

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Proceedings of the
Global Symposium Tallin 2010

Heft 23

Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA

80000

-23



ndet

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Proceedings of the GEC-Symposium Tallin 2010

Heft 23

Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
2010

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005316

Vorwort

Ein vergleichsweise dünnes Heft in diesem Jahr, vor allem angesichts der Tatsache, dass in den vergangenen 2 Jahren stets 2 Hefte erscheinen mussten, um die Fülle der Beiträge aufzunehmen.

Der Grund dafür ist, dass viele der eingereichten Beiträge das mittlerweile etablierte Peer-review Verfahren nicht ausreichend schnell bestanden haben. Ein längeres Zuwarten hätte aber bedeutet, 2010 gar kein Heft herauszugeben. Von den zahlreichen sehr interessanten Beiträgen der GEC-Tagung in Tallin dieses Jahr, die das Gros der Beiträge ausmachen sollten, sind auch nur 2 enthalten. Interessanterweise darunter auch erstmals ein physiologisch orientierter Artikel - bisher eher eine Seltenheit in dieser Tagungsreihe. Der Fakt, dass er es unmittelbar durch die Begutachtung geschafft hat, belegt neben seiner Güte auch das zunehmende Interesse an dieser Thematik.

Neben den GEC-Beiträgen wurde noch ein thematisch verwandter Artikel aufgenommen der einen sehr bemerkenswerten Fund aus der Bodensee-Region beschreibt. Nach übereinstimmender Meinung der Gutachter ist er es unbedingt wert in gedruckter Form zu erscheinen. Nicht nur, weil Papier bislang doch noch der verlässlichste Langzeit-Informationsspeicher ist, sondern auch ob seiner hohen Qualität der ausführlichen Beschreibung einer seltenen Spezies. Die Druckkosten, die die vielen Farbseiten darin verursachten, haben hier zwar Kopfzerbrechen bereitet, aber „das war es wert“.

Der daran anschließende Beitrag wurde, in Abweichung von der üblichen Praxis, keiner externen Begutachtung unterzogen. Seit mehreren Jahren ist unter den Characeen-Interessierten eine heftige Diskussion über die Verlässlichkeit von Oosporen-basierten Vegetationsrekonstruktionen im Gange. Der potentielle Wert derartiger Oosporen-Analysen steht dabei außer jeder Frage und das Interesse an derartigen Daten ist groß. Mehr noch, von der Verwendung von Oosporen-Merkmalen in Bestimmungsschlüsseln können durchaus wichtige Hinweise zur Behandlung „problematischer“ Taxa erwartet werden. Voraussetzung dafür ist jedoch die Verlässlichkeit und Akzeptanz der hier verwendeten Methodik. Herrn Dilger, der sich seit vielen Jahren mit Oosporen-Analysen beschäftigt, sollte mit dem „unzensierten“ Abdruck seines Beitrages die Möglichkeit gegeben werden, ausführlich seine Methodik und seine Sichtweise der Probleme darzulegen, ohne auf die Befindlichkeiten in der gegenwärtigen Diskussion Rücksicht nehmen zu müssen.

Der letzte Beitrag hat ein eigenartiges Schicksal hinter sich. Er basiert auf einer Mitteilung, die bereits im Jahr 2006 ohne die Absicht einer Veröffentlichung verfasst wurde. Ziel war damals lediglich gewesen, stark überzogene Erwartungen hinsichtlich der Energieeffizienz von Algen, die im Vorfeld einer Tagung geäußert wurden, in den Rahmen des thermodynamisch Möglichen einzuordnen. Diese Basis ist seitdem mehrfach unabhängig überprüft und bestätigt worden. Der Artikel entstand dann als Auftragswerk einer allgemeinverständlichen Darlegung des Problems, die in einem Themenheft „Energie“ der Reihe „traditio et innovatio“ noch 2009 erscheinen sollte. Das Projekt dieses Heftes scheint sich jedoch endgültig zerschlagen zu haben – Schade, handelt es sich doch dabei um die Thematik eines Profilelementes der Universität. Auf der anderen Seite ist in diesem Problemkreis bereits die zweite Runde eingeleitet worden; man beginnt sich bereits mit der Frage

„Warum ist die Photosynthese nicht effizienter?“ zu beschäftigen¹. Daher hielten wir es für angebracht, diese bereits fertige Darstellung der Grundlagen, die diese Diskussion ausgelöst haben, endlich in gedruckter und zitierbarer Form zu veröffentlichen.

In der Hoffnung, im Jahr 2011 trotz der zahlreichen anstehenden Aktivitäten auch die Zeit zu finden, die zahlreichen „Rückläufer“ des Peer-review-Verfahrens in „tadelloser Form“ in einem Heft vereinen zu können, wünsche ich allen Lesern eine interessante und anregende Lektüre sowie den Autoren spannende Diskussionen.

Rostock, Dezember 2010

Hendrik Schubert

Universität Rostock, Lehrstuhl Ökologie, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3,
18051 Rostock
hendrik.schubert@uni-rostock.de

¹ Für das Journal of Plant Physiology Vol.168 ist ein review, das sich explizit mit dieser Thematik beschäftigt, angekündigt: Wilhelm, C. & Selmar, D. 2011: J. Plant Physiol. 168: 79-87.

José SENDRA*, Fidel RUBIO & María A. RODRIGO

Integrative Ecology Group, Cavanilles Institute for Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, PoBox 2085 E-46071 Valencia, Spain
josenlle@alumni.uv.es

Are there any effects of enhanced UV-B radiation on *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina* under laboratory conditions?

Abstract

Attenuation of UV-B radiation in the water column occurs due to absorption and scatter but in shallow clear freshwater systems enhanced UV-B radiation might be of importance in affecting aquatic organisms. Two laboratory experiments were performed to determine whether two species of charophytes typical for shallow waterbodies, such as *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina*, are negatively affected by UV-B radiation. Each experiment had two treatments: (i) the photosynthetic active radiation (PAR) treatment and (ii) the enhanced UV-B+PAR treatment. We focussed on the influence on growth rate, photosynthetic pigment concentration and the amount of methanol soluble UV absorbing compounds which can act as a screen preventing radiation damage. UV-B radiation increase in the Extremely Enhanced UV-B Radiation Experiment ($> 15 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ UV-B dose) reduced average charophyte length in both species after three weeks of incubation and caused depigmentation and cracking of the charophytes. However, in the Enhanced UV-B Radiation Experiment ($3.6 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ UV-B dose) we found a large variability in the length of charophyte individuals in both treatments after 22 and 49 days what caused that there were not statistically significant differences in the growth rates of both charophyte species. However, significant differences in *C. polyacantha* growth rate were found after four months of exposure. There were not either significant differences in chlorophyll *a* concentration in *C. polyacantha* charophyte tissues among the treatments. On the other hand, *N. hyalina* increased its chlorophyll concentration in the PAR+UV-B treatment. In both experiments, we did not find statistically significant increased levels of methanol soluble UV absorbing compounds under enhanced UV-B conditions. The lack of induction of this kind of compounds in *C. polyacantha* and *N. hyalina* under augmented UV-B doses during our experiments is in agreement with other Authors results for *Chara aspera*, and make us to consider charophytes as potentially sensitive organisms to UV-B radiation.

Keywords: ultraviolet radiation, charophytes, shallow water bodies, UV absorbing compounds, chlorophyll, growth rate

1 Introduction

Currently there is an increase of solar UV-B radiation reaching the earth surface resulting from stratospheric ozone depletion. This fact is known since the early 1970s –due to, among other reasons, the anthropogenic emission of halogen-containing compounds, such as chlorofluorocarbons (CFC's) – has resulted in an increase of UV-B radiation (280-320 nm) at the earth surface (Madronich 1992; Herman *et al.* 1996). The most pronounced effect of the ozone depletion is the development of the Antarctic ozone hole in the southern spring. Since the discovery of the ozone hole by Farman *et al.* (1985), it has been great public awareness of ozone depletion and its consequences for the biosphere, making a big effort to measure the levels of that kind of radiation. So, increased levels of UV-B radiation have been detected at mid and high latitudes in the Northern hemisphere during the past decades (Herman *et al.* 1996; Madronich *et al.* 1998; SORG 1999).

With a view to a global environmental change like we are facing nowadays it is essential, among other issues, to deepen the knowledge of the effects of ultraviolet radiation in water depth, particularly for shallow freshwater systems where that factor may affect the whole community (Scully & Lean 1994). Thus, several studies have emphasised the need and importance of studying the ecological implications of UV-B radiation in aquatic systems (Williamson 1995; Arts *et al.* 2000).

In aquatic environments the attenuation of the UV-B radiation through the water column (even its potential damage) is mostly due to water absorption, although it is attenuated by the dissolved organic carbon, chlorophyll (phytoplankton) and solid particles in suspension (Kirk 1994). Submerged vegetation and specially the charophytes play an important role on water transparency increases due to nutrient incorporation -in this way are not available for phytoplankton-, preventing resuspension and by producing allelopathic substances that also hinder the growth of microalgae (Scheffer *et al.* 1993; Scheffer 1998; Blindow *et al.* 2002). In the case of charophytes, which often develop a high biomass on the lake bottom, sedimentation is also stimulated (Crawford 1979; Scheffer 1998). Van den Berg (1999) stated that the restriction of resuspension and increase of sedimentation may be the primary explanation for the strong effects of *Chara* meadows on transparency. The fact that charophytes contribute to increased water transparency suggests that UV-B radiation could penetrate to a greater depth in this type of ecosystems.

Studies on the effects of ultraviolet radiation on plants show that UV-B radiation may cause damage to DNA, affect growth and induce production of protective UV-B absorbing compounds (Rozema *et al.* 1997). However, data are limited for submerged vegetation in freshwater ecosystems, especially for charophytes. From an evolutionary point of view, the charophytes constitute an important group within the green algae. Rozema and co-workers (1997) assumed that the increase in complexity of UV-B absorbing compounds during evolution may have evolutionary importance.

In relation to the UV radiation effects on charophytes, as far as we know the only available literature on this topic is De Bakker and co-workers studies (2001, 2005), in which the authors performed experiments in greenhouses and the field about the UV-B radiation influence on growth, DNA damage and reproduction on an only charophyte species, *Chara aspera*. Both studies show that UV-B radiation affects negatively charophyte growth, although the total biomass was the same under different UV-B radiation treatments in laboratory. In terms of reproductive strategies,

the radiation enhancement increases the bulbils formation (vegetative propagules). However, in response to a reduction of UV radiation the sexual reproduction structures (oogonia and antheridia) increase their number significantly. It means, in response against the increased radiation the asexual reproduction is favoured.

Within the green algae, charophytes seem to be closer to land plants (Devereux *et al.* 1990; Stafford 1991; Graham 1993). Therefore, it would be expected that their response against UV-B radiation would be similar to the higher plants (more protective compounds synthesis). However, De Bakker *et al.* (2001, 2005) suggest that charophytes do not develop protective compound against UV-B radiation, because an increase of these compounds was not recorded under the different conditions of their ultraviolet experiments. According to these authors, the results suggest that these organisms have a limited ability to produce protective compounds, therefore, they would be potentially sensitive organisms to increased UV-B radiation. The absence of protective compounds increase under UV-B radiation is remarkable and unusual, since they have been described for cyanobacteria, microalgae, macroalgae and higher plants (Büdel *et al.* 1994; Karsten *et al.* 1999; Meijkamp *et al.* 1999). However, some studies have emphasized that carotenes could have a protective role against high light or UV-radiation (Schagerl & Pichler 2000).

The aim of this study is: (i) to assess the possible changes in growth in two species of charophytes usually found in shallow coastal ecosystems under an increase of UV-B radiation, and also (ii) to determine whether or not these organisms generate UV-B absorbing compounds against UV radiation. To do that, two laboratory experiments were performed with two charophyte species, and two UV-B radiation doses. We followed variables such as the final plant length, growth rate, chlorophyll concentration and absorbance of methanol soluble UV-B absorbing compounds as a measure of protective substances against UV radiation.

