle, die mittlere Wasserführung betrug von April 1992 bis Mai 1993 etwa 9,8 m^3/s. Das Substrat bestand überwiegend aus Steinen mit einem Durchmesser von etwa 10-40 cm, der Anteil von Sand und Feinsedimenten war erheblich niedriger als im Breitenbach. Hier war das Interstitial offensichtlich nicht zugesetzt und für benthische Makroinvertebraten besiedelbar, dazu liegen allerdings keine genauen Untersuchungen vor. Eine ausführliche Beschreibung der Fulda gibt Brehm (1975).

2.2 Messung der Wasserführung

Die Wasserführung wird am Breitenbach kontinuierlich mit Hilfe eines Meßwehres erfaßt, die Daten wurden für diese Untersuchung von Dr. Schmidt (Limnologische Flußstation Schlitz) zur Verfügung gestellt. Die Wasserführung der Fulda wird kontinuierlich am Pegel Kämmerzell (etwa 7 km flußaufwärts der Probenstelle) gemessen. An diesem Pegel werden 70 % des Einzugsgebietes der Fulda an der Probenstelle bei Schlitz-Hartershausen erfaßt. Die Werte wurden vom Wasserwirtschaftsamt Fulda zur Verfügung gestellt und für die Probenstelle auf 100 % hochgerechnet.

2.3 Beprobung der Larven

Von April 1992 bis Mai 1993 wurden an 18 Terminen in beiden Gewässern Proben mit einem modifizierten Surber-Sampler (je 6 Parallelproben, abgedeckte Fläche je 0,05 m^2, Netzmaschenweite 300 µm) genommen und in Ethanol (80 %) konserviert. Alle Ephemeropteren-Larven wurden bei 6-facher Vergrößerung aussortiert, danach bis zur Art bestimmt und mit Hilfe eines Digitalisiertabletts ihre Körperlänge vermessen (vgl. WERNEKE & ZWICK 1992, WERNEKE 1997). In die Auswertung wurden nur jene Arten aus den Gattungen *Baetis* Leach und *Ephemerella* Walsh einbezogen, die im Larvenstadium von dem Hochwasser im Januar 1993 unmittelbar betroffen waren. Im Breitenbach waren dies *Baetis rhodani* (Pictet) und *Ephemerella mucronata* (Bengtsson), in der Fulda *B. rhodani* und *B. buceratus* Eaton.

2.4 Beprobung des Nahrungsangebotes

Der epilithische Aufwuchs wurde mit Hilfe eines Ultraschallgerätes beprobt, wie es von Zahnärzten zur Entfernung von Zahnstein verwendet wird. Der benthische feinpartikuläre Detritus (FPOM) wurde mit Hilfe einer akkubetriebenen Membran-Vakuumpumpe vom Gewässergrund abgesaugt. Beide Methoden werden ausführlich an anderer Stelle beschrieben (BECKER et al.1997, WERNEKE 1997). Im Labor wurde das aschefreie Trockengewicht (AFTG) von Aufwuchs und FPOM aus der Gewichtsdifferenz nach Trocknen (48 h bei 105 °C) und Verglühen (8 h bei 510 °C) bestimmt, die Wägungen waren auf 0,01 mg genau.

