

ZETTLER, M.L. 1995: Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das autochthone Makrozoobenthos. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 1994 (Hamburg) 2: 695-699

Deutsche Gesellschaft für Limnologie: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg

Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das autochthone Makrozoobenthos

M.L. Zettler, Universität Rostock, WB Meeresbiologie, Freiligrathstr. 7/8, Rostock 18051 (FRG)

Einleitung: Die Einwanderung bzw. Einführung neuer Organismen in bestehende Lebensgemeinschaften spielt sowohl im terrestrischen als auch im aquatischen Bereich eine große Rolle. Im Mittelpunkt des Interesses liegen meist die direkten und indirekten Auswirkungen auf die einheimische Flora und Fauna und eventueller wirtschaftlicher Nutzen bzw. Schaden. Die Risiken, die mit einer Invasion neuer Arten verbunden sind, liegen v.a. in der Degradierung der neuen Umwelt, Zerstörung der bestehenden Lebensgemeinschaften, genetischer Beeinflussung und in der Einführung von Krankheiten und neuen Parasiten (Hedgpeth 1980, Reise 1993, Welcomme 1988). In den letzten 100 Jahren sind viele der heute bei uns etablierten Arten eingewandert. Dazu zählen sowohl Evertebraten (z.B. die Mollusken, *Dreissena polymorpha*, *Potamopyrgus antipodarum* und Crustaceen, *Eriocheir sinensis*, *Orconectes limosus*) als auch Vertebraten (z.B. die Bisamratte, *Ondatra zibethica*, über 100 Fische (Welcomme 1991))

Ziel meiner Untersuchungen war es, die Auswirkungen der Immigration von *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in ein Küstengewässer der Ostsee Mitte der achtziger Jahre zu untersuchen. Die Spionide hat ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet in Ästuaren an der Ostküste Nordamerikas. Sie ist von Neu Fundland (Kanada) bis nach Georgia (USA) anzutreffen (s.a. Zettler et al. 1994 für Ref.). Die ersten Tiere in Europa wurden 1982 im Forth Ästuar (Schottland) von McLusky et al. (1993) gefunden. Die Spionide breitete sich in der Nordsee rapide aus. Essink & Kleef (1988) beobachteten sie 1983 in der Ems-Mündung (Holland) und Kirkegaard (1990) im Ringkøbing Fjord (Dänemark) 1990. 1985 wurden die ersten Individuen in der Ostsee in der Darß-Zingster Boddenkette von Bick & Burckhardt (1989) registriert. Auch in der Ostsee breitete sich der Wurm schnell aus und wurde 1988 von Gruszka (1989) in Polen, 1990 von Persson (1991) in Schweden und 1990 in Finnland von Andersin et al. (1993) gefunden.

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Untersuchungen von 1991 bis 1994 (August) in der Darß-Zingster Boddenkette werden mit früheren Untersuchungen verglichen und sollen Aufschluß über den Einfluß dieser neuen Art auf die einheimische Fauna des Makrobenthos geben.

Untersuchungsgebiet: Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1), die Darß-Zingster Boddenkette, befindet sich an der baltischen Küste Deutschlands im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. Sie hat eine West-Ost-Ausdehnung von etwa 40 km und eine Fläche von 196,7 km² (Correns 1976). Die durchschnittliche Tiefe beträgt 2 m. Die Salinität ist relativ niedrig (1-10 ‰) (Abb. 2). Die saisonalen und interannualen Schwankungen werden durch die Süßwasserzuflüsse und die offene Verbindung zur Ostsee hervorgerufen. Die Salinität nimmt von Ost nach West ab. In den inneren Teilen der Boddenkette (Station 2) werden mit 1-5 ‰ die niedrigsten Salzgehalte gemessen. An der Station 1 schwanken die Werte zwischen 6 und 10 ‰. Die Station 3 liegt dazwischen.