2 Materials and methods

Effects of UV-B radiation on *Chara polyacantha* (A. Braun in Braun, Rabenhorst und Stizenberg 1859) and *Nitella hyalina* (De Candolle, Agardh 1824) were investigated in two laboratory experiments. We chose these species as representative of corticated charophycean algae (*Chara polyacantha*) and ecorticated (*Nitella hyalina*). *C. polyacantha* is widely distributed throughout Europe on oligosaprophytic permanent water bodies with clear water, being able to reach 14-18 meters of depth. *N. hyalina* grows on permanent and clear water bodies too, but only arriving until 4 meters deep (Krause 1997; Cirujano *et al.* 2008). The charophytes were initially collected from *Tancat de la Pipa* (Albufera de Valencia Nature Reserve, Valencia, Spain), as well as sediment used as part of growth substrate in the experimental cultures. *Tancat de la Pipa* is a restored ecosystem, where a water spring fed by subterranean waters was created. The water spring was naturally colonized by the aforementioned charophyte species. Both charophyte cultures were kept under the following conditions: room temperature of 20 °C and a light:dark cycle of 12:12 hours. Light conditions were provided by fluorescent tubes of photosynthetically active radiation (F58W/T8 Sylvania). Illumination was from above and from the back of cultures. All the experiments were carried out at the same culture room.

Pre-experimental cultures of both charophyte species were started in 8 transparent plastic containers (Ø 14 cm, height 28 cm; 6 L of capacity) which were filled with dechlorinated tap water. After it, aquaria stood for several days before introducing the organisms. Sediment from the *Tancat de la Pipa* water spring was sterilized by autoclave in order to avoid a possible germination and growth of sexual propagules from other charophytes (unwanted) contained in the sediment. To obtain culture substrate growth, the sterilized sediment was mixed with cleaned commercial sand in a 1:2 proportion (sediment:sand). The culture substrate was put forming a uniform 2 cm thick layer in 16 plastic Petri dishes (Ø 9 cm).

Vegetative reproduction was carried out cutting the apical portions of the charophyte stocks for *Chara polyacantha*, or else pulling up very young individuals from *Nitella hyalina* cultures -checking the sexual reproduction structures absence in both cases-. Individuals obtained presented between 2 and 4 nodes (Figure 1). With the help of the forceps, 3 individuals of the same species were planted in each Petri dish -in an equidistant way- and 2 dishes (6 specimens) were placed in each aquarium. Therefore four aquaria per species were used (12 specimens (replicates) for each treatment and each species). The averaged size of the planted organisms was 1.8 ± 0.9 cm for *Chara polyacantha* and 1 ± 0.4 cm for *Nitella hyalina*.

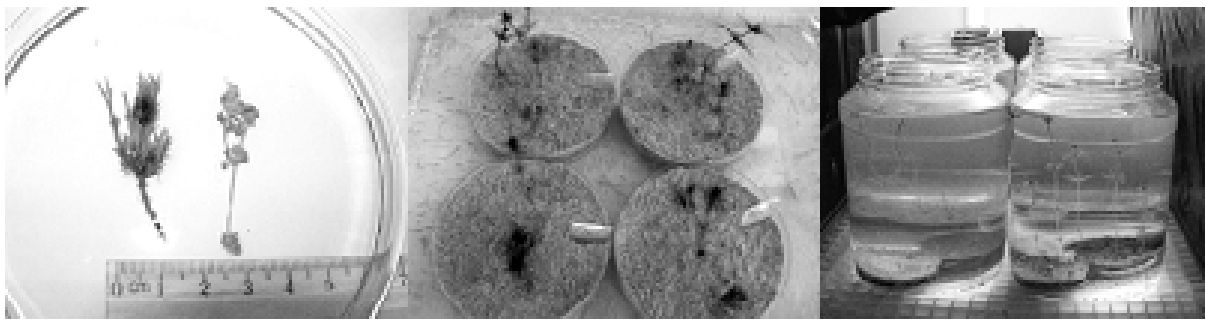


Fig. 1 a) Example of the specimens of *Chara polyacantha* (corticated) and *Nitella hyalina* (ecorticated) obtained for the vegetative reproduction in pre-experimental cultures, b) detail of the Petri dishes with the culture substrate and three charophyte specimens planted in each one (*C. polyacantha* at the picture) and, c) layout of the laboratory cultures and Petri dishes with charophytes in the culture room.

Underwater PAR radiation was measured with a spherical radiation sensor (LI-193SA), coupled to a light meter LI-COR (model LI-250), at 10 cm of depth in the aquaria. The mean irradiance was $70 \mu\text{mol photons}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Dechlorinated tap water was added periodically to compensate the evaporation of the cultures. During the acclimatization period, the growth of every charophyte specimen was followed by measuring the total length with the help of a ruler.

Experimental procedure

First of all the pre-experimental culture dishes were assigned at random to each treatment in every experiment. We performed two experiments: (1) the Extremely Enhanced UV-B Radiation Experiment with a simulated ten centimeters underwater UV-B dose of $> 15 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ and (2) the Enhanced UV-B radiation experiment with a dose of $3.6 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$. In each experiment charophyte cultures were exposed to two treatments: (i) the photosynthetic active radiation (PAR) treatment in

which charophycean algae only received this kind of radiation, and (ii) the enhanced UV-B+PAR treatment in which cultures also received radiation from an ultraviolet tube (Philips TL 40). In the middle of the room light period charophytes from PAR+UV-B treatment were exposed to UV radiation during 4 hours per day. Differences in UV-B radiation of each experiment were obtained by adjusting the height of the UV tube above the charophyte cultures. The underwater UV-B radiation was measured with a submersible BIC radiometer (Biospherical Instruments) at 10 cm of depth inside the aquaria.

Charophyte cultures position was changed once a week, following a Z-shaped path, in order to all of them could receive a similar irradiation during the experiments. Also, another day of the week, the containers were rotated 180 degrees to try to homogenize the experimental conditions. In each experiment, each container housed a single charophyte species to avoid possible effects of allelopathy or competence for nutrients that could affect the experiment results.

During the first experiment charophyte length was measured at 20 days of exposure. During the second experiment the measurements (length, chlorophyll and UV absorbing compound concentrations) were performed at 22, 49 and 120 days of exposure.

Growth rate

With the help of a ruler the maximum length of every charophyte was measured at the beginning of each experiment, at different moments and at the end. Growth rate of each specimen was calculated using the following formula:

$$\text{Growth rate} = (\text{final length} - \text{initial length}) / \text{experimental time in days}$$

Analysis of photosynthetic pigments and UV radiation absorbing compounds

Chlorophyll content from the charophytes was determined by extraction, spectrophotometric measurement and formulae of Jeffrey & Humphrey (1975). Fresh material of *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina* (over 10 and 5 mg, respectively), after weigh it with a precision balance (Sartorius BP121S), was put in test tubes (three replicates by species). For the extractions, 3 ml of extractant (90% acetone) were added to every tube. Test tubes were sonicated in an ultrasonic water bath (ELMAsonic S30H) for 15 min to break the cell walls. After 24 hours of extraction at freezer in dark, test tubes were centrifuged (Selecta centrifuge mod 540) for 10 min at 2500 rpm. The absorbance of the solution was then measured with a spectrophotometer (Hitachi U-2001) at 630, 645 y 665 nm. Absorbance at 750 nm was also recorded as a turbidity measurement of the solution and subtracted to each other wavelength absorbance.

For the determination of methanol soluble UV absorbing compounds from charophytic algae we followed the protocol described by De Bakker *et al.* (2001), using acidified methanol (100% CH₃OH: demineralised water: 37% HCl in ratio 79:20:1) as extractant. Previously, the dry material (24 hours at 70 °C) was weighed on a precision balance. For the extraction of the compounds, algae material from each species was added to test tubes containing 3 ml extractant (three replicas by species). After closing the test tubes to prevent evaporation, tubes were sonicated in an ultrasonic water bath for 10 min, after which they were placed in a water bath

(Clifton NE2-4DCE) at 90 °C for 1 h. Cooled test tubes were then centrifuged for 10 min at 2500 rpm. An absorbance scanning of the supernatant was performed from 420 to 260 nm with the spectrophotometer. Absorbances at 280, 300 and 320 nm were considered as measurement of UV-B radiation absorbing compounds; and absorbances at 340, 360, 380 and 400 nm as measurement of UV-A radiation absorbing compounds. These absorbances were used to detect possible statistical differences between treatments.

Statistical methods

Firstly, starting conditions were studied in terms of initial average length of the charophyte specimens in both treatments and experiments by one-way analysis of variance (ANOVA). To detect differences in growth rates for each treatment (in each species) two separate one-way ANOVA were performed. A one-way ANOVA to analyze differences in the concentration of chlorophyll *a* and *b* for each species (depending on treatment) was performed. And another one-way ANOVA was used to detect differences in UV radiation absorption compounds in measured wavelengths (for each species). The homogeneity of variances was checked by Levene test in all cases. When no homocedasticity was achieved the non parametric Kruskal-Wallis test was applied. All statistical tests were performed using SPSS version 13.0.

3 Results

Growth rates

At the beginning of both experiments, the initial averaged length for both charophyte species did not show statistical differences between both treatments (PAR and PAR+UV-B).

Extremely Enhanced UV-B radiation experiment

There were statistically differences in growth rate of *Chara polyacantha* (ANOVA $F=99.4$; $p<0.001$) and *Nitella hyalina* (ANOVA $F=9.2$; $p=0.007$) between treatments after 20 days of exposure (the individuals of *C. polyacantha* were, on average, 57% shorter than those in the PAR treatment and 43% shorter in the case of *N. hyalina*) (Figure 2). Moreover, the charophyte *Chara polyacantha* showed visible affectation signs (whitening due to depigmentation and cracking) (Figure 3). The damage began in the whorls. In *Nitella hyalina* signs were less obvious, but also noticeable.

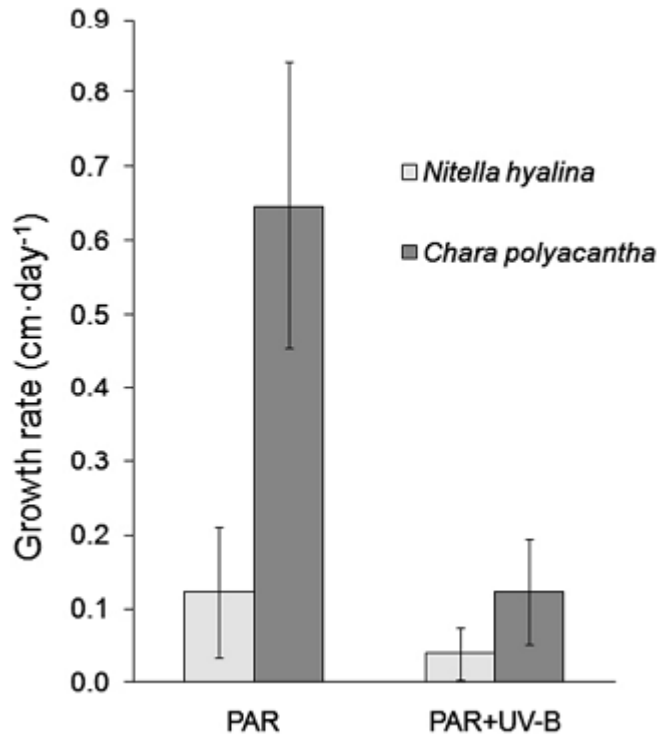


Fig. 2 Averaged growth rate (cm·day⁻¹) of *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina* calculated at 20 days of exposure in both experimental treatments (PAR and PAR+UV-B) during the Extremely Enhanced UV-B Radiation Experiment. Vertical bars show the standard deviation of the mean (n=12).

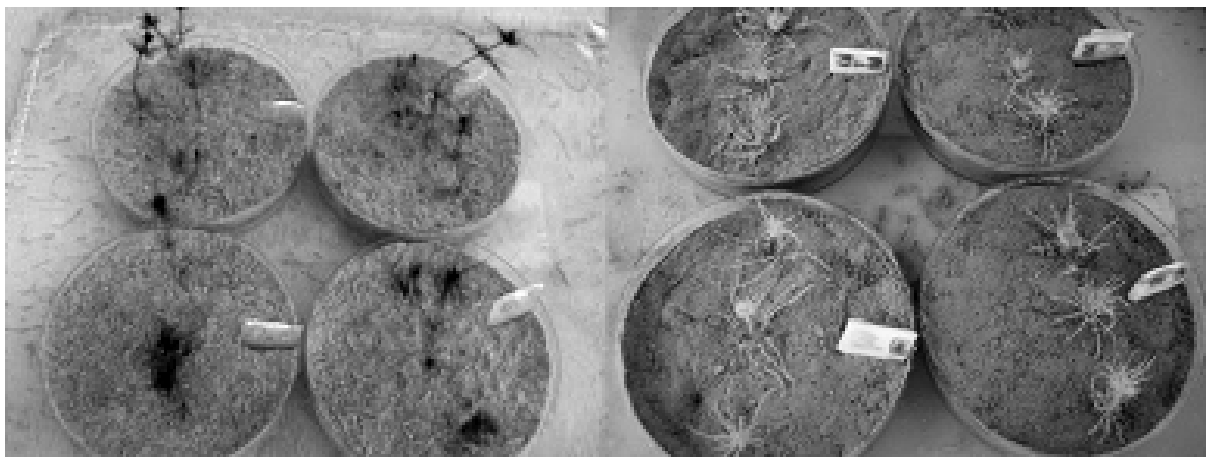


Fig. 3 Photos showing *C. polyacantha* specimens from PAR (left) and PAR+UV-B (right) treatments after 20 days of exposure during the Extremely Enhanced UV-B Radiation Experiment.