3. Ergebnisse

3. 1 Wasserführung

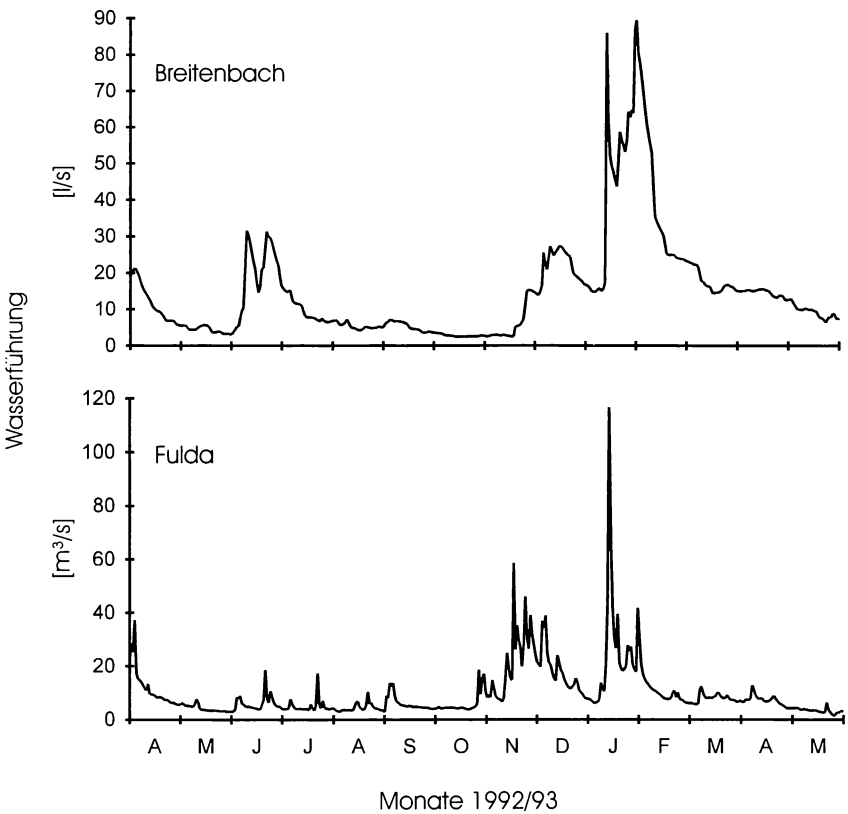

Abb. 1: Verlauf der Wasserführung (Tagesmittelwerte) im Breitenbach und in der Fulda von April 1992 bis Mai 1993. Die Y-Achsen sind unterschiedlich skaliert.

Die Tagesmittel der Wasserführung im Breitenbach und in der Fulda von April 1992 bis Mai 1993 sind in Abb.1 dargestellt. Nach einem längeren Zeitraum mit sehr niedriger Wasserführung bis Oktober 1992 waren in beiden Gewässern ab November die Werte erhöht, bevor am 12.01.1993 das Hochwasser sehr plötzlich einsetzte.

Das Hochwasser erreichte im Breitenbach einen Spitzenwert (Stundenmittel) von 194 l/s, in der Fulda bei Schlitz-Hartershausen etwa 200 m^3/s. Es klang in der Fulda schneller wieder ab als im Breitenbach, wo es bis Mitte Februar andauerte. Ein Hochwasserereignis vergleichbarer Stärke lag in beiden Gewässern etwa 2 Jahre zurück (Daten hier nicht dargestellt). Zur Berechnung von Korrelationen zwischen der Wasserführung und der Abundanz der Larven wurde ein Zeitraum ausgewählt, der je Gewässer 5 Termine der Benthos-Probennahme und die Zeiten mit erhöhter Wasserführung einschloß. Im Breitenbach war dies der Zeitraum von Ende Oktober bis Anfang April, für die Fulda von Ende Oktober bis Mitte März.

3.2 Einfluß des Hochwassers auf die Abundanz der Larven

In dem ausgewählten Zeitraum nahm die Abundanz der Larven beider Arten in den Benthosproben aus dem Breitenbach ab (hier nicht grafisch dargestellt) und war signifikant negativ mit der Wasserführung korreliert ($n= 5$, $r_s= 0{,}87$ für *B. rhodani* bzw. 0,90 für *E. mucronata,* $p < 0{,}05$). Bei den Larven beider Arten aus der Fulda war dies nicht der Fall ($n= 5$, $r_s = 0{,}10$; $p = 0{,}87$ für *B. rhodani* bzw. $r_s = 0{,}50$; $p = 0{,}39$ für *B. buceratus).*