Methoden: In der Darß-Zingster Boddenkette werden seit über 30 Jahren kontinuierliche Untersuchungen zur Hydrographie und Ökologie durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in diversen Publikationen, Diplomarbeiten, Dissertationen und Zwischenberichten aufgezeichnet (Arndt 1988, Arndt 1989, Arndt unpubl., Möller 1984, Thiel 1990, Zettler 1993, Zettler et al. 1994a, Zettler et al. 1994b). Dieses Datenmaterial wurde ausgewertet und mit den Ergebnissen eigener Untersuchungen verglichen. Dadurch war eine umfassende Rekonstruktion der Entwicklung und Dynamik des Makrozoobenthos möglich. Die jeweils verwendeten Methoden sind den oben genannten Arbeiten zu entnehmen.

Ergebnisse: An der Station 1 (Abb. 1) war zu beobachten, daß mit dem Auftreten von *M. viridis* Mitte der achtziger Jahre eine ständige Abundanzzunahme einherging (Abb. 3). Waren es anfänglich nur einige 100 Ind./m², so konnte man 1994 die Spionide mit einer durchschnittlichen Dichte von 10000 Ind./m² und einer Feuchtmasse von 400 g/m² beobachten.

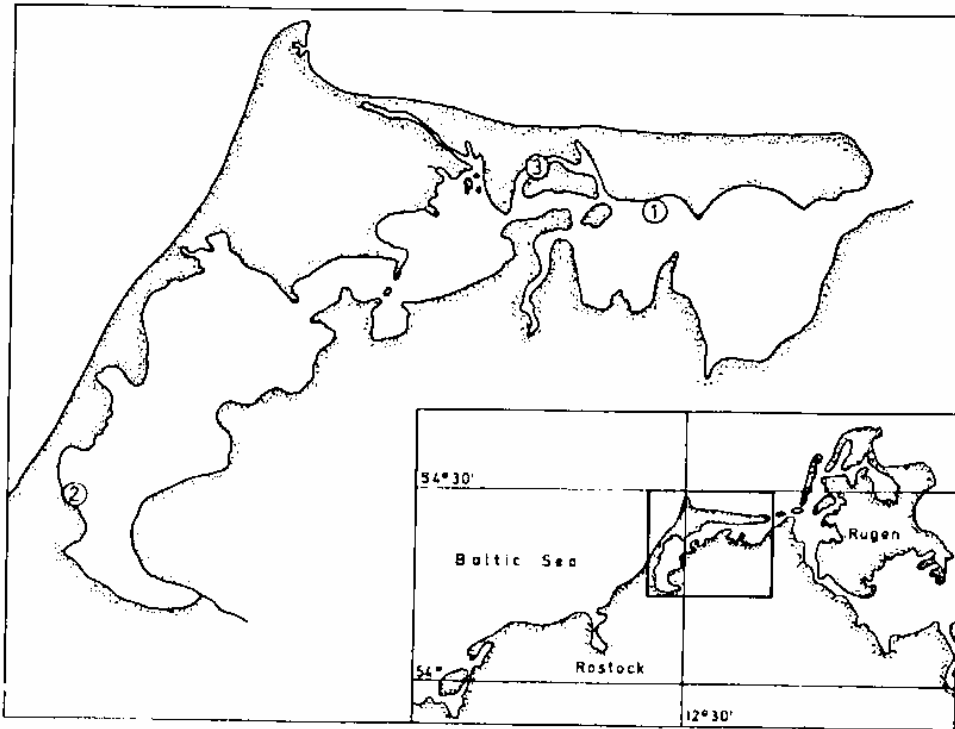


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet, die Darß-Zingster Boddenkette mit den Stationen 1-3