Enhanced UV-B radiation experiment

Chara polyacantha length reached 18-33 cm in average at the end of experiment, however, *Nitella hyalina* grew until 4-5 cm (Figure 4a). There were not statistically significant effects of enhanced UV-B radiation dose (3.6 kJ·m⁻²·day⁻¹) after 22 and 49 day of exposure on the growth rate of both *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina*. Calculated growth rates among specimens showed high variability.

However, after 120 days of exposure, a significant effect of UV-B radiation on the growth rate of *Chara polyacantha* was noted (Kruskal-Wallis 12.2; $p < 0.001$), whereas there was not a statistically significant difference in the growth rate of *Nitella hyalina* among treatments (ANOVA $F=1.35$; $p = 0.26$) (Figure 4b).

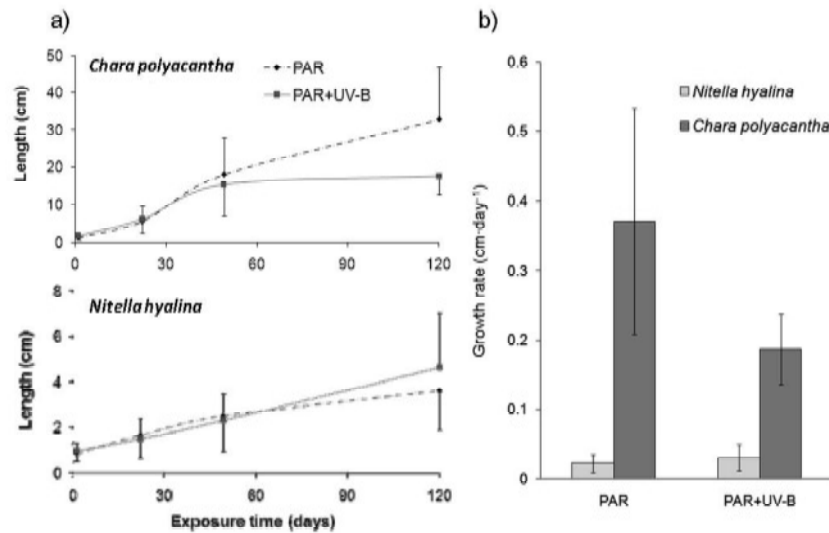


Fig. 4 a) Shoot length increases of *C. polyacantha* and *N. hyalina* throughout exposure time in both experimental treatments during the Enhanced UV-B Radiation Experiment, b) averaged growth rate (cm·day⁻¹) of *C. polyacantha* and *N. hyalina* in both experimental treatments (PAR and PAR+UV-B) after 120 days of exposure during the Enhanced UV-B Radiation Experiment. Vertical bars show the standard deviation of the mean (n=12).

Photosynthetic pigments and UV absorbing compounds

There was not statistically significant effect of UV-B radiation dose on the mean chlorophyll concentrations of *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina* after 22 and 49 days of exposure during the Enhanced UV-B Radiation Experiment, but there was a significant increase in chlorophyll *a* and *b* concentrations in *Nitella hyalina* at PAR+UV-B treatment (ANOVA $F=28.9$; $p = 0.006$; ANOVA $F=26.3$; $p = 0.007$ respectively) (Figure 5) after 120 days of exposure. In contrast, *Chara polyacantha* did not show statistically significant differences in chlorophyll concentrations of charophyte green portions among treatments.

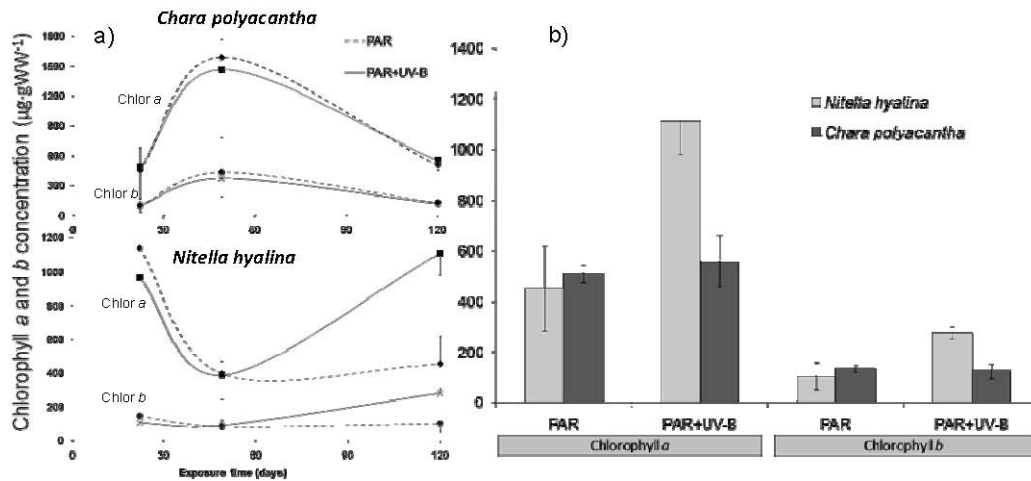


Fig. 5 a) Chlorophyll *a* and *b* concentrations at different times of UV-B exposure during the Enhanced UV-B Radiation Experiment and, b) averaged chlorophyll *a* and *b* concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{gWW}^{-1}$) of *Chara polyacantha* and *Nitella hyalina* in both treatments (PAR and PAR+UV-B) at 120 days of exposure. Vertical bars show the standard deviation of replicates ($n = 3$).

We also recorded the absorption spectra of extracted pigments of both species after 120 days of exposure. The ratio $\text{Abs}_{433}/\text{Abs}_{665}$ was around 2 and there were not statistical differences among treatments or species (Figure 6).

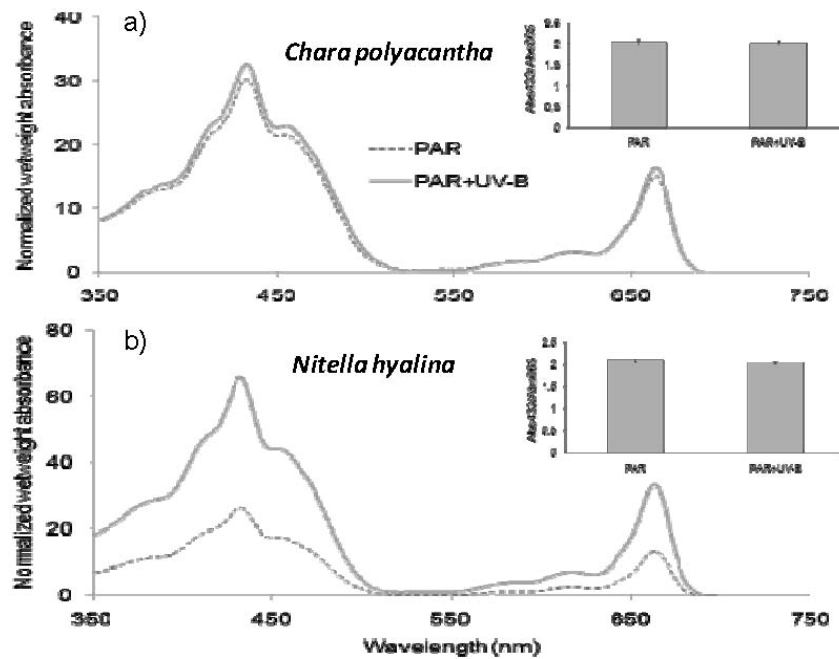


Fig. 6 Absorption spectrum of acetone extracted pigments of *Chara polyacantha* (a) and *Nitella hyalina* (b) in both experimental treatments (PAR and PAR+UV-B) after 120 days of exposure in the Enhanced UV-B Radiation Experiment ($n=3$). $\text{Abs}_{433}/\text{Abs}_{665}$ ratio in the upper right corner.

There was no statistically significant effect of UV-B radiation dose on UV methanol soluble absorbing compounds of *Chara polyacantha* or *Nitella hyalina* after 22 and 49 days of exposure during the Enhanced UV-B radiation experiment. However, after 120 days of exposure the results were the same for *Chara polyacantha*. In contrast, in *Nitella hyalina*, a statistically significant reduction in absorbance of both UV-B (ANOVA: 280nm F=43, $p=0.003$; 300nm F=126; 320 nm F=389; p for all < 0.001) and UV-A (ANOVA: 340 nm F=653; 360 nm F=412; 280 nm F=291; 400 nm F=167, p for all < 0.001) absorbing compounds was detected on PAR+UV-B treatment (Figure 7).

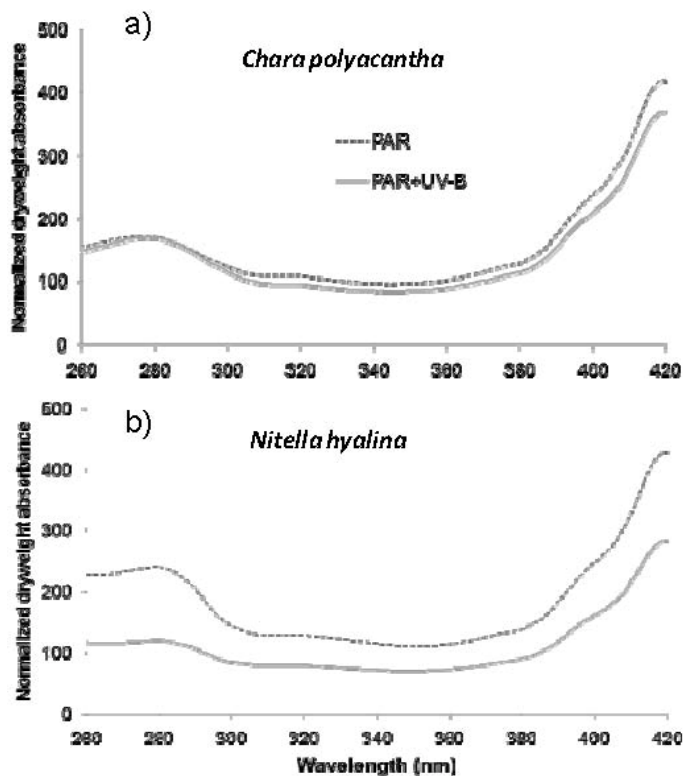


Figure 7: Methanol extracted UV absorbing compounds absorbance of *Chara polyacantha* (a) and *Nitella hyalina* (b) in both experimental treatments (PAR and PAR+UV-B) at various wavelengths after 120 days of exposure in the Enhanced UV-B Radiation Experiment.

4 Discussion

Growth rates

The high dose of UV-B radiation used during the Extremely Enhanced UV-B Radiation Experiment caused severe negative effects on both growth rates and pigments. However, when UV-B dose was smaller ($3.6 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$) and only after four months of daily repeated exposure to UV radiation we found significant growth reductions, but only in *Chara polyacantha*. This is consistent with growth reductions in response to UV-B exposure as found in charophyte *Chara aspera* (De Bakker *et al.* 2001; 2005), also reported for plant species from terrestrial and marine environments

(Caldwell *et al.* 1998; Searles *et al.* 2001; Van de Poll *et al.* 2001) and macroalgae (Schmidt *et al.* 2010). According to De Bakker and co-workers (2001), an explanation might be that UV-B negatively affects cell elongation of the internodes. This is in contrast with the way in which growth reduction under the influence of UV-B occurs in unicellular marine algae where cell division is inhibited by UV-B radiation so these organisms cells become larger (Karentz *et al.* 1991; Buma *et al.* 1995). Also, shorter size may affect nutrient uptake since charophytes take up nutrients via the rhizoids but also via the shoots (Krause 1997) and this can have repercussions at ecosystem level. *Nitella hyalina* growth rates seem not to be affected by the UV-B dose used during our experiment. It seems that corticated and ecorticated species react differently to UV-B radiation. We think there were other factors affecting our results. Firstly, *Nitella hyalina* has a mucilage layer surrounding the tissue (Cirujano *et al.* 2008) which is expected to have a protective important role (Ehling-Schulz *et al.* 1997; Oertel *et al.* 2004). Secondly, ecological conditions in the natural environment are different: *Nitella hyalina* is usually found in shallower waters until 4 meters of depth (so it can be better adapted to UV radiation), whereas *Chara polyacantha* can grow until 14-18 meters deep (Krause 1997; Cirujano *et al.* 2008).

