

Ulrich SCHIEWER

Zur Historie der Eutrophierung der Darß-Zingster Boddenkette

1 Einleitung

Die Entwicklung der Eutrophierung in der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) ist ein sich über Jahrhunderte erstreckender Prozeß. Die Historie seiner Erkundung und Beschreibung vollzog sich in den letzten 80 Jahren. Die wesentlichen Ergebnisse wurden erst in den letzten 30 Jahren erarbeitet. Sie sind eng mit der Laborstation Zingst verbunden und wären ohne sie in dieser Form nicht entstanden.

Erste fundierte Belege stammen von GESSNER (1957). Er hatte in den 30iger und 40iger Jahren des letzten Jahrhunderts grundlegende Erkenntnisse zur Entstehung und zum Charakter der Boddenkette erarbeitet:

- Abschnürung von Gewässerteilen der Ostseeküste durch Nehrungen in Verbindung mit Ausbuchtungen oder Inseln
- Süßwassereinstrom und Austauschprozesse mit der Ostsee, die Salinitäts- und Eutrophierungsgradienten erzeugen
- Windereignisse, die zu schnellen Veränderungen führen können und das Ökosystem sehr labil machen
- ständiger Austausch zwischen Sediment und Wassersäule, der die Produktivität steigert.

Zusätzliche Aussagen betrafen die Lebensgemeinschaften und ihre Wechselwirkungen mit den abiotischen Faktoren. Für die inneren Boddengewässer wurden erste Aussagen zur Eutrophierung getroffen. Bis 1968 untersuchten OVERBECK (1955/56) und HOBEL (1969) vorwiegend die Rügensch Bodden, gelegentlich auch die DZBK. Eine grundlegende Wende trat erst nach der 3. Hochschulreform der DDR ein. Die Universität Rostock wurde das DDR-Zentrum für Meeresbiologie und Ökologie. Die von Prof. Werner SCHNESE ab 1968 formierte und durch Kooperationsverträge mit der Wasserwirtschaftsdirektion Küste verbundene Forschungsgruppe „Innere Küstengewässer“ konzentrierte ihre Untersuchungen auf den Barther Bodden (SCHIEWER 1990). In den Folgejahren entstand eine leistungsstarke Gruppierung, die bis 2001 die DZBK zu einem der am besten untersuchten Küstengewässer der Welt machte. Wichtig war während der DDR-Zeit die Tolerierung einer breiten Grundlagenforschung durch den Kooperationspartner, dabei war Dr. Otto MIEHLKE stets ein verständnisvoller Partner.

2 Methoden

Die Auswahl des Barther Boddens als Kerngebiet und des Zingster Stromes sowie der Kirr Bucht als Experimentierfelder erwiesen sich im Nachhinein als sehr vorteilhaft, da in diesen Bereichen die anthropogen bedingte Eutrophierung erst nach 1968 verstärkt einsetzte. In den weiter westlich gelegenen Gewässerteilen (Bodstedter und Saaler Bodden) hatten bereits deutliche Veränderungen stattgefunden (LINDNER 1972).

Ein vereinfachtes Fließschema stellt das Vorgehen der Forschungsgruppe dar (Abb. 1). Anliegen war die Organisation einer komplexen Vorgehensweise, die ein umfassendes Monitoring mit Freiland- und Laborexperimenten sowie mit Laboruntersuchungen an Einzelarten verbindet und über Prozeßmodellierungen und