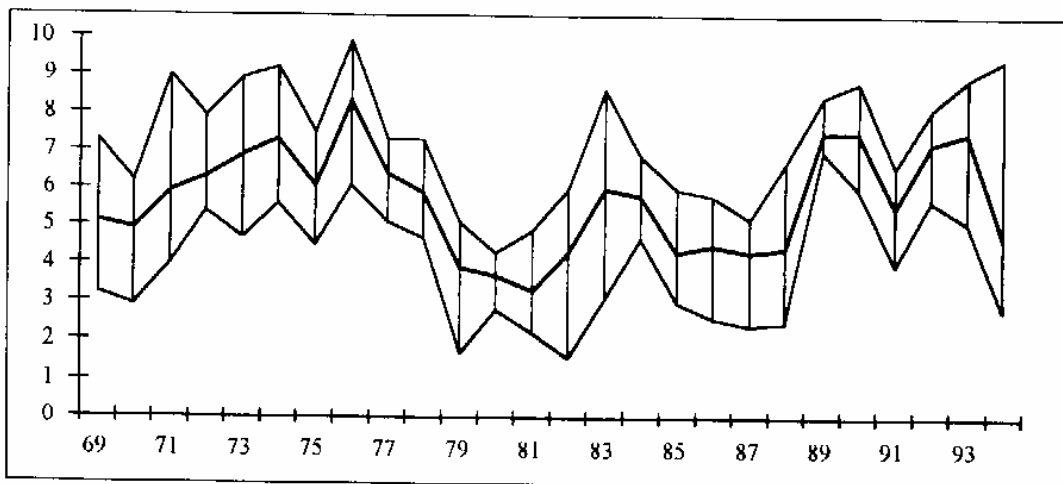


Abb. 2: Jahresmittelwerte der Salinität (‰) von 1969 bis 1994 (August) an der Station 3 mit eingetragenen Monatsminima und -maxima

Es wird deutlich, daß *M. viridis* 50 % Individuendominanz und 85 % Biomassedominanz erreicht. Gleichzeitig wurde keine Abnahme der einheimischen Vertreter des Makrozoobenthos registriert. Das Gegenteil war der Fall. Die meisten makrobenthischen Organismen (*Hediste diversicolor*, *Hydrobia ventrosa* und Oligochaeta) sind heute in wesentlich höheren Abundanzen und Biomassen anzutreffen als vor 10-20 Jahren. *Corophium volutator* kann erst seit 1991 an dieser Station beobachtet werden. Vergleicht man die Abundanzen der beiden auftretenden Polychaeten, *M. viridis* und *H. diversicolor*, miteinander, so stellt man bei beiden seit 1987 eine Zunahme fest. Außerdem konnte ich eine Ausbreitung der Nereide in die inneren Bereiche der Boddenkette feststellen. *H. diversicolor* erreicht heute 2-4 fach höhere Dichten und Biomassen. Wurden von 1969 bis 1988 nur Dichten von maximal

630 Ind./m² und Biomassen von 25 g/m² registriert, so kann man heute 2200 Ind./m² und 50-100 g/m² beobachten.

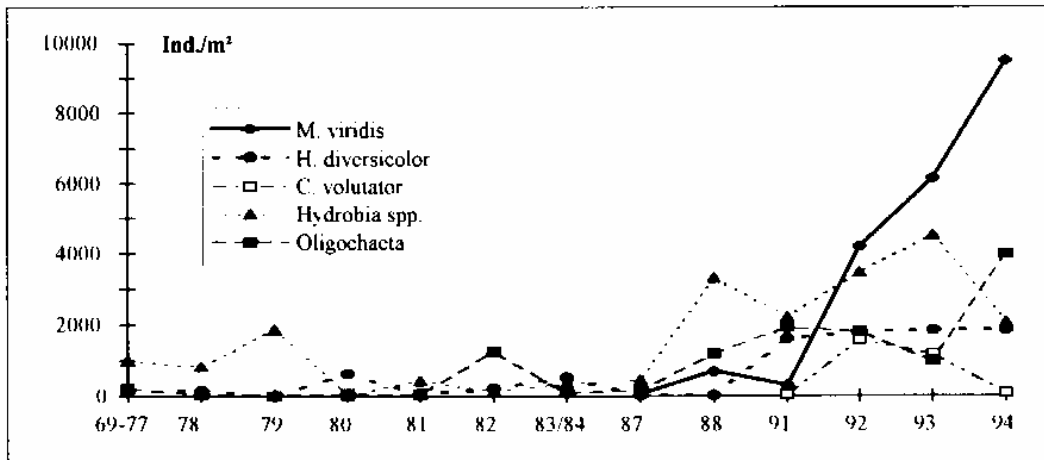


Abb. 3: Abundanz einiger Vertreter des Makrozoobenthos von 1969 bis 1994 (August) an der Station 1