Die unterschiedliche Auswirkung des Hochwassers auf die Larven in beiden Gewässern wird in Abb. 2 deutlich, in der die relative Veränderung der Abundanzen innerhalb von 100 Tagen nach Beginn des Hochwassers, bezogen auf den Wert vor dem Hochwasser dargestellt ist. Im Breitenbach waren die Larven beider Arten beim ersten Probenahmetermin 7 Tage nach der ersten Hochwasserspitze deutlich um 50-80 % in ihrer Abundanz reduziert. Im weiteren Zeitverlauf bis 83 Tage nach Beginn des Hochwassers blieb die relative Abundanz der Larven von *B. rhodani* auf diesem niedrigen Niveau. Die relative Abundanz der Larven von *E. mucronata* stieg etwas an, von Mitte Februar bis Anfang April kamen größere Larven (Körperlänge 4-6 mm, hier nicht grafisch dargestellt) hinzu. In der Fulda waren die Larven beider Arten bei der ersten Probennahme 16 Tage nach Beginn des Hochwassers in unveränderter *(B. buceratus)* bzw. höherer *(B. rhodani)* Abundanz im Benthos zu finden. Auch wenn die Abundanzen der Larven in der Fulda möglicherweise kurzfristig durch das Hochwasser reduziert waren, hatten sie 16 Tage danach bereits wieder zumindest das gleiche Niveau wie vor dem Hochwasser erreicht. Im weiteren Zeitverlauf bis 93 Tage nach Beginn des Hochwassers stieg die relative Abundanz der Larven beider Arten in der Fulda deutlich an, überwiegend kleine Larven mit einer Körperlänge von 2-3 mm kamen hinzu (hier nicht grafisch dargestellt).

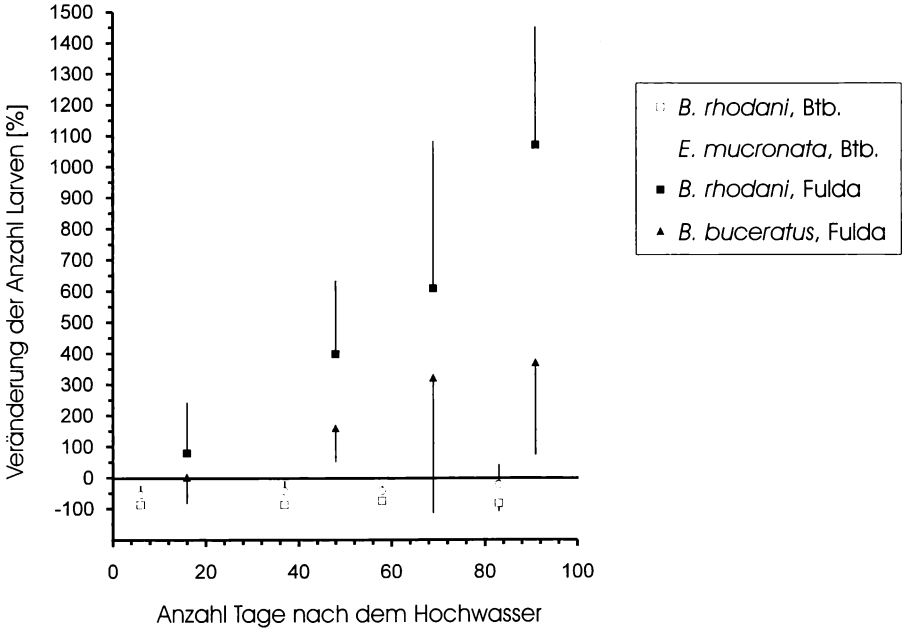

Abb. 2: Veränderung der relativen Abundanz der Larven in % (Mittelwerte) innerhalb von 100 Tagen nach dem Beginn des Hochwassers im Breitenbach (Btb.) und in der Fulda, bezogen auf den Wert vor dem Hochwasser. Die Standardabweichung ist jeweils nur zu einer Seite hin dargestellt.

Ein spezifisch auf Larven mit bestimmter Körperlänge wirkender Einfluß des Hochwassers konnte in der vorliegenden Untersuchung, wie bei der von LANCASTER (1992) auch, nicht festgestellt werden.

3.3 Einfluß des Hochwassers auf das Nahrungsangebot

Die Menge des epilithischen Aufwuchs gemessen am AFTG wurde in beiden Gewässern durch das Hochwasser am 12.01.1993 nicht deutlich reduziert. Nach dem Hochwasser nahm sie in beiden Gewässern, in der Fulda aber deutlicher als im Breitenbach, zu. Verursacht wurde diese Zunahme durch ein starkes Wachstum von Diatomeen. Die Menge des FPOM wurde im Breitenbach durch das Hochwasser am 12.01.1993 drastisch reduziert und blieb danach auf niedrigem Niveau. In der Fulda war dies nicht der Fall, hier war die Menge des FPOM bei der ersten Probennahme nach Beginn des Hochwassers etwa doppelt so hoch wie vor dem Hochwasser. Im weiteren Zeitverlauf nahm die Menge des benthischen FPOM in der Fulda ähnlich wie die des epilithischen Aufwuchs weiter leicht zu und erst Ende April deutlich ab. Das Nahrungsangebot im Breitenbach und in der Fulda für

aufwuchsweidende und detritivore Arten des Makrozoobenthos wird an anderer Stelle ausführlicher beschrieben (WERNEKE 1997).