Photosynthetic pigments and UV absorbing compounds

Under a really high UV-B radiation ($> 15 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$) mainly *Chara polyacantha* showed depigmentation and necrosis. It might be partly due to *Chara polyacantha* had a greater growth rate than *Nitella hyalina*, so it was nearer to UV-B tube and therefore receiving a higher dose than *N. hyalina*. These negative consequences could have been the result of changes in metabolism and DNA damage. Studies on higher plants, marine phytoplankton and marine macroalgae also reported that reduced growth corresponded to accumulated cyclobutane pyrimidine dimers (CPDs) in the DNA (Mazza *et al.* 1999; Buma *et al.* 2000; Van de Poll *et al.* 2001). Depigmentation would be a consequence of chlorophyll destruction suffered after the generation of reactive oxygen species (ROS) and photoinhibition of photosynthetic pigments (Izco *et al.* 1997).

Chara polyacantha chlorophyll concentrations were not affected by Enhanced UV-B radiation dose after 120 days of exposure. In higher plants, when light intensity exceeds the absorption and transformation capacity, a photoprotection strategy is started to minimize the global damage on chloroplasts. Besides protection systems there are repair systems too: in order to keep their function despite damage, plants have biochemical machinery to solve damage constantly (Izco *et al.* 1997). Both mechanisms -protection and repair- may play an important role in these charophyte species.

On the other hand, *Nitella hyalina* increased the chlorophyll concentrations (both, *a* and *b*) in the PAR+UV-B treatment. According to Schmidt *et al.* (2010), UV-B can stimulate the synthesis of chlorophyll *a* in red macroalga *Kappaphycus alvarezii*. However, other investigations on *Chara aspera* highlighted the lack of effect of UV-B on the chlorophyll *a* and *b* concentrations (De Bakker *et al.* 2001). In summary, the stress suffered by algae exposed to PAR+UV-B during the second experiment did not lead to degradation of chlorophylls, and some authors argue that an increase of this pigment is therefore a form of adaptation to radiation (Schmidt *et al.* 2010). The ratio between chlorophyllic and carotenoids pigments content (Abs_{433}) and chlorophyll content (Abs_{665}) was the same in both species and also in both treatments indicating that UV-B radiation dose used during the second experiment

did not stimulate a higher production of antenna pigments which are described to protect chlorophyll from photo-damage. However, Schagerl & Pichler (2000) found a clearly high carotene production on upper parts of *Chara tomentosa* in response to a high light or UV-radiation.

UV absorbing compounds are important in screening UV-B (Rozema *et al.* 2002). By lowering UV-B levels within the plant tissues damage to DNA, membranes, proteins and photosynthetic tissue can be prevented or reduced (Meijkamp *et al.* 1999). In *Chara polyacantha* no changes were observed in methanol soluble UV absorbing compounds under PAR+UV-B treatment. That is in agreement with the results of other authors (De Bakker *et al.* 2001, 2005) for *Chara aspera*. Surprisingly in our second experiment *Nitella hyalina* decreased them. Thus, it could make these algae potentially sensitive to UV-B radiation. According to De Bakker *et al.* (2001), the absence of increased UV-B absorbing compounds under enhanced UV-B is remarkable, since they are present in cyanobacteria, microalgae, macroalgae and in higher plants (Büdel *et al.* 1994; Karsten *et al.* 1999; Meijkamp *et al.* 1999), and among the green algae, charophytes appear to be most closely related to higher land plants (Devereux *et al.* 1990; Stafford 1991; Graham 1993).

To sum up, the present study demonstrates that high UV-B radiation doses affect negatively growth rates in both charophyte species. With UV-B lower doses the effect was not obvious at the very beginning of the experiment but at the end. The UV-B stress was able to start changes where a combination of shorter size and the remarkable no production of protective UV-B absorbing compounds would constitute a disadvantage in the charophytes competition capacity growing in shallow and clear aquatic ecosystems under an scenario of ozone depletion.

Acknowledgements

This research has been funded by the Spanish Ministry of Science and Innovation (project CGL 2009 10292) granted to MAR. FR is the holder of a grant from the Spanish Ministry of Science and Innovation. This study is a part of the Master Thesis of the first author. The study was presented as a communication at the 17th Meeting of the Group of European Charophytologists (GEC) held in Tallinn (Estonia).

References

- Arts, M. T., R. D. Robarts, F. Kasai, M. J. Waiser, V. P. Tumber, A. J. Plante, H. Rai & H. J. De Lange, 2000. The attenuation of ultraviolet radiation in high dissolved organic carbon waters of wetlands and lakes on the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography* 45: 292-299.
- Blindow, I., A. Hargeby & G. Andersson, 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquatic Botany* 72: 315-334.
- Büdel, B., U. Karsten & F. Garcia-Pichel, 1994. Ultraviolet-absorbing scytonemin and mycosporine-like amino acid derivatives in exposed, rock-inhabiting cyanobacterial lichens. *Oecologia* 112: 165-172.
- Buma, A. G. J., E. J. Van Hannen, L. Roza, M. J. W. Veldhuis & W. W. C. Gieskes, 1995. Monitoring ultraviolet-B-induced DNA damage in individual diatom cells by immunofluorescent thymine dimer detection. *Journal of Phycology* 31: 314-321.
- Buma, A. G. J., T. Oijen, W. H. Van de Poll, M. J. W. Veldhuis & W. W. C. Gieskes, 2000. The sensitivity of *Emiliania huxleyi* (Prymnesiophyceae) to ultraviolet-B radiation. *Journal of Phycology* 36: 296-303.

- Caldwell, M. M., L. O. Björn, J. F. Bornman, S. D. Flint, G. Kulandaivelu, A. H. Teramura & M. Tevini, 1998. Effects of increased solar ultraviolet radiation on terrestrial ecosystems. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 46: 40-52.
- Cirujano, S., J. Cambra, P. M. Sánchez Castillo, A. Meco & N. Flor Arnau, 2008. Flora Ibérica. Algas continentales. Carófitos (Characeae). Real Jardín Botánico. Madrid. 132 pp.
- Crawford, S. A., 1979. Farm pond restoration using *Chara vulgaris* vegetation. *Hydrobiologia* 62: 17-32.
- De Bakker, N. V. J., A. P. Van Beem, J. W. M. Van de Staaij, J. Rozema & R. Aerts, 2001. Effects of UV-B radiation on a charophycean alga, *Chara aspera*. *Plant Ecology* 154: 239-246.
- De Bakker, N. V. J., P. M. Van Bodegom, W. H. Van de Poll, P. Boelen, E. Nat, J. Rozema & R. Aerts, 2005. Is UV-B radiation affecting charophycean algae in shallow freshwater systems? *New Phytologist* 166: 957-966.
- Devereux, R., A. R. Loeblich III & G. E. Fox, 1990. Higher plant origins and the phylogeny of green algae. *Journal of Molecular Evolution* 31: 18-24.
- Ehling-Schulz, M., W. Bilger & S. Scherer, 1997. UV-B induced synthesis of photoprotective pigments and extracellular polysaccharides in the terrestrial cyanobacterium *Nostoc commune*. *Journal of Bacteriology* 179: 1940-1945.
- Farman, J. C., B. G. Gardiner & J. D. Shanklin, 1985. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction. *Nature* 315: 207-210.
- Graham, L. E., 1993. *Origin of Land Plants*. John Wiley & Sons, New York.
- Herman, J. R., P. K. Bhartia, J. Ziemke, Z. Ahmad & D. Larko, 1996. UV-B increases (1979-2002) from decreases in total ozone. *Geophysical Research Letters* 23: 2117-2120.
- Izco, J., E. Barreno, M. Brugués, M. Costa, J. Devesa, F. Fernández, T. Gallardo, T. Llimona, E. Salvo, S. Talavera & B. Valdés, 1997. *Botánica*. McGraw Hill, Madrid.
- Jeffrey, S. W. & G. F. Humphrey, 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemistry and Physiology Pflanzen* 167: 191-194.
- Karentz, D., J. E. Cleaver & D. L. Mitchell, 1991. Cell survival characteristics and molecular responses of phytoplankton to ultraviolet-B radiation. *Journal of Phycology* 27: 326-341.
- Karsten, U., K. Bischof, D. Hanelt, H. Tüg & C. Wiencke, 1999. The effect of ultraviolet radiation on photosynthesis and ultraviolet-absorbing substances in the endemic Arctic macroalga *Devaleraea ramentacea* (Rhodophyta). *Plant Physiology* 105: 58-66.
- Kirk, J. T. O., 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Krause, W., 1997. *Charales (Charophyceae)*. G. Fisher, Jena.
- Madronich, S., 1992. Implications of recent total atmospheric ozone measurements for biologically active ultraviolet radiation reaching the earth's surface. *Geophysical Research Letters* 19: 37-40.
- Madronich, S., R. L. McKenzie, L. O. Björn & M. M. Caldwell, 1998. Changes in biologically active ultraviolet radiation reaching the earth's surface. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 46: 5-19.
- Mazza, C. A., D. Battista, A. M. Zima, M. Swarcberg-Bracchitta, C. V. Giordano, A. Acevedo & C. L. Scopel Al Ballare, 1999. The effects of solar ultraviolet-B radiation on the growth and yield of barley are accompanied by increased DNA damage and antioxidant responses. *Plant, Cell and Environment* 22: 61-70.
- Meijkamp, B., R. Aerts, J. Van de Staaij, M. Tossierams, W. Ernst & J. Rozema, 1999. Effects of UV-B on secondary metabolites in plants. Pages 39-59 in J. Rozema (ed.). *Stratospheric Ozone Depletion. The Effects of Enhanced UV-B Radiation on Terrestrial Ecosystems*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Oertel, A., N. Aichinger, R. Hochreiter, J. Thalhamer & U. Lütz-Meindl, 2004. Analysis of mucilage secretion and excretion in *Micrasterias* (Chlorophyta) by means of immunoelectron microscopy and digital time lapse video microscopy. *Journal of Phycology* 40: 711-720.
- Rozema, J., J. Van de Staaij, L. O. Björn & M. Caldwell, 1997. UV-B as an environmental factor in plant life: stress and regulation. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 22-28.

- Rozema, J., L. O. Björn, J. F. Bornman, A. Gaberscik, D. P. Häder, T. Trost, M. Germ, M. Klisch, A. Groniger, R. P. Sinha, M. Lebert, Y. Y. He, R. Buffoni-Hall, N. V. J. de Bakker, J. van de Staij & B. B. Meijkamp, 2002. The role of UV-B radiation in aquatic and terrestrial ecosystems – an experimental and functional analysis of the evolution of UV-absorbing compounds. *Journal of Photochemistry and Photobiology* 66: 2-12.
- Schagerl, M. & C. Pichler, 2000. Pigment composition of freshwater charophytes. *Aquatic Botany* 67: 117-129.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology in Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London.
- Schmidt, E. C., M. Maraschin & Z. L. Bouzon., 2010. Effects of UV-B radiation on the carragenophyte *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta, Gigartinales): changes in ultrastructure, growth and photosynthetic pigments. *Hydrobiologia* 649: 171-182.
- Scully, N. M. & D. R. S Lean., 1994. The attenuation of ultraviolet radiation in temperate lakes. *Ergebnisse der Limnologie* 43: 135-144.
- Searles, P. S., S. D. Flint & M. M. Caldwell., 2001. A meta-analysis of plant field studies simulating stratospheric ozone depletion. *Oecologia* 127: 1-10.
- SORG, 1999. *Stratospheric Ozone 1999. A Report from the Stratospheric Ozone Review Group (SORG) including an update by Ultraviolet-B Measurement and Impacts Review Group (UMIRG)*. Department of environment, transport and the regions, UK.
- Stafford, H. E., 1991. Flavonoid evolution: an enzymatic approach. *Plant Physiology* 96: 680-685.
- Van de Poll, W. H., A. Eggert, A. G. J. Buma & A. M. Breeman, 2001. Effects of UV-B induced DNA damage and photoinhibition on growth of temperate marine red macrophytes: habitat-related differences in UV-B tolerance. *Journal of Phycology* 37: 30-37.
- Van den Berg, M. S., 1999. *Charophyte colonization in shallow lakes*. PhD Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam, Netherlands.
- Williamson, C. E., 1995. What role does UV-B radiation play in freshwater ecosystems? *Limnology and Oceanography* 40: 386-392.