Die Station 2 ist im Inneren der Boddenkette gelegen (Abb. 1) und weist deutlich niedrigere Salzgehalte auf. Die Besiedlung fand hier 1-2 Jahre später statt (Abb. 4). Die dominierende Tiergruppe waren vor Eintreffen der Spionide die Chironomidae (*Chironomus plumosus*- und *Ch. halophilus*- Komplexe). Die durchschnittliche Dichte betrug 200-2000 Ind./m² (max. 6200 Ind./m²) und die Biomasse 3-10 g/m² (max. 80 g/m²). Mit dem Auftreten von *M. viridis* konnte keine Abnahme der Chironomidae beobachtet werden. Die Spionide breitete sich seit 1990 erfolgreich aus und erreichte in den letzten 2 Jahren Individuen- und Biomassedominanz von 95 %. Die durchschnittliche Dichte betrug 40000 Ind./m². Es wurden Biomassen von 350-400 g/m² gemessen.

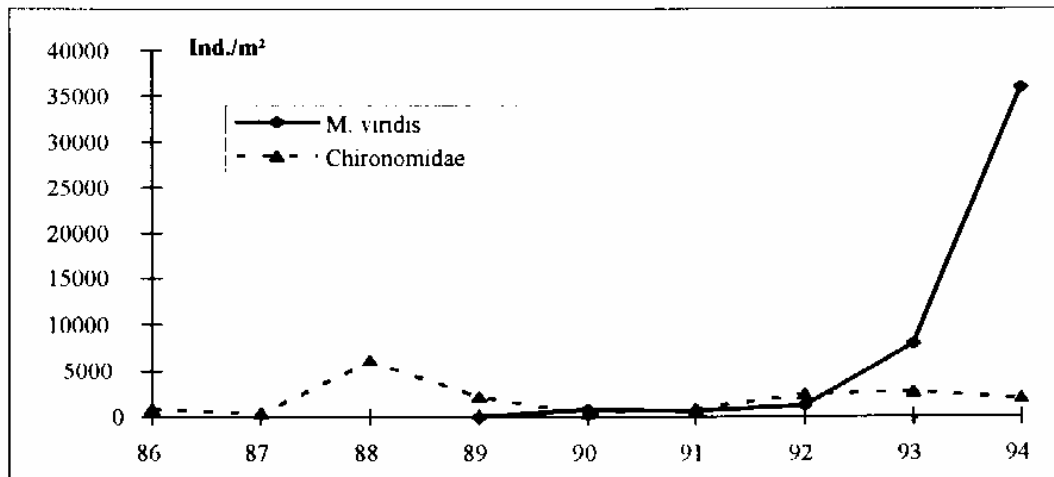


Abb. 4: Abundanz von *M. viridis* und Chironomidae von 1986 bis 1994 (August) an der Station 2

Die Ergebnisse der Langzeitbeobachtungen werden von den Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten (r_s) zwischen *M. viridis* (adult und juvenil) und den Vertretern des einheimischen Makrozoobenthos bestätigt (Tab. 1). Nur zwischen adulten *M. viridis* und *C. volutator* und den Naididae bestehen signifikante negative Beziehungen. Zwischen den juvenilen *M. viridis* (bis 70 Segmente) und Chironomidae sind die Korrelationen signifikant positiv. Die Beziehungen zwischen der Spionide und *H. diversicolor* sind different. Im Gegensatz zu den adulten *M. viridis*, die positiv

mit der Nereide korrelieren, lassen die Juvenilen negative Beziehungen vermuten. Beide Koeffizienten sind jedoch nicht signifikant.