4. Diskussion

Kurzfristig kann die Abundanz von benthischen Makroinvertebraten durch eine Störung wie z.B. ein Hochwasserereignis drastisch reduziert, die ursprünglich vorhandene Abundanz allerdings auch innerhalb weniger Tage wieder erreicht werden (z.B. NIEMI et al. 1990, TIKKANEN et al. 1994), wobei u.a. vermutlich der Zeitabstand zwischen zwei Störungen von Bedeutung ist (MATTHAEI et al. 1996). Bei der Interpretation des Einflusses eines Hochwassers als Störung im Sinne von HENDRICKS et al. (1995) oder CONNELL & SOUSA (1983), die sich in länger anhaltender und gravierender Veränderung der Abundanz von Organismen des Makrozoobenthos ausdrückt, sind der Lebenszyklus und damit ohnehin verbundene Veränderungen der Abundanzen der untersuchten Arten besonders zu berücksichtigen (DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992, HENDRICKS et al. 1995, MEYER 1993). So könnte z.B. die Abnahme der Abundanz der Larven von *B. rhodani* im Breitenbach im Zeitraum mit erhöhter Wasserführung (Oktober 1992 bis März 1993) um 82 % auch allein mit der Mortalität durch Prädation o.a. Faktoren (exkl. Störungen) erklärt werden. Die Larven von *B. rhodani* im Breitenbach waren Ende Oktober 1992 etwa 1,5-3 mm lang und wuchsen bis Mitte März 1993 auf etwa 6-11 mm Körperlänge heran (WERNEKE 1997). In diesem Zeitraum fand also ein großer Teil des Wachstums und der Entwicklung der Larven statt und es ist unabhängig von Störungen mit einer hohen Mortalität von schätzungsweise 70-90 % durch Prädation oder andere Faktoren zu rechnen. So wurde z.B. für eine Sommergeneration von *B. rhodani* im Breitenbach eine Mortalität von 91 % während der aquatischen Lebensphase errechnet (WERNEKE & ZWICK 1992), obwohl kein Hochwasser stattfand. Die Mortalität, die der Konstruktion einer Allen-Kurve (exponentielle Abnahme der Abundanz im Verlauf der Entwicklung) zur Berechnung der Sekundärproduktion zugrunde gelegt wird (ALLAN 1983, ALLEN 1951, HYNES 1970), wird überwiegend mit Prädation begründet und resultiert ebenfalls in einer geringen Prozentzahl an Überlebenden am Ende der Larvalentwicklung. Alle untersuchten Arten im Breitenbach und in der Fulda haben insofern einen ähnlichen Lebenszyklus, als sie eine den Winter über wachsende Generation ausbilden (z.B. STUDEMANN et al. 1992). Sie befanden sich im Herbst 1992 in der Rekrutierungsphase für die Wintergeneration, welche im Frühjahr 1993 zur Emergenz kam. Die Larven der untersuchten Arten waren damit - den Lebenszyklen nach geurteilt - potentiell einer hohen Mortalität durch andere Faktoren als das Hochwasser ausgesetzt. Die für die Arten im Breitenbach festgestellten negativen Korrelationen zwischen der Abundanz der Larven und der Höhe der Wasserführung stellen daher nicht unbedingt einen kausalen Zusammenhang dar.