Leeli AMON*

Institute of Geology, Tallinn University of Technology, Ehitajate tee 5, Tallinn 19086, Estonia
amon@gi.ee

Occurrence and variation in the amount of Characean oospores in Estonian Late-glacial sediments: state of the art and prospectives

Abstract

The Characeae oospores are frequently found in sediment samples during Quaternary palaeological studies. Counts of oospores of three Estonian Late-glacial (14000 – 11500 calibrated year before present, cal y BP) sediment cores are presented and discussed. The first postglacial findings of Characeae oospores in Estonia date back 13900 cal y BP confirming the early appearance of Characeae in postglacial water bodies. The oospores found in two southern localities belong to *Chara* spp. while only *Nitella* spp oospores are counted in lake situated hundred kilometers in North. In general the number of oospores is low, maximum 50 oospores per 100 cm³ and rises near to the Holocene boundary (11800 cal y BP). The significance and limits of oospore counts for palaeoecological studies are discussed. The studied territory is situated near to the Baltic Sea and has numerous inland lakes offering various possibilities for future applications of Characeae oospore analysis.

Keywords: Characeae, Oospores, Estonia, glacial sediments

1 Introduction

Characeae, green macroscopic algae, play an important role in recent aquatic ecosystems and were influential parts of past environments as well. It is most probable to find vegetative remains and oospores of Characeae during geological and palaeoecological studies, especially when plant macrofossils are investigated, as the oospores are approximately at the same size than seeds and are preserved in similar conditions as contemporaneous aquatic vascular plants. Seeds, endocarps and other determinable parts of aquatic vascular plants from Europe are well known and studied over a century, while the uncalcified oospores have not got much attention in means of palaeoecology despite their sometimes numerous occurrence in sedimentary archives (e.g. lake sediments). The use of Characeae gyrogonites has already been useful in palaeoecological studies (Soulie-Märsche 1991, Garcia 1994). This paper brings forth the first findings of postglacial Characeae oospores in

Estonia, southeastern sector of last Scandinavian glaciation, discusses the variation in the amount of oospores within cores and presents a few future palaeoecological applications.

2 Materials and methods

The sites studied for Quaternary oospores are located in different parts of Estonia, two of them are situated in the southern part of the country and one in the northern coast (Fig. 1). Parallel sediment cores were taken using a 10 cm diameter and 1 m long Russian peat sampler. The cores were described and photographed in the field, wrapped into plastic, transported to the laboratory and stored in a cool room. The cores were subsampled in different ways. In case of Lake Nakri, subsamples were cut in contiguous 2.5-cm intervals from more organic-rich sediments (at time periods between 13000 – 13400 cal y BP and 11200 – 11800 cal y BP, respectively) and 5-cm intervals from inorganic silty/clayey sediments. Cores from Solova Mire and Lake Udriku were subsampled in contiguous 5-cm intervals. Chronology of the sediments was established using AMS radiocarbon dates on terrestrial plant macrofossils. The radiocarbon dates were converted to calibrated age using the OxCal 4.0 program (Bronk Ramsey 2001). All ages mentioned in the text refer to calendar years before present (cal yr BP; 0 = AD 1950).

The sediment sample preparation for palaeobotanical analysis followed conventional procedures (Birks 2001). The sample size varies in different study sites (Nakri: 100 cm³, Solova: 300 cm³, Udriku: mostly 210 cm³). Material retained on sieves was examined using stereo- and light microscopes. Only the Late-glacial part of the sediment cores (formed approximately 14000 – 11800 cal y BP) were analysed for characean oospores.

3 Results

The detailed chronology, pollen, plant macrofossil and diatom analyses results of the studied sites are published elsewhere (Amon & Saarse 2010, Amon et al. 2010, Amon et al. in prep.). The oldest so far oospores occur in the southernmost studied locality, Solova, at 13900 cal y BP. In the other two sites, lakes Nakri and Udriku, the occurrence of oospores date back 13500 cal y BP (Fig. 1). None of the samples from any studied core contained calcified oospores. The number of oospores (Fig. 2) in the sites studied display quite a similar pattern starting with only few oospores in the lower part of sediment core and abruptly rising at a certain point, specifically, at 11900 cal y BP in Solova and at 12150 cal y BP in Udriku. In contrast, in Nakri there is no remarkable rise in the amount of oospores in the whole core. The northern locality, Lake Udriku samples contain only *Nitella*-type oospores except one single *Chara* spp. oospore in the uppermost Holocene sample. The number of oospores in Lake Udriku reaches up to 100 *Nitella* spp. oospores per 210 cm³ during Younger Dryas cold episode. All found oospores in the southern localities (Lake Nakri and Solova Mire) belong to genera *Chara*. In Lake Nakri the overall number of oospores is very low (one to fifteen oospores per sample). In Solova the oospore number itself is larger (the sample size is larger as well) but still insignificant compared with other studies where thousands of oospores are found in one sample

(Birks 2000). The counts of oospores were re-calculated to oospore presentation in 100 cm³ to ease the comparison between reasearch localities (Fig. 2).

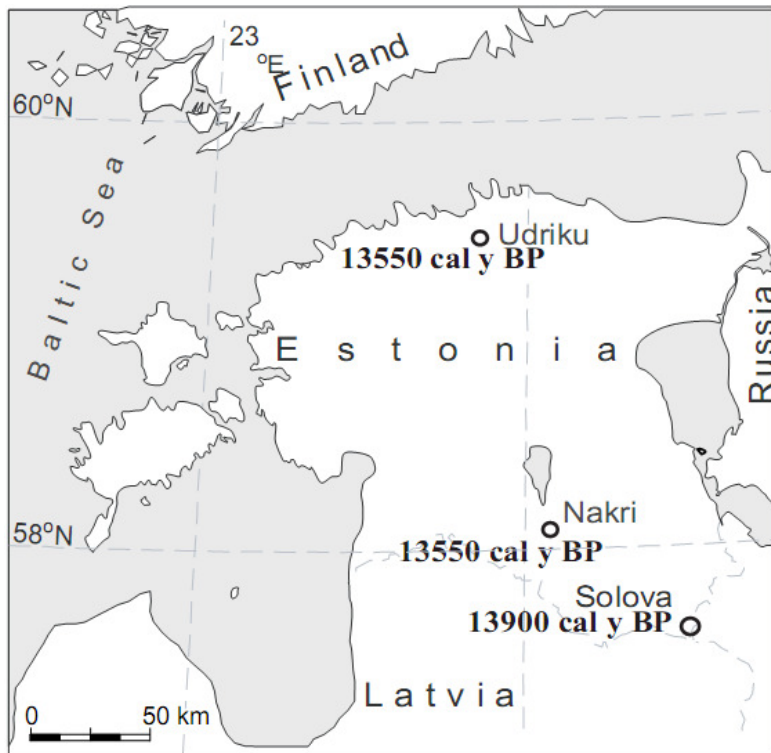


Fig. 1 The location of the study sites indicating the age of the first postglacial find of Characeae oospore.

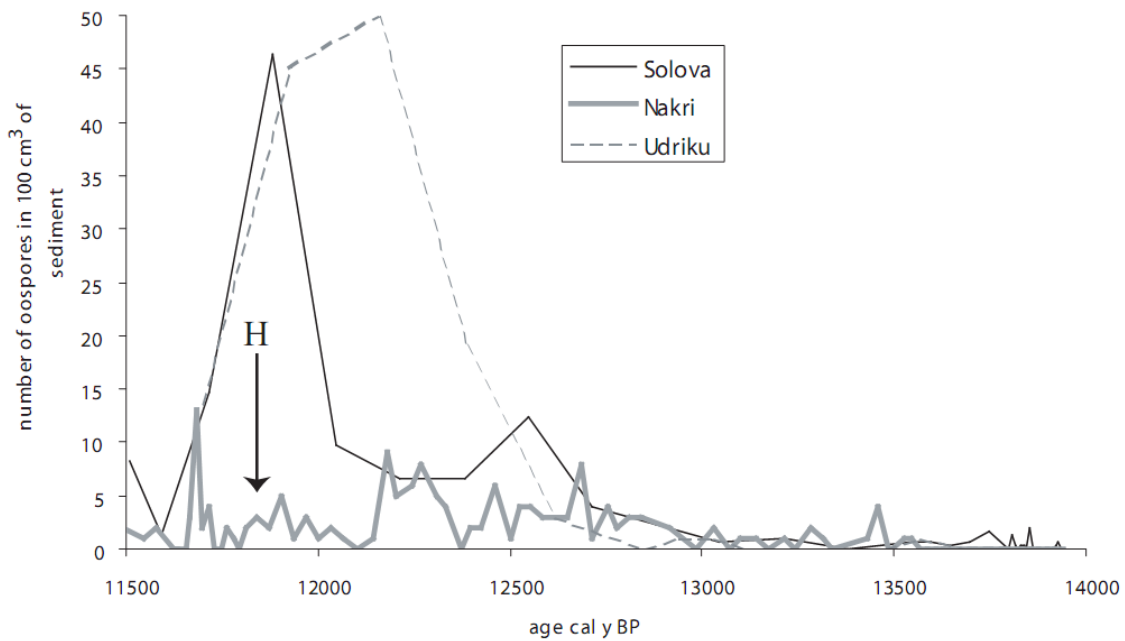


Fig. 2 Number of characean oospores in three study locations; expressed in 100 cm³, plotted against age (calibrated years). Letter H marks the approximate beginning of Holocene (appr. 11800 cal y BP, Lowe et al. 2008)

4 State of the art and prospectives

4.1 The first postglacial Characeae oospores in Estonia

The first findings of oospores and therefore the solid proof of establishment of Characeae community after the last glaciation in Estonia date back 13900 cal y BP, in palaeoenvironmental synchronisation scale this date falls to GI-1c warming event (Lowe et al. 2008). This date was acquired from southernmost, Solova locality. The other study site in South Estonia, Lake Nakri is situated only 70 km in Northwest of Solova but the first find of oospores in Nakri is approximately 400 years later. One possible explanation is the size of study location – the sedimentary basin of Solova site is considerably smaller than Lake Nakri and therefore the oospores are more concentrated to the limited area. Another key is probably the sample size that in case of Solova is three times larger than in Nakri. The third study site, Lake Udriku, is situated in North Estonia therefore it was closer to the retreating ice sheet, the deposition of organic material started later and the acquired radiocarbon datings are younger. The ecological conditions were probably in favour of genera *Nitella* as only its oospores have been found.

4.2 The number of oospores per sediment sample

In most studies dealing with Quaternary palaeobotanical material, a counting of oospores is performed in the core showing the vertical change of their amount along time (e.g. Väliiranta 2006). How interpretable is the amount of oospores found in one sediment sample as well as its vertical change within one sediment core? Characean oospores have been reported to represent pioneer plants (Birks 2000), therefore their presence in Late-glacial sediment is expected. The author of the present study has been counting oospores from the Late-glacial sediments in Estonia, north-eastern Europe (Fig. 2). Could we assume, based on low number of oospores that there were very few Characeae scattered in the lake bottom?

In regards of pollen or plant microfossils there are debates still going on about the relationship between pollen counts and actual landcover (Sugita 2007a, Sugita 2007b). Production, dispersal, settling, sediment reworking, sampling, counting are some research steps that could alter the palaeobotanical outcome and palaeoecological interpretations. In case of Characeae some of these biases are moderated by the fact that most stoneworts grow and will be buried *in situ*. However sampling biases and the representativity of the samples remain significant. In Late-glacial deposits, sediment accumulation rate per year is relatively large and therefore the oospores produced at the same time could be scattered within a significant sediment thickness. The same process could be observed in the case of deposits produced by running water, such as in streams (Soulie-Märsche 1991). Also it must be reminded that usually the core for palaeoecological studies is taken in the central part of the lake depression in order to obtain the most time-representative succession available. However Characeae species prefer very shallow near-shore habitats, which could be underrepresented in such deeper sediments.