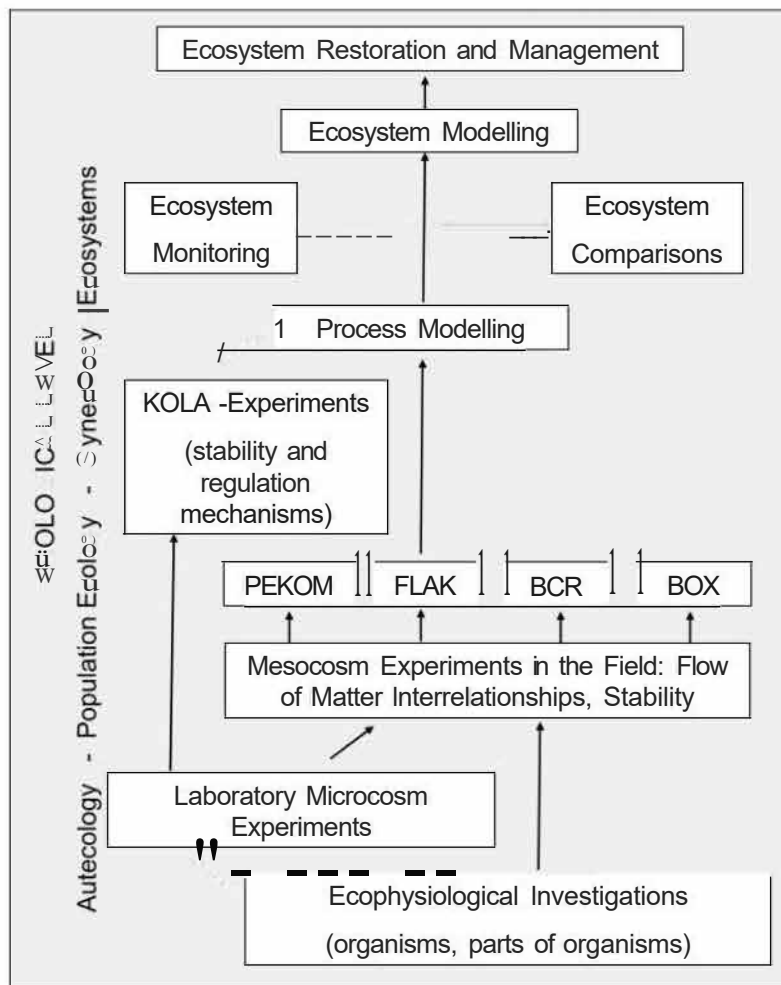


Abb.1
Vereinfachtes Schema zur Forschungsstrategie der Forschungsgruppe „Innere Küstengewässer“

PEKOM: Pelagische Kompartimente
 FLAK: Flachwasser-Kompartimente;
 BCR: Benthische Gemeinschaftsrespiration
 BOX: Gülle-Belastung
 KOLA: Komplexe Laborexperimente mit natürlichen Gemeinschaften.

Ökosystemvergleiche zu fundierten Aussagen und Sanierungsvorschlägen führt. Die ab 1981 eingesetzten Freiland-Mesokosmen sowie komplexe Laborexperimente lieferten ein umfassendes Bild der ablaufenden Prozesse und ermöglichten Voraussagen über die weitere Entwicklung in der DZBK (SCHIEWER 1997;

1998). Sie waren auch eine wesentliche Basis für die Entwicklung einer Gewässergüte-Klassifizierung der Küstengewässer (SCHLUNGBAUM et al. 1994).

Über 30 Jahre z. T. täglich erfaßte abiotischen und biotischen Daten liefern zudem heute eine solide Basis für die Beurteilung der Langzeitentwicklung des Gewässers.

3 Ergebnisse

3.1 Erkenntnisstand bei Gründung der Laborstation Zingst

Die von 1969-1979 durchgeführten Untersuchungen hatten zur Darstellung der Variabilität der Salinität sowie des Vorkommens und der Verteilung der abiotischen und biotischen Komponenten geführt (SCHLUNGBAUM 1978; LINDNER 1972; ARLT 1984; ARNDT 1987). Sie waren die Grundlage für ein erstes mathematisches Modell (VIETINGHOFF et al. 1975).