Tab. 1: Spearmansche Rangkorrelation von adulten (> 200 Segmente) und juvenilen (70 Segmente) *M. viridis* mit Vertretern des Makrozoobenthos (Chironomidae, *Hediste diversicolor*, *Corophium volutator*, Naididae, *Hydrobia ventrosa*), signifikante Werte sind fett gedruckt, n= 121 für die ersten 3 Spalten, n=51 für die letzten 4 Spalten

	ad. M. v.	juv. M. v.	Chiron.	H. divers	C. volut	Naididae	H. ventr
ad. M. v.	-	0,272	0,051	0,131	-0,384	-0,314	-0,025
juv. M. v.	0,272	-	0,424	-0,142	-0,239	-0,109	-0,185

DISKUSSION

M. viridis hat sich seit dem Auftreten in der Boddenkette rapide ausgebreitet und zählt heute zu den dominierenden Faunenelementen. Die Spionide besiedelt sowohl fast limnische (0,5‰) als auch sämtliche Brackwasser-Bereiche (bis 10 ‰) (Zettler 1993). Die drastische Zunahme in Abundanz und Biomasse ließen einen Einfluß auf die einheimische Fauna des Makrozoobenthos vermuten. Der Vergleich der Ergebnisse mit den Literaturangaben zeigte jedoch bisher keinen negativen Einfluß. Im Gegenteil, die Spionide scheint die Besiedlung der Substrate durch andere Organismen noch zu fördern. Ähnliche Ergebnisse konnten auch Sarda et al. (1994) machen, die *M. viridis* als kältetoleranten Opportunisten bezeichneten. Im Gegensatz zu Atkins et al. (1987), die signifikant negative Beziehungen zwischen *M. viridis* und *H. diversicolor* festgestellt hatten, war in der Boddenkette keine Abnahme der Abundanz bzw. Biomassen der Nereide zu beobachten. Auch Essink & Kleef (1993) und Saavedra-Perez (1990) registrierten mit dem Auftreten der Spionide eine Verringerung der Dichten von *H. diversicolor*. Jedoch waren diese Beziehungen nicht signifikant. Eine Trennung zwischen juvenilen und adulten Tieren wurde dort leider nicht durchgeführt. Kolbe (1993) konnte in der Wesermündung keine negativen Beziehungen beobachten. Konkurrenz- und Prädationsuntersuchungen (Zettler unpubl.) haben gezeigt, daß sich adulte *M. viridis* (>200 Segmente) und adulte *H. diversicolor* (>80 Segmente) nicht negativ beeinflussen. Eine negative Korrelation zwischen adulten *H. diversicolor* und juvenilen *M. viridis* ist anzunehmen, jedoch waren diese Werte nicht signifikant. Weitere Untersuchungen dazu sind vorgesehen. Die Zunahme der Salinität seit 1982 unterstützte wahrscheinlich ebenfalls die Ausbreitung von *H. diversicolor* und die Neubesiedlung von *C. volutator* in der Boddenkette. Es ist deshalb schwer, die wahren Ursachen für die Abundanzzunahme des Makrozoobenthos zu finden.

Worin ist nun der Erfolg der Einwanderung durch *M. viridis* in die Ostseeküstengewässer begründet? Die Ostsee ist ein relativ junges Gewässer. Seit der drastischen Reduzierung der Artenanzahl durch die letzte Eiszeit können wir eine ständige Neubesiedlung und Sukzession der Nord- und Ostsee beobachten (Läppekoski 1984, Reise 1993). Die lückenhaften Lebensgemeinschaften lassen offenbar noch viel Platz für Einwanderer (Reise 1993). Abzuwarten bleibt, ob sich die neuen Arten über längere Zeit behaupten können und eine geeignete Nische ("The role of an organism within a community" Krebs (1994) p. 245) finden.