Counting results may be even more ambiguous due to Characeae hibernation ecology. Three ways were documented for Charophytes to hibernate: annually by

oospores, vegetatively by bulbils and as full-grown plants. The strategies vary from species to species and are dependent mostly on environmental conditions (Martin et al. 2004). Hibernation as full-grown plants will result in oospores, gyrogonites or other resistant parts neither produced nor preserved in the sediment. Several charophyte species are typical pioneer plants, usually highly fertile with high number of oospores per plant. In contrast, other species are restricted to larger, permanent water bodies and are often sterile or represented by only one of the sexes if they are dioecious. Thus the average number of oospores per individual could be very low. Due to these variabilities, it is difficult to conclude on the abundance of charophytes in the vegetation out of the number of oospores found in sediment.

4.3 Determination of oospores to the species level

In addition to counting oospores, a promising prospective would be the determination of Characeae species based on oospores found in sediment. Several attempts have been made to gather the information and make usable keys (e.g. Haas 1994, de Winton et al. 2007). Though, the dimension measurements that has been frequently used as key characteristics (Haas 1994, de Winton et al. 2007), they tend to vary and overlap and, what is even more confusing, the specific dimensions differ between authors and in different handbooks (compare Krause 1997 vs. Cirujano et al. 2008).

The development of scanning electron microscopy (SEM) technique as applied to characean oospores, provided a new tool to study and describe the oospore surfaces and wall patterns, which could help in the identification of species. SEM determination has been applied with considerable success to *Nitella* spp oospores (John & Moore 1987), whilst later studies encourage the use of oospore outer wall sculptures also in the determination of *Chara* spp. (Mandal & Ray 2004). Also recent oospore patterns of widely distributed Charophyte species were described in Sweden (Ray et al. 2001) and the Balkan countries (Mandal et al. 2002). Unpublished SEM studies carried out by the author on oospores of several common Characeae species in Estonia (namely *Chara contraria*, *C. intermedia*, *C. virgata*, *C. globularis* and *C. rudis*) indicate that they display considerably different ornamentation patterns. To conclude, it seems to be encouraging evidence that combination of morphological features seen by light microscope (dimension, number of striae etc) coupled with SEM pictures of outer wall ornamentation are useful to determine most Characeae oospores. However, this method needs further testing and to be applied to complete sediment cores in order to distinguish changes in the oospore-reflected community.

4.4 Characean oospores as indicators in Quaternary sediments of the eastern Baltic Sea coast (Estonia)

SEM studies are quite expensive and oospore measurements need patience and time. The rationale behind combining them must therefore be well designed. The reason for studying Characeae in detail is to reach a better understanding of past environment and its changes through time. One important guide to palaeoenvironment is recent ecology of Characeae. Key features limiting the occurrence of Characeae are light conditions/water depth, chemical factors (pH,

lime/phosphorus content, salinity), temperature, available habitats and substratum (Garcia 1994, Haas 1994).

The early waterbodies forming on Estonian territory after the last glaciation were ice-dammed lakes of glacier meltwater (Rosentau et al. 2009). The water in such waterbodies was fresh but probably turbid and rich of mineral material carried by the glacier. Characeae have been reported as pioneering organisms, however the depth and turbid water of ice-dammed lakes probably inhibited their colonisation.

The largest and most influent waterbody in our region is definitely the Baltic Sea, the largest brackish waterbody in the world. The Charophyte community of the recent Baltic Sea is well known (Torn et al. 2004, Schubert & Blindow 2004) as well as its development after the last glaciation (e.g. Björck 1995, Raukas 1997). The different evolutionary stages described for this sea (Baltic Ice Lake, Yoldia Sea, Ancylus Lake, Litorina Sea and recent Limnea Sea) are classically based on evidence of molluscs and diatom analysis (Raukas 1997) and reflect the shift in water depth and salinity. However these two factors do not change equally in time or space in different parts of Baltic Sea. The salinity of the different development stages varies between fresh water to 12 permille reaching a maximum at 5000 – 6000 years ago (Westman et al. 1999). The spatial and temporal variability of Baltic Sea coastal palaeoenvironmental conditions is a challenge for studies devoted to characean oospores and the results could be compared and calibrated with diatom data.

Less influent than the Baltic Sea are Estonian inland lakes, which are numerous (over a thousand nowadays). There are no salinity shifts or major fluctuations in acidity in most Estonian lakes during postglacial times but changes in waterbody's trophic level are well recorded in lake sediments. Eutrophication and accompanying reduction in light conditions could be traced using information on characean palaeocommunities from pre-Quaternary periods (Martin-Closas et al. 2006). Also, oospores/gyrogonites have been used to study lake level changes, i.e. paleobathymetry (Soulie-Märsche et al. 2008). It is striking that a morphological feature that challenges the determination of oospores at the species level, i.e. the variability in oospore size and appearance, found to be palaeoecologically useful as it reveals the presence of different aquatic conditions, e.g. lakes vs. ponds (Hutorowitz 2008).

Characeae oospore biocalcification for stable isotope analysis also represents a challenge for future studies (Coletta et al. 2001, Andrews et al. 2004). In Estonia, first attempts have already been carried out on Characeae, though not on oospores / gyrogonites (Kalm & Sohar 2010). The isotope analysis on Characean gyrogonites and encrustations is a method that still needs to solve the ambiguity about what controls the timing of calcification (Andrews et al. 2004). In areas with limestone bedrocks of North Estonia, the results could be hampered by so-called hard water effect.

Acknowledgements

This study was supported by ETF grant 7029 and ESF program DoRa. The author is grateful to Dr. S.Veski and Dr. A. Heinsalu for their help in fieldwork, to Dr. I. Soulie-Märsche for discussions on oospores and gyrogonites and to two anonymous referees for helpful comments and improvements of the text.

Literatur

- Amon, L., H. Heinsalu & S. Veski, 2010. Late glacial multiproxy evidence of vegetation development and environmental change at Solova, southeastern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences* 59: 151-163.
- Amon, L. & L. Saarse, 2010. Postglacial palaeoenvironmental changes in the area surrounding Lake Udriku in North Estonia. *Geological Quarterly* 54: 85- 94.
- Andrews, J.E., P. Coletta, A. Pentecost, R. Riding, S. Dennis, P.F. Dennis & B. Spirod, 2004. Equilibrium and disequilibrium stable isotope effects in modern charophyte calcites: implications for palaeoenvironmental studies. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 204: 101- 114.
- Birks, H. H., 2000. Aquatic macrophyte vegetation development in Kråkenes Lake, western Norway, during the late-glacial and early-Holocene. *Journal of Paleolimnology*, 23: 7-19.
- Birks, H.H., 2001. Plant macrofossils. In Smol, J.P., H.J.B. Birks & W.M. Last (eds), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 49-74
- Björck, S., 1995. A review of the history of the Baltic sea, 13.0 – 8.0 ka BP. *Quaternary International* 27: 19-40.
- Bronk Ramsey, C., 2001. Development of the radiocarbon calibration program OxCal. *Radiocarbon* 43: 355-363.
- Cirujano, S., J. Cambra, P.M. Sánchez Castillo, A. Meco & N. Flor Arnau, 2008. Flora ibérica algas continentales. Carófitos (Characeae). Madrid: Real Jardín Botánico, 1-132 pp.
- Coletta, P., A. Pentecost & B. Spiro. Stable isotopes in charophyte incrustations: relationships with climate and water chemistry. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 173: 9-19.
- de Winton, M.D., T.M. Dugdale & J.S. Clayton, 2007. An identification key for oospores of the extant charophytes of New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 45: 463- 476.
- García, A., 1994. Charophyta: their use in paleolimnology. *Journal of Paleolimnology* 10: 43- 52.
- Haas, J.N., 1994. First identification key for charophyte oospores from central Europe. *European Journal of Phycology* 29: 227- 235.
- Hutorowitz, A., 2008. Oospores of *Chara tometosa* from Holocene sediments of Lake Zeribar (Iran). *Biologia* 63: 162-166.
- John, D.M. & J.A. Moore, 1987. An SEM study of the oospore of some *Nitella* species (Charales, Chlorophyta) with description of wall ornamentation and an assessment of its taxonomic importance. *Phycologia*, 26: 334- 355.
- Kalm, V. & K. Sohar, 2010. Oxygen isotope fractionation in three freshwater ostracod species from early Holocene lacustrine tufa in northern Estonia. *Journal of Paleolimnology* 43: 815-823.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 18. Gustav Fischer Verlag, 202 p.
- Lowe, J.J., S.O. Rasmussen, S. Björck, W.Z. Hoek, J.P. Steffensen, M.J.C. Walker, Z.C. Yu & the INTIMATE group, 2008. Synchronisation of palaeoenvironmental events in the North Atlantic region during the Last Termination: a revised protocol recommended by the INTIMATE group. *Quaternary Science Reviews* 27, 6-17.
- Mandal, D.K., J. Blazencic & S. Ray, 2002. SEM study of compound oospore wall ornamentation of some members of Charales from Yugoslavia, Croatia and Slovenia. *Archives of Biological Science Belgrade* 54: 29- 34.
- Mandal, D.K. & S. Ray, 2004. Taxonomic significance of micromorphology and dimensions of oospores in the genus *Chara* L. (Charales, Chlorophyta). *Archives of Biological Science Belgrade* 56: 131-138.
- Martin, G., K. Torn, I. Blindow, H. Schubert, R. Munsterhjelm & C. Henricson, 2004. Introduction to charophytes. In Schubert, H. & I. Blindow (eds) *Charophytes of the Baltic Sea*, The Baltic Marine Biologists Publications no. 19, 3-14 pp.
- Martín-Closas, C., J.J. Wojcicki & L. Fonollà, Fossil charophytes and hydrophytic angiosperms as indicators of lacustrine trophic change. A case study in the Miocene of Catalonia (Spain). *Cryptogamie, Algologie*, 27: 357-379.
- Raukas, A., 1997. Evolution of the Baltic Sea. In Raukas, A. & A. Teedumäe (eds) *Geology and mineral resources of Estonia*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

- Ray, S., S. Pekkari & P. Snoeijls, 2001. Oospore dimensions and wall ornamentation patterns in Swedish charophytes. *Nordic Journal of Botany* 21: 207-224.
- Rosentau, A., J. Vassiljev, T. Hang, L. Saarse, & V. Kalm, 2009. Development of the Baltic ice lake in the eastern Baltics. *Quaternary International* 206: 16- 23.
- Schubert, H. & I. Blindow (eds) Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication no. 19. Alfred Krupp von Bohlen und Halbach-Stiftung, 326 p.
- Soulié-Märsche, I., 1991. Charophytes as lacustrine biomarkers during the Quaternary in North Africa. *Journal of African Earth Sciences* 12: 341-351.
- Soulié-Märsche, I., A. Benkaddour, N.E. Khiati, P. Gemayel & M. Ramdani, 2008. Charophytes, indicators of paleobathymetry of lake Tigalmamine (Middle Atlas, Morocco). *Geobios* 41: 435-444.
- Sugita, S., 2007. Theory of quantitative reconstruction of vegetation II: all you need is LOVE. *The Holocene* 17: 243-257.
- Sugita, S., 2007. Theory of quantitative reconstruction of vegetation I: pollen from large sites REVEALS regional vegetation composition. *The Holocene* 17: 229- 241.
- Torn, K., G. Martin, H. Kukk & T. Trei, 2004. Distribution of charophyte species in Estonian coastal water (NE Baltic Sea). *Scientia Marina* 68, No S1.
- Väliranta, M., 2006. Long-term changes in aquatic plant species composition in North-eastern European Russia and Finnish Lapland, as evidenced by plant macrofossil analysis. *Aquatic Botany* 85: 224-32.
- Westman, P., S. Wastegard & K. Schoning, 1999. Salinity change in the Baltic Sea during the last 8500 years: evidence, causes and models. Technical report TR-99-38. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Dietmar JÄGER*

Mag. Dr. Dietmar Jäger, Herrenriedstraße 4, A-6845 Hohenems
Dietmar.Jaeger@tele2.at

Exemplare des Formenkreises *Chara denudata* A. BRAUN 1847 und *Chara dissoluta* A. BRAUN ex LEONHARDI 1864 aus dem Bodensee

***Chara denudata* / *Chara dissoluta* – like specimens from Lake of Constance**

Abstract

In 1998 and 2010 *Chara denudata* A. BRAUN 1847 was found in the bay of Fußach of the Lake of Constance. The samples displayed morphological features that lead over to *Chara dissoluta* A. BRAUN EX LEONHARDI 1864 and further to *Chara contraria* A. BRAUN ex KÜTZING 1845.