Die in Abb. 2 dargestellten deutlichen Unterschiede in der Veränderung der relativen Abundanzen der Larven in beiden Gewässern zeigen aber, daß dennoch von einer unterschiedlichen Auswirkung des Hochwassers auf die Abundanz der Larven in beiden Gewässern auszugehen ist. Die deutlichere und bis zum Ende der aquatischen Lebensphase anhaltende Reduktion der relativen Abundanz der Larven im Breitenbach läßt sich damit begründen, daß das Interstitial im Breitenbach als Refugium bei Störungen weitgehend ausfällt (WAGNER, SCHMIDT & MARXSEN 1993, vgl. BORCHARDT 1993, DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992, LANCASTER & HILDREW 1993). In den Benthosproben aus der Fulda konnte dagegen keine Reduktion der Abundanz der Larven festgestellt werden, nach dem Hochwasser aber eine deutliche Zunahme. Entweder überdauerten die Larven die Hochwasserperiode hier im Interstitial und wurden daher bei der Probennahme erst dann erfaßt, als sie sich wieder zur Substratoberfläche bewegten, und/oder die Probenstelle an der Fulda wurde nach dem Hochwasser durch Zudrift von Larven aus Seitengewässern oder geschützt gelegenen Flußabschnitten neu besiedelt (vgl. NIEMI et al. 1990). Ein weiterer Grund für die innerhalb der gewählten Probennahmeintervalle nicht reduzierte Abundanz der Larven in der Fulda (im Gegensatz zum Breitenbach) könnte darin liegen, daß wegen der durchschnittlich größeren Steine und des geringeren Anteils an Sand in der Fulda die Substratstabilität höher war als im Breitenbach (vgl. z.B. COBB et al. 1992, DEATH & WINTERBOURN 1995). Obwohl während des stärksten Hochwasserpeaks die Wasserführung in der Fulda etwa das 1000-fache von der im Breitenbach betrug, war eine Verlagerung von Steinen mit einem Durchmesser größer als 20-30 cm in der Fulda nicht festzustellen.

In der Fulda war das Hochwasser bezogen auf die untersuchten Arten demnach sicher nicht als Störung zu charakterisieren, die Populationen zeigten Resistenz gegenüber dem Hochwasser. Im Breitenbach war das Hochwasser auch nur bedingt als Störung zu bewerten, da, wie langjährige Emergenzuntersuchungen zeigen, zwar große Abundanzschwankungen von Jahr zu Jahr auftreten können, der Bestand der dominanten und stetig vorkommenden Arten jedoch trotz dort schon früher regelmäßig auftretender und ähnlich starker Hochwasserereignisse eine hohe Konstanz hat (ILLIES 1978, JACOB 1986). In der folgenden Generation kann die ursprüngliche Abundanz einer Art schon wieder erreicht werden, da eine geringfügige Reduktion der relativen Mortalität (in Prozent) während der terrestrischen oder der aquatischen Lebensphase (verursacht z.B. durch günstigere klimatische Bedingungen, geringere Prädation oder verbessertes Substratangebot zur Eiablage und für die Larven in dem ausgeräumten Bachbett) sich schon drastisch auf die absolute Abundanz auswirken kann (WERNEKE & ZWICK 1992).

Wenn die Abundanz der Larven in einem Gewässerabschnitt nicht anhaltend durch ein Hochwasser verändert wird, kann die teilweise drastische Veränderung des Nahrungsangebotes einen höheren Einfluß auf die Populationen der Larven haben. Das Wachstum der Larven kann z.B. durch ein besseres Nahrungsangebot (neben

anderen Faktoren) beschleunigt oder durch ein verringertes Nahrungsangebot verlangsamt werden (WERNEKE 1997). Wird die Abundanz verringert und das Nahrungsangebot gleichzeitig erhöht oder werden Abundanz und Nahrungsangebot in ähnlichem Maße reduziert, können diese Effekte weiter verstärkt oder wieder aufgehoben werden.

5. Literatur

ALLAN, J.D. (1983): Predator-prey relationships in streams. In: BARNES, J.R. & MINSHALL, G.W.: Stream ecology: Application and testing of general ecological theory. Plenum Press, New York. S . 191-229.

ALLEN, K.R. (1951): The Horokiwi stream: A study of a trout population. New Zealand Marine Department Fisheries Bulletin 10, 1-238.

BECKER, G., HOLFELDT, H., HASSELROT, A.T., FIEBIG, D.M. & MENZLER, D.A. (1997): Use of a microscope photometer to analyze in vivo fluorescence intensity of epilithic microalgae growth on artificial substrata. Applied and Environmental Microbiology,63,1318-1325.

BORCHARDT, D. (1993): Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: Implications for habitat restoration in lowland streams. Freshwater Biology 29, 221-227.

BREHM, J. (1975): Hydrologische und chemische Untersuchungen an den Fließgewässem des Schlitzerlandes. III. Die Fulda. Beiträge zur Naturkunde in Osthessen 9/10, 37-80.