Hinsichtlich der Limitationen der verschiedenen Organismengruppen, ihrer Steuerung und Verknüpfung in Nahrungsnetzen gab es dagegen kaum oder nur unvollständig gesicherte Vorstellungen. Die dramatische Verschlechterung der Gewässerqualität in den östlichen Bodden im Frühjahr-/Sommer 1981 machte unmißverständlich deutlich, dass die anthropogen beschleunigte Eutrophierung das Hauptproblem ist. Auslöser war ein extrem nasses Frühjahr mit hohen Süßwasser- und Nährstoffeinträgen. Das führte zu einer dramatischen Abnahme der submersen Makrophyten im Barther Bodden (BEHRENS 1982) und zu einer Erhöhung der Phytoplanktondichte, jedoch zunächst ohne Steigerung ihrer Produktivität (BÖRNER 1984). Betroffen waren ferner die Diatomeen, deren Bedeutung für die DZBK bedeutungslos wurde.

3.2 Ursachenforschung Eutrophierung

Die Auswertung und die laufenden Untersuchungen erlaubten eine erweiterte Charakterisierung der untersuchten Boddengewässer:

- brackige, gezeitenlose Flachgewässer in unregelmäßigem Wasseraustausch mit der Ostsee („Auswascheffekte“) und horizontalen Salz- und Nährstoffgradienten
- physikalische Faktoren bedingen starke Schwankungen im Ökosystem
- Ökotope, aber historisch junge Ökosysteme mit verringerter Biodiversität und Dominanz von Arten mit großer Toleranz gegenüber Umweltvariabilitäten
- Polymiktisch mit hohem Sauerstoffeintrag, intensiver benthisch-pelagischer Kopplung und hoher Produktivität
- hohe Empfindlichkeit gegenüber externen Nährstoffeinträgen.

Im Mittelpunkt der weiteren Untersuchungen stand das Phytoplankton als der produktionsbiologisch entscheidenden Größe. Fragen nach seiner Limitation, Steuerung und Wechselwirkungen mit anderen Komponenten konnten komplex unter Nutzung der Laborstation Zingst und Einbeziehung des Einzugsgebietes bearbeitet werden.

3.2.1 Phytoplanktonlimitation

BÖRNER (1984) hatte in Freilanduntersuchungen neben der fehlenden Dominanz der Diatomeen eine Zunahme der Grünalgen und Cyanobakterien sowie einen noch in Grundzügen existierenden Jahreszyklus des Phytoplanktons gefunden. Die Freilandanalysen, Freiland- und Laborexperimente lieferten ein geschlossenes Bild der Limitationsabfolge im Jahresgang (Abb. 2).