Keywords: *Chara denudata*, *Chara dissoluta*, *Chara contraria*, rudimentary Cortication, absent Cortication, Lake of Constance

1 Einleitung

Fehlende oder unvollständig ausgeprägte Berindungen an Armleuchteralgen, die im Übrigen habituell der Art *Chara contraria* A. BRAUN ex KÜTZING 1845 sehr nahe stehen, scheinen nach Berücksichtigung in der Characeen-Systematik zu verlangen. Während A. BRAUN ursprünglich eigenständige Arten beschreibt (*Chara denudata* ohne Berindung, *Chara dissoluta* mit mehr oder weniger ausgeprägten Rindenmittelreihen), fassen andere Autoren wie W. Migula (1897) diese Formen unter *Chara dissoluta* oder, wie R. Corillion (1957), unter *Chara contraria* zusammen. W. Krause (1997) trägt der Sonderstellung der unvollständig berindeten Formen insofern Rechnung, als er *Chara denudata* und *Chara dissoluta* zu einer eigenen Species, *Chara denudata*, zusammenfasst.

Bei einer Erhebung der Characeen Vorarlbergs im Jahre 1998 wurden in der Litoralzone des Bodensees einige Exemplare von *Chara denudata* A. BRAUN 1847 gefunden (Jäger 1999). Eine Nachsuche im Jahre 2010 zeigte, dass diese Art an der selben Stelle immer noch vorkommt. Da auch Exemplare mit unvollständiger Berindung festgestellt werden konnten, werden hier aus pragmatischen Gründen zur Unterscheidung komplett rindenfreie Exemplare als Form *denudata* und jene mit teilweiser Ausbildung der Berindung als Form *dissoluta* bezeichnet.

2 Material, Methoden, Fundort

Von einem Boot aus wurden an zwei Terminen (16. Juli und 9. August 2010) mittels eines 2,5 m langen Rechens vom Gewässergrund mehrere etwa 1-2 dm³ große Pflanzenproben entnommen. Die Bestimmungsarbeiten erfolgten an Frischmaterial unter einer Stereolupe (Zeiss OPMI1) mit 10- bis 64-facher Vergrößerung.

Die Fundstelle liegt im westlichen Teil der Fußacher Bucht (östlicher Bodensee, Abb. 1a) etwa 200 m vom schilfbewachsenen Ufer entfernt. Der Bodensee war zum Zeitpunkt des zweiten Untersuchungstermins im August an dieser Stelle 2,0 bis 2,5 m tief (im Juli ca. 0,7 m weniger). Unter Vernachlässigung der Aufsedimentierung durch den nahen Rhein beträgt der langjährige mittlere saisonal schwankende Wasserstand an dieser Stelle zwischen 0,7 m im Winter und 2,7 m im Sommer. Die Wassertemperatur betrug zur Zeit der Probennahme in der Fußacher Bucht im Juli 21° C und im August 25° C. Der pH-Wert lag am 9. August um die Mittagszeit bei 8,3. Die Sauerstoffsättigung erreichte 106% (Messungen des Umweltinstituts Vlb.). Die Sichttiefe reichte bis auf den Grund (2,5 m). Die Fundstelle ist in der Bucht durch den nahen Rohrspitz von stärkerem Wellenschlag geschützt. Belastung der Vegetation durch Badende kann nahezu ausgeschlossen werden. Punktförmige Störungen durch ankernde Boote sind möglich.

3 Ergebnisse

3.1 Vegetationsverhältnisse am Fundort

Nitellopsis obtusa (DESV.) GROV. bildet in der Fußacher Bucht ausgesprochen großflächige und dicht verfilzte Bestände, die bis zu einer Mächtigkeit von 2 m anwachsen können und kaum Raum für andere Pflanzen lassen. Gegen die Ufer hin, wo die Gewässertiefe unter 2 m fällt, überlässt *Nitellopsis* den kleinwüchsigen Characeen das Feld. Diese Flächen werden von *Chara contraria* und *Chara aspera* DETH. ex WILL. dominiert, jedoch nicht flächendeckend. *Najas marina* ssp. *intermedia* (WOL. ex GOR.) CASPER, *Chara virgata* KÜTZ. und *Chara denudata* (f. *denudata* oder f. *dissoluta*) waren regelmäßig aber in geringen Mengen vertreten. *Potamogeton pectinatus* L. und *Potamogeton perfoliatus* L. kommen nur stellenweise in wenigen Exemplaren vor.

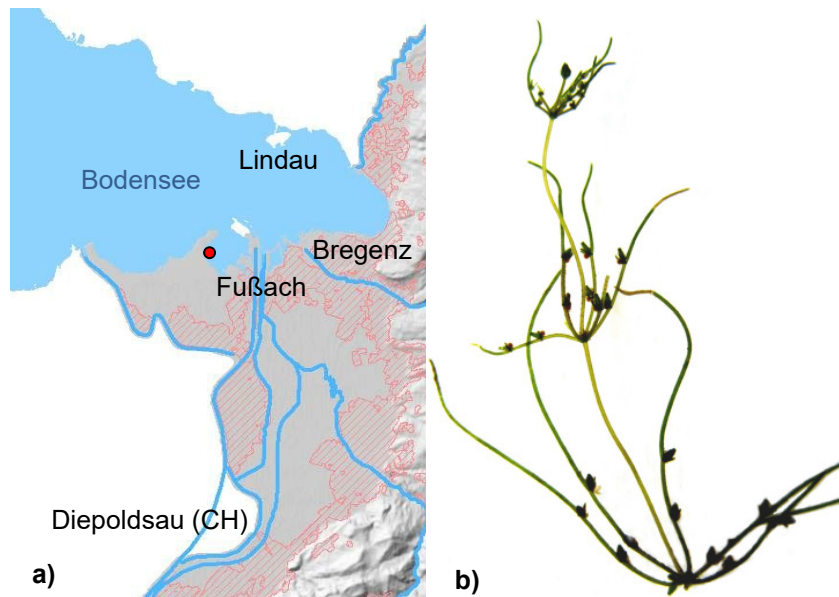


Abb. 1 a) Lageplan mit der Fundstelle in der Fußacher Bucht.
b) *Chara denudata* Form *denudata*, apikaler Sprossabschnitt.

3.2 *Chara denudata* (Form *denudata* und Form *dissoluta*)

Nahezu alle entnommenen Proben (je ca. 1-2 dm³) beider Termine enthielten einige Sprosse von der Form *denudata* (völlig unberindet) und von der Form *dissoluta* (unvollständig berindet) im Verhältnis von etwa 2:1. *Chara contraria* bildete die Hauptphytomasse der Proben. Im Folgenden seien einige Merkmale der gefundenen Exemplare der beiden Formen *denudata* und *dissoluta* beschrieben:

3.2.1 Habitus

Beide Formen grazil und langgliedrig, klar und einfach strukturiert. Äste oft stark abgespreizt. Zwischen dem obersten und dem nächstunteren Quirl häufig eine wesentliche Entwicklungsdifferenz. Gametangien an den Ästen durch die Schlichtheit des gesamten Habitus besonders auffallend (Abb. 1b). Wenig verzweigt. Ansatzweise und vermutlich ruhend meist nur ein Seitentrieb pro Quirl vorhanden. Länge der gefundenen Exemplare zwischen 10 und 30 cm. Gelblichgrün. Kalkkrustation sehr gering oder gar nicht erkennbar.

3.2.2 Sprossachsen

Internodien 3 bis 7 cm Länge bei max. 0,5 mm Durchmesser. Untere Nodien bei beiden Formen verdickt (Abb. 2a). Internodien völlig unberindet (Form *denudata*) oder mit unterschiedlich ausgeprägter unvollständiger Berindung (Form *dissoluta*). Stipularkranz bei beiden Formen in Doppelreihe vorhanden, jedoch kugelig klein, allenfalls leicht angespitzt (Abb. 2b und 3a).

Form *denudata*:

Mittelreihen des internodialen Cortexes nur als kugelige, vermutlich einzelne Zelle unter jedem Ast zwischen den kleinen, doppelreihigen Stipularen angelegt (Abb. 2b und 3a). Völliges Fehlen der Rindenanlagen, wie Migula (1897) von einer afrikanischen Form berichtet, liegt nicht vor.

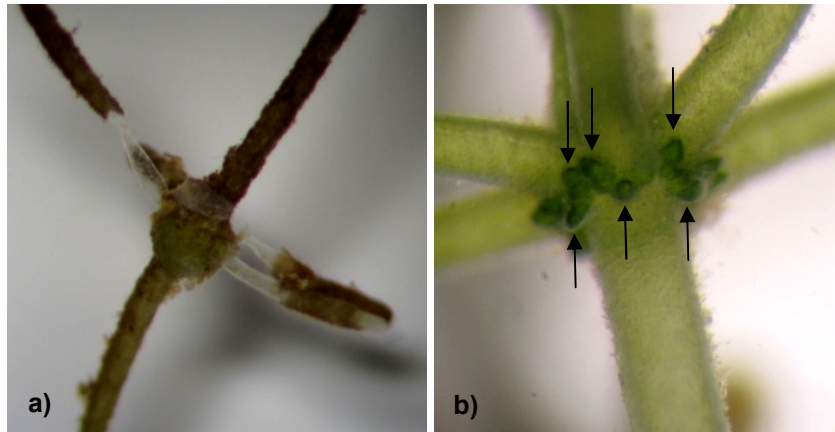


Abb. 2 a) *Chara denudata* Form *denudata*, verdicktes Nodium. b) *Chara denudata* Form *denudata*, doppelter Stipularkranz (obere Pfeile) und Anlagen der Rindenmittelreihen (untere Pfeile).

Form *dissoluta*:

Mittelreihen des internodialen Cortexes wachsen von der initialen Zelle unter und über jedem Ast in Richtung Mitte des jeweiligen Internodiums (Abb. 4a). Die Ausprägung der Berindung ist sehr variabel und reicht von einer leichten Verlängerung der initialen Zelle (Abb. 3b) bis zur beginnenden Bildung der Zwischenreihen an den Nodien der Mittelreihen (Abb. 4b) – also bereits der Berindung von *Chara contraria* stark angenähert. Rindenzellenreihen liegen eng an den Internodien, vereinzelt hebt sich nur die Spitze leicht ab (Abb. 3b). Eine Intensivierung der Berindung im apikalen Bereich konnte nur sehr vereinzelt beobachtet werden. Stachelzellen der Rindenmittelreihen sind durchaus vorhanden, jedoch kugelig klein (Abb. 4b).



Abb. 3 a) *Chara denudata* Form *denudata*, völlig unberindet, Rindenmittelreihen des Spross-Internodiums nur angelegt. b) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Beginnende Ausbildung von Mittelreihen.

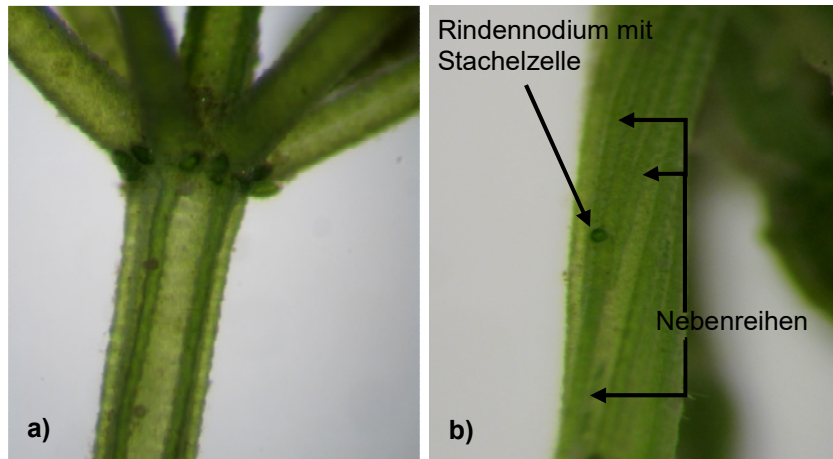


Abb. 4 a) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Durchgehende Rinden-Mittelreihen der Spross-Internodien (siehe auch Abb. 5a, 5b u. 6b). b) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Beginnende Ausbildung von Nebenreihen.