COBB, D.G., GALLOWAY, T.D. & FLARMAGAN, J.F. (1992): Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49, 1788-1795.

CONNELL, J.H. & SOUSA, W.P. (1983): On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. American Naturalist 121, 789-824.

DEATH, R.G. & WINTERBOURN, M.J. (1995): Diversity pattems in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. Ecology 76(5), 1446-1460.

DOLE-OLIVIER, M.J. & MARMONIER, P. (1992): Effects of spates on the vertical distribution of the interstitial community. Hydrobiologia 230, 49-61.

HENDRICKS, A.C., WILLIS, L.D. & SNYDER, D. (1995): Impact of flooding on the densities of selected aquatic insects. Hydrobiologia 299, 241-247.

HYNES, H.B.N. (1970): Ecology of running waters. Liverpool University press, Liverpool.

ILLIES, J. (1978): Vergleichende Emergenzmessung im Breitenbach 1969-1976 (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera). Schlitzer produktionsbiologische Studien 25. Archiv für Hydrobiologie 82, 432-448.

JACOB, U. (1986): Analyse der Ephemeropteren-Jahresemergenz des Breitenbaches bei Schlitz/Hessen (BRD). Archiv für Hydrobiologie 107, 215-248.

LANCASTER, J. (1992): Diel variations in the effect of spates on mayflies (Ephemeroptera: *Baetis).* Canadian Journal of Zoology 70, 1696-1700.

LANCASTER, J. & HILDREW, A.G. (1993): Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society 12(4), 385-393.

MATTHAEI, C.D., UEHLINGER, U., MEYER, E.I. & FRUTIGER, A. (1996): Recolonization by benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater Biology 35, 233-248.

MEYER, E. (1993): Wiederbesiedlungsdynamik benthischer Invertebraten nach einem Hochwasserereignis mit Geschiebetrieb. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V., Coburg 1993, Erweiterte Zusammenfassungen. S. 438-442.

NIEMI, G.J., DEVORE, P., DETENBECK, N., TAYLOR, D., LIMA, A., PASTOR, J., YOUNT, J.D. & NAIMANN, R.J. (1990): Overview of case studies on recovery of aquatic insects from disturbance. Environmental Management 14(5), 571-587.

STUDEMANN, D., LANDOLT, P., SARTORI, M., HEFTI, D. & TOMKA, I. (1992): Ephemeroptera. Insecta Helvetica Fauna 9, Schweizerische Entomologische Gesellschaft (Hrsg.), Genf.

TIKKANEN, P., LAASONEN, P., MUOTKA, T., HUHTA, A. & KUUSELA, K. (1994): Short term recovery of benthos following disturbance from stream habitat restoration. Hydrobiologia 273, 121-130.

WAGNER, R., SCHMIDT, H.H. & MARXSEN, J. (1993): The hyporheic habitat of the Breitenbach, spatial structure and physicochemical conditions as a basis for benthic life. Limnologica 23(4), 285-294.

WERNEKE, U. & ZWICK, P. (1992): Mortality of the terrestrial adult and aquatic nymphal life stages of *Baetis vernus* and *Baetis rhodani* in the Breitenbach, Gemmany (Insecta: Ephemeroptera). Freshwater Biology 28, 249-255.

WERNEKE, U. (1997, in Vorber.): Freilanduntersuchungen zum Einfluß von Temperatur und Nahrungsangebot auf das Wachstum von *Baetis-* und *Ephemerella-Arten* (Insecta: Ephemeroptera). Dissertation Universität Marburg.

6. Danksagung

Herm Dr. Schmidt (Limnologische Flußstation Schlitz) und Herm Walkerling (Wasserwirtschaftsamt Fulda) sei für die Bereitstellung der Daten zur Wasserführung gedankt.

Ulrich Werneke
Limnologische Flußstation des MPI für Limnologie
Postfach 260
D 36105 Schlitz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen des Westdeutschen Entomologentag Düsseldorf

Jahr/Year: 1997

Band/Volume: 1996

Autor(en)/Author(s): Werneke Ulrich

Artikel/Article: Einfluß eines Hochwasserereignisses auf die Larven ausgewählter Eintagsfliegen-Arten (Insecta: Ephemeroptera) 115-123