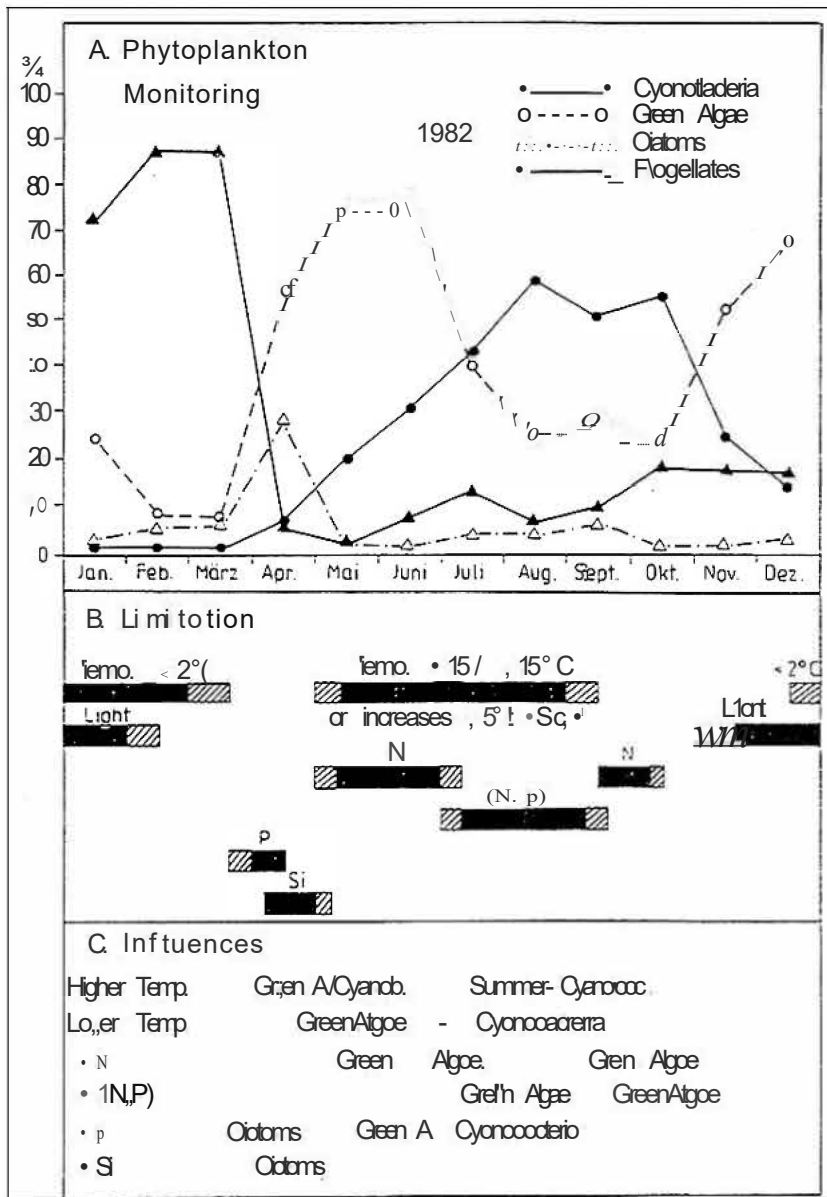


Abb.2

Jahreszeitliche Periodizität und Limitation des Phytoplanktons 1982/88 im Zingster Strom.

A) Relative Anteile der Phytoplanktongruppen in Prozent der Biomasse und ihre jahreszeitliche Verteilung 1982 (BÖRNER 1984).

B) Limitierende Wirkung physikalisch-chemische Faktoren im Jahresgang.

Temperaturen $>15^\circ C$ fördern die Entwicklung der Cyanobakterien im Sommer u. a. *Nodularia harveyana*, *Anabaena spiroides*. Ein Temperaturanstieg um $>5^\circ C$ in 6 Tagen führt zum Zusammenbruch der Phytoplanktonpopulationen.

N = Stickstoff-, P = Phosphat-, Si = Siliziumlimitation; (N+P) = alternierende N- oder P-Limitation.

C) Einfluß der Temperatur und von Nährstoffzusätzen auf das Wachstum der Phytoplanktongruppen.

Dieses Schema verlor Ende der 80iger Jahre seine Gültigkeit. An seine Stelle trat während der Vegetationsperiode eine fast durchgehende Lichtlimitation des Phytoplankton. Das war mit einer deutlichen Abnahme der Größe der Einzelorganismen verbunden. Es kam zur Dominanz des Nanophytoplanktons (*Tetrastrum angulare* u. a.). In hocheutrophierten Mesokosmen entwickelte sich in dieser Zeit domi-

nante einzellige Scenedesmus-Blüten, die aus aufgelösten Coenobien hervorgingen. Die zunächst prognostizierte Entwicklung zur Dominanz der kleinen Grünalgen erwies sich als falsch. Durch den Einsatz der UV-Mikroskopie konnte SCHUMANN (1993) nachweisen, dass Grünalgen und Cyanobakterien unverändert gleiche Anteile aufwiesen. Der Anteil an Pico- und Nanocyanobakterien hatte sich aber deutlich erhöht.

Die Ursachen wurden von SCHUBERT (vgl. dieses Heft) aufgeklärt.

3.2.2 Konsequenzen für die Nahrungsnetze

Im Mesokosmos-Experiment von 1981 wurde erstmals die große Bedeutung des Bakterioplanktons für die Stoffumsätze im Pelagial nachgewiesen (SCHIEWER et al. 1986). In den Folgejahren wurden Verschiebungen in den Nahrungsnetzen zu

Gunsten des Protozooplanktons festgestellt. Negativ betroffen waren vor allem die Copepoden (HEERKLOSS & SCHNESE 1994). Bei den Rotatorien kam es zu einer Verschiebung der Größenverhältnisse unter gleichzeitig Abnahme ihrer Produktivität.