Literatur

- Andersin, A.-B., J. Stigzelius, G. Lagzdins, & P. Palo, 1993. First observations of the North American polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) in the northern Baltic proper and Gulf of Finland. - *Ophelia* subm.
- Arndt, E.A., 1988. Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969-1987. - *Wiss. Zeit. WPU Rostock, N-Reihe* 37: 6-12
- Arndt, E.A., 1989. Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. - *In* Ryland & Tyler (eds.): *Reproduction, Genetics and Distribution of Marine Organisms*, pp. 327-338. Olsen & Olsen, Fredensborg
- Atkins, S.M., A.M. Jones, & P.R. Garwood, 1987. The ecology and reproductive cycle of a population of *Marenzelleria viridis* (Annelida: Polychaeta: Spionidae) in the Tay Estuary. - *Proc. Royal Soc. Edinburgh* 92B: 311-322

- Bick, A. & R. Burckhardt, 1989. Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. - Mitt. Zool. Mus. Berl. **65**: 237-247
- Correns, M., 1976. Charakteristische morphometrische Daten der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. - Vermessungstechnik **24**: 459-461
- Dauer, D.M., C.A. Maybury & R.M. Ewing, 1981. Feeding behaviour and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. **54**: 21-38
- Essink, K. & H.L. Kleef, 1988. *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems Estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). - Zool. Bijdr. **38**: 1-13
- Essink, K. & H.L. Kleef, 1993. Distribution and life cycle of the North American Spionid Polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems Estuary. - Neth. J. Aquat. Ecol. **27**: 237-246
- Gruszka, P., 1991. *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae) - a new component of shallow water benthic community in the southern Baltic. - Acta Ichth. Pisc. Suppl. **XXI**: 57-65
- Hedgpeth, J.W., 1980. The problem of introduced species in management and mitigation. - Helgol. Meeresunters. **33**: 662-673
- Kirkegaard, J.B., 1990. Ny amerikansk havborsteorm i Ringkøbing Fjord. - Flora og Fauna **96**: 63-65
- Kolbe, K., 1993. Die Wesermündung als Lebensraum von *Marenzelleria viridis*. - Statusseminar zum BMFT-Verbundprojekt, Warnemünde
- Krebs, C.J., 1994. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. - Harper Collins College Publishers
- Leppäkoski, E., 1984. Introduced species in the Baltic Sea and its coastal ecosystems. - Ophelia Suppl. **3**: 123-135
- McLusky, D.S., S.C. Hull & M. Elliott, 1993. Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth Estuary. - Neth. J. Aquat. Ecol. **27**: 101-109
- Möller, R., 1984. Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winterhalbjahr 1983/84 im Barther Bodden. - Dipl. Univ. Rostock
- Persson, L.-E., 1990. The national Swedish environmental monitoring programme (PMK): Soft-bottom macrofauna monitoring off the south coast of Sweden-Annual Report 1990. - Stat. Naturvårdsverk, Solna, Naturvårdsv. Rapp. **3937**: 1-12
- Reise, K., 1993. Ausländer durch Austern im Wattenmeer. - Wattenmeer International **3**: 16-17
- Saavedra Perez, M., 1990. Bonitoring des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. - Dipl. Univ. Rostock
- Sarda, R., I. Valiela & K. Foreman, 1994. Life cycle, demography, and production of *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in a salt marsh of southern New England. - Mar. Biol. subm.
- Thiel, R., 1990. Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. - Diss. Univ. Rostock
- Welcomme, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. - FAO Fish. Techn. Pap. **294**: 318pp
- Welcomme, R.L., 1991. International introductions of freshwater fish into Europe. - Finn. Fish. Res. **12**: 11-18
- Zettler, M.L., 1993. Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß- Zingster Boddenkette. - Dipl. Univ. Rostock
- Zettler, M.L., R. Bochert & A. Bick, 1994a. Rohrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. - Rost. Meeresbiol. Beitr. **2**: in press
- Zettler, M.L., A. Bick & R. Bochert, 1994b. Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. - Arch. Fish. Mar. Res. subm.
- Zettler, M.L. & A. Bick, 1994. The analysis of small- and mesoscale dispersion patterns of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. - Helgol. Meeresunters. subm.
- Zmudzinsky, I., S. Chubarova, Z. Dobrowolski, P. Gruszka, I. Fall, S. Olenin & N. Wolnomiejski, 1993. Expansion of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* in the south-eastern part of the Baltic Sea. - Proc. 13th BMB-Symp., Riga, Lit. (in press)