Diese Veränderungen führten zur Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges, über das 90 - 95% des Kohlenstoffumsatzes realisiert werden. Dabei sind Bakterien und das Pico-/Nanophytoplankton Nahrungsquellen für die heterotrophen Nanoflagellaten und Protozoen.

Die weitere Entwicklung in den 90iger Jahren vollzog sich unter den Bedingungen abnehmender punktueller Nährstoffbelastungen. Sie mündete in einer Verschiebung des Nahrungsnetzes im Pelagial von Einzelorganismen zu Aggregaten. Letztere sind vor allem bei windstillen Bedingungen in den „Sedimentauflagen“ (fluffy sediment layer) lokalisiert (ÖKOBOD 1999; SCHIEWER et al. 2002). Auf Grund der ständig guten Sauerstoffversorgung dominieren die Umsätze im Pelagial und in der „Sedimentauflage“. Dem eigentlichen Sediment kommt eine deutlich geringere Umsatzleistung zu.

4 Diskussion und Zusammenfassung

Die Dominanz der mikrobiellen Nahrungsnetze hat Konsequenzen für das Gesamtsystem:

- Dominanz des auto- und heterotrophen Pico- und Nanoplanktons
- beschleunigter Stoffumsatz und Nährstoffremineralisierung, verbunden mit starker „Selbsteutrophierung“
- Akkumulation von partikulärer organischer Substanz (POC) in Form von Aggregaten und „Sedimentauflagen“
- erhöhte Systemstabilität, schlechtere Voraussage der Abläufe und erschwerte Sanierung
- reduzierte Puffer- und Filterkapazität für die Ostsee.

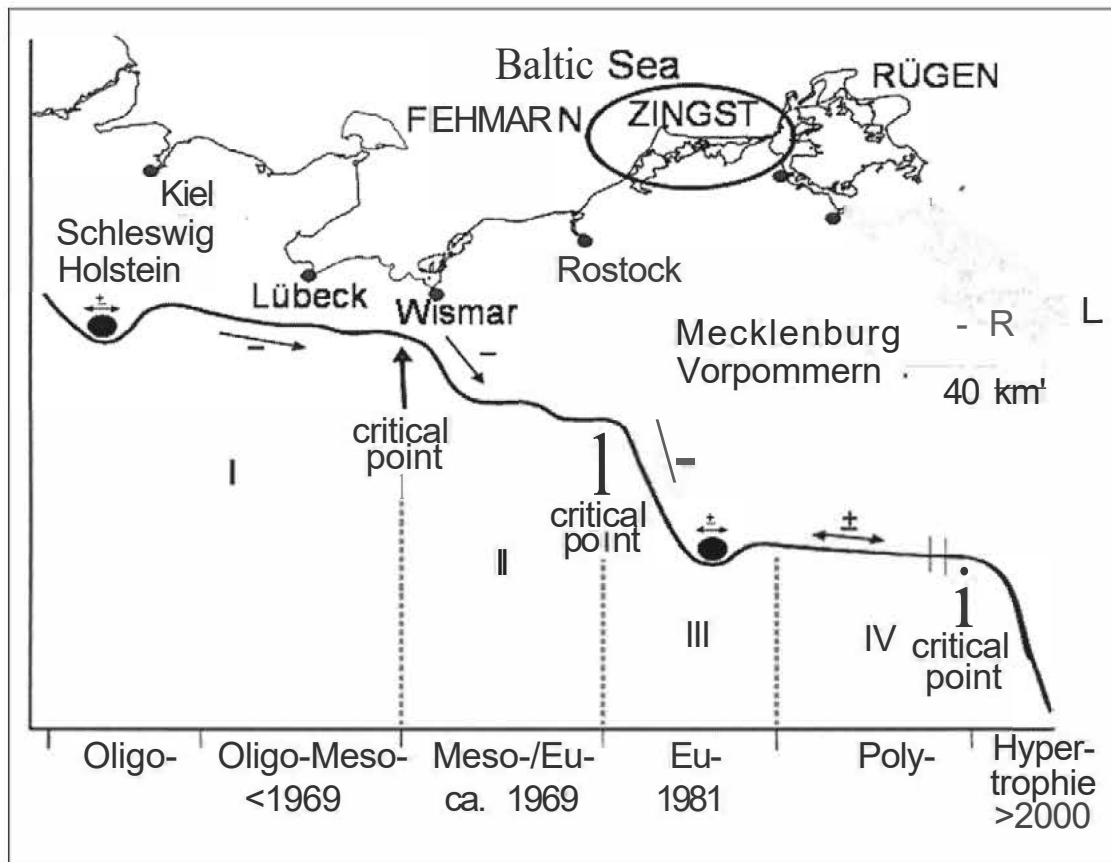


Abb.3 Schrittweise Eutrophierung des Barther Boddens.

I: Vor 1969 oligo-mesotroph: Nährstofflimitation, geringe Phytoplanktonbiomasse, Dominanz der Diatomeen im Pelagial und der submersen Makrophyten (*Charophyceae*) in den Flachbereichen.

II: Anthropogen beschleunigter Übergang von der Meso- zur Eutrophie 1969/81: Nährstofflimitation (vorrangig Stickstoff); höhere Phytoplanktonbiomassen und Dominanz von Grünalgen und Cyanobakterien; Dominanz der submersen Makrophyten (*Charophyceae* und *Potamogetoneceae*) in den Flachbereichen.

III: Eutroph zu Poly- ab 1981: Wechsel von der Nährstoff- zur Lichtlimitation. Dramatischer Verlust der submersen Makrophyten. Dominanz des Nano- und Picophytoplanktons (Cyanobakterien und Grünalgen) und der mikrobiellen Nahrungsnetze.

IV: Poly- seit Anfang der 90iger Jahre: Anreicherung von partikulärem organischem Material (POC) im Pelagial und Lokalisierung der mikrobiellen Nahrungsnetze auf Aggregaten und in „Sedimentauflagen“.

Die Langzeituntersuchungen ermöglichten die Ableitung eines Schemas zum Gesamtverlauf der Eutrophierung (Abb. 3). Dabei lassen sich den einzelnen Trophiestufen deutliche Veränderungen im Ökosystem zuordnen:

- Ausfall der Diatomeendominanz beim Übergang zur Eutrophie
- Ausfall der submersen Makrophyten und Dominanz der mikrobiellen Nahrungsnetze beim Übergang zum polytrophen Zustand
- Stabilisierung des polytrophen Zustandes durch Anreicherung von POC im Pelagial und Lokalisierung des mikrobiellen Stoffumsatzes auf Aggregaten und in „Sedimentauflagen“.

Durch die erhebliche Reduktion der punktuellen Einträge in den 90iger Jahren wurde der hypertrophe Zustand nicht mehr erreicht. Vielmehr setzte eine langsame Remesotrophierung ein, die unter anderem durch das Wiederauftreten des submersen *Potamogeton pectinalis* angezeigt wird. Die DZBK bietet hervorragende Möglichkeiten zur Analyse dieser Umkehrprozesse.

Der Systemvergleich mit anderen Küstengewässern der südlichen und östlichen Ostsee erlaubt eine Einordnung der DZBK in ein dreistufiges System:

- Küstengewässer mit deutlich eingeschränktem Wasseraustausch mit der Ostsee. Sie sind sehr empfindlich gegenüber einer Nährstoffbelastung und entwickeln sich unter diesen Bedingungen weitgehend autonom (z. B. DZBK, Usedomer Achterwasser, Innere Rügensch Bodden).
- Küstengewässer mit gutem Wasseraustausch mit der Ostsee. Sie sind recht resistent gegenüber Nährstoffbelastungen („Auswascheffekte“) und entwickeln sich mehr ostseeähnlich (z. B. Greifswalder Bodden, Salzhaff bei Rerik).
- Küstengewässer unter starkem Flußwassereintrag. Sie verhalten sich in der Eintragszone wie die Flußsysteme. Der Nährstoffeintrag kann erst bei längerer Verweilzeiten in Biomasse umgewandelt werden. Solche Küstengewässer sind sehr sensitiv gegenüber strukturellen Veränderungen, die den Wasseraustausch beeinflussen (z. B. Newa-Bucht).

Trotz aller Fortschritte sind die Vorstellungen zur Bedeutung der Küstengewässer-ökosysteme für die offene Ostsee noch sehr begrenzt. Notwendig wären Untersuchungen zur Veränderung der Selbstreinigungskraft entlang von Salzgradienten, zur Zeit- und Saisonabhängigkeit von Transport, Sedimentation, Ablagerung, Umwandlung und Abbau des organischen Materials und der Nährstoffe sowie deren Verkopplung mit Transport- und Austauschmodellen.

Literatur

- ARLT, G. (1984): Taxonomische und ökologische Untersuchungen am Mesozooobenthos von Brackgewässern. Habilitationsschrift Univ. Rostock.
- ARNDT, E.-A. (1987): On the macrozoobenthos in landlocked shallow brackish waters and its suitability for use as an ecological indicator. In: Proc. 4th symposium of the BMB, Gdansk/Poland: 200-212.
- BEHRENS, J. (1982): Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation Universität Rostock.
- BÖRNER, R. (1984): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes in der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Dissertation Univ. Rostock.
- GESSNER, F. (1957): Meer und Strand. Berlin: 426 S.
- HEERKLOSS, R. & W. SCHNESE (1994): Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß-Zingster Boddenkette. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2: 85-92.
- HÜBEL, H. (1969): Die Primärproduktion des Phytoplanktons in Brackwässern unterschiedlichen Salz- und Nährstoffgehaltes. Limnologica (Berl.) 7: 185-195.
- LINDNER, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Dissertation, Universität Rostock.
- ÖKOBOD (1999): Abschlußbericht Verbundprojekt „Ökosystem Boddengewässer - Organismen und Stoffhaushalt (ÖKOBOD)“. Bodden 8: 1-108.
- OVERBECK, J. (1955/56): Meeresdüngungsversuche in einem Boddengewässer Rügens. Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math. nat. R. 5/6: 343-372.

- SCHIEWER, U. (1990): Werner Schnese and the development of coastal waters ecology in Rostock, GOR. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75: 1-13.
- SCHIEWER, U. (1997): Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters. Rostock. *Meeresbiol. Beitr.* 5: 37-51.
- SCHIEWER, U. (1998): 30 years eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363:73-79.
- SCHIEWER, U., H. ARNDT, G. BAADER, G. BALLIN, R. BÖRNER, F.-K. EVERT, F. GEORGI, R. HEERKLOSS, G. JOST, V. KELL, B. KRÜGER & T. WALTER (1986): The bounds and potential effects of NH₄ (loading) on the pelagic systems in the Zingster Strom. *Limnologica (Berl.)* 17: 7 - 28.
- SCHIEWER, U., D. RENTSCH, S. GÖRS & R. SCHUMANN (2002): Aggregates and bacterial populations in fluffy sediment layers from shallow brackish waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1551-1557.
- SCHLUNGBAUM, G. (1978): Komplexe ökologische Untersuchungen an den Darß-Zingster Bodden-
gewässern unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffkreislaufes. *Geograph. Ber.* 88: 161-176.
- SCHLUNGBAUM, G., U. SCHIEWER & E.-A. ARNDT (1994): Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Bodden-
gewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen. Rostock. *Meeresbiol. Beitr.* 2: 191-202.
- SCHUMANN, R. (1993): Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. Dissertation Univ. Rostock.
- VIETINGHOFF, U., P. HOLM & W. SCHNESE (1975): Ein mathematisches Modell für den Zentralteil eines flachen eutrophen Brackwasser-Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 24: 759-765.

Prof. Dr. Ulrich Schiewer (em.)

Universität Rostock
 Institut für Biowissenschaften
 Ökologie
 Albert-Einstein-Str. 3
 18051 ROSTOCK

Email: ulrich.schiewer@biologie.uni-rostock.de