3.2.3 Äste

Anzahl der Äste pro Quirl bei beiden Formen meist sechs, oft uneinheitlich aber deutlich abgespreizt. Astlängen häufig zwischen 35 und 40 mm. Fünf bis sieben Astglieder, meist jedoch fünf. Bei der Form *denudata* keinerlei Berindung. Bei der Form *dissoluta* das erste oder die ersten beiden Segmente fallweise berindet (oft unvollständig, Abb. 5a, 5b u. 6a), meist jedoch ohne Berindung (Abb. 6b). Unberindete Ast-Internodien generell auffallend gestreckt (Abb. 6b). Blättchen beider Formen meist nur als Anlage vorhanden (Abb. 6a), Brakteolen unterschiedlich kurz, die Gametangien höchstens leicht überragend (Abb. 5a, 5b u. 7a). Gametangientragende Nodien pro Ast meist zwei, manchmal drei. Gelegentlich Verdoppelung der Gametangien (Abb. 7a). Bei beiden Formen sämtliche Äste der gefundenen Exemplare fruchttragend. Farbe der Antheridien orange, die der Oosporen schwarz (Abb. 7a u. 7b; Größenangaben siehe Abb. 8, 9 u. 10).

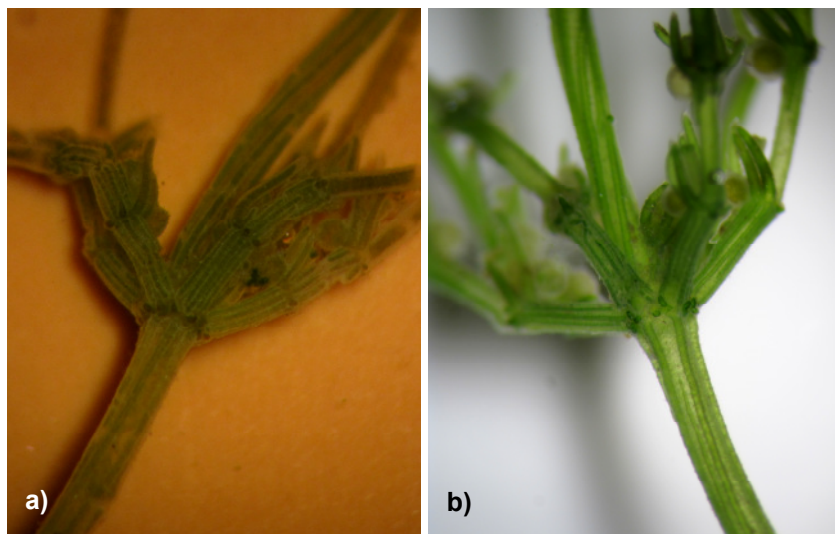


Abb. 5 a) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Äste mit vollständiger Berindung der Ast-Internodien. b) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Äste mit teilweiser Berindung der Ast-Internodien.

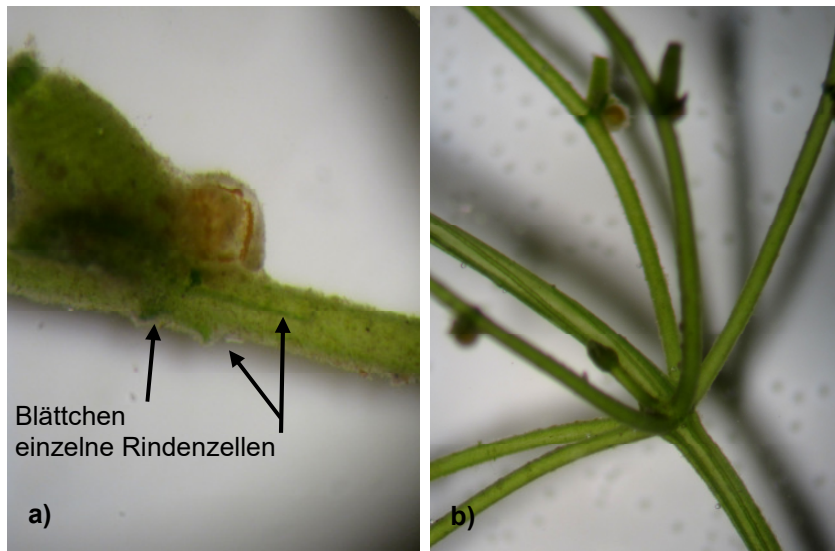


Abb. 6 a) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Astnodium mit Gametangium und rudimentärer Berindung. b) *Chara denudata* Form *dissoluta*. Äste gänzlich unberindet.

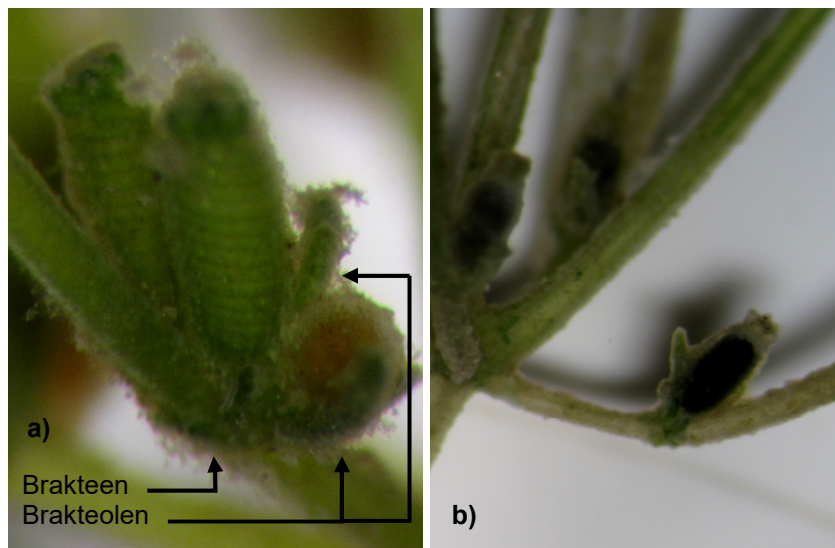


Abb. 7 a) *Chara denudata* f. *dissoluta*. Verdoppelung der Gametangien. b) *Chara denudata* f. *dissoluta*. Oögonien kurz vor der Reifung.

3.2.4 Oosporen

Oosporen der drei Taxa, *Chara contraria*, *Chara dissoluta* f. *dissoluta* und f. *denudata* (alle am selben Fundort) unter einer Kalkkruste tiefschwarz. Anzahl der Windungen der Form *denudata* (Median 11; n=8) signifikant weniger als bei der Form *dissoluta* (Median 13; n=11) und *Chara contraria* (Median 12; n=10); die Anzahl der Windungen der Form *dissoluta* und *Chara contraria* unterscheiden sich nicht signifikant (Welch-Test). Länge der Oosporen von der Form *denudata* 600 – 900 μm (Median 790; n=25), von der Form *dissoluta* 650 – 820 μm (Median 800; n=25) und von *Chara contraria* 680 – 740 μm (Median 710; n=25).

Die Länge der Oosporen ist bei den Formen *denudata* und *dissoluta* tendenziell größer als bei *Chara contraria* (Abb. 8), jedoch ergibt die Anwendung des Welch-Tests keinen signifikanten Unterschied.

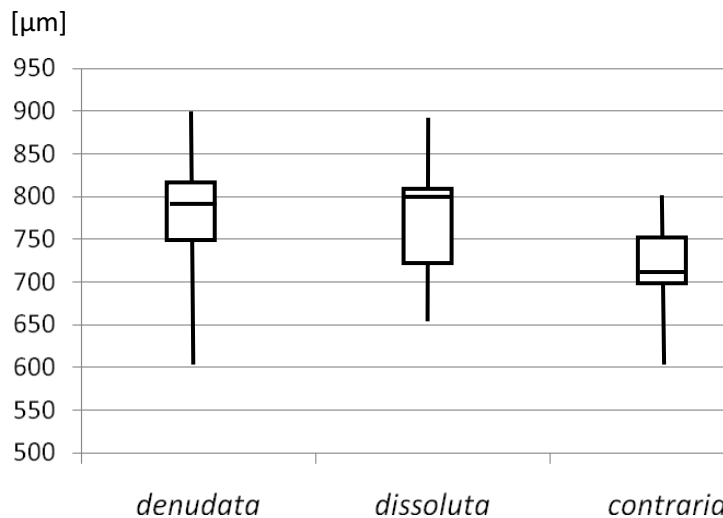


Abb. 8 Oosporen-Längen in µm (Median-Quartilen, n=25 je Taxon).

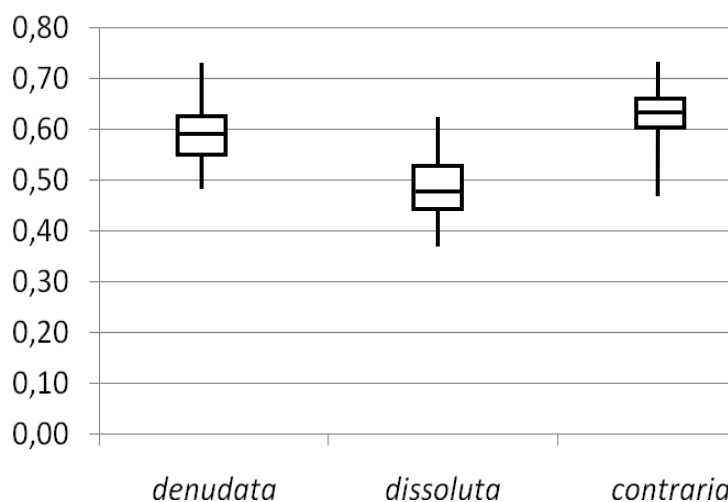


Abb. 9 Oosporen-Proportions-Index der untersuchten Oosporen (Median-Quartilen, n=25 je Taxon); Erläuterungen im Text.

In Abbildung 9 ist das Verhältnis der Breite zur Länge dargestellt, ausgedrückt durch den Oosporen-Proportions-Index. Kleinere Indexwerte bedeuten lange, schmale Oosporen, während Werte gegen 1,00 kugelige Proportionen anzeigen. Zwischen allen drei Taxa ergeben sich anhand des Welch-Tests signifikante Unterschiede; *Chara contraria* bildet eher dickere und die Form *dissoluta* oft längliche Oosporen aus. Die Form *denudata* liegt etwa dazwischen.

Der Oosporen-Volumen-Index (Abb. 10) dient dem Vergleich der Größenordnungen der Oosporen und wird anhand der Volumenformel eines

Rotationsellipsoids ermittelt. Auch hier weist der Welch-Test auf signifikante Unterschiede zwischen allen drei Taxa. Die Oosporen der Form *denudata* sind voluminöser als jene der anderen beiden Taxa. *Chara contraria* bringt es aufgrund des größeren Breite/Länge-Verhältnisses auf höhere Indexwerte als die Form *dissoluta* mit ihren länglichen Früchten.

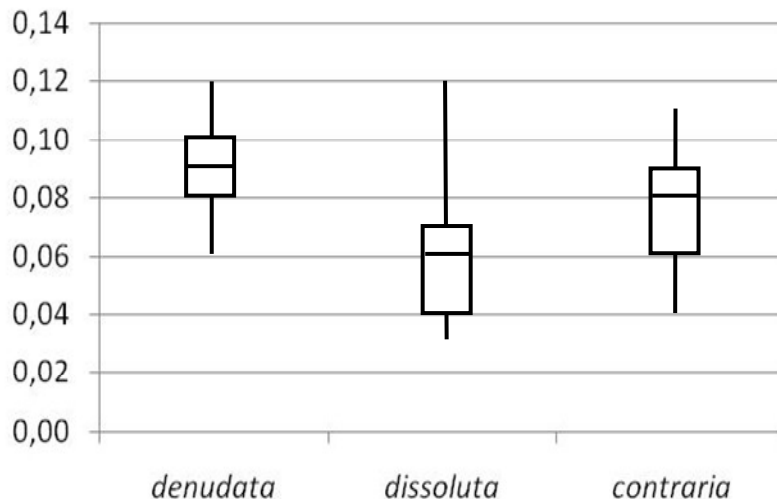


Abb. 10 Oosporen-Volumen-Index der untersuchten Oosporen. (Median-Quartilen, n=25 je Taxon); Erläuterungen im Text.

4 Diskussion

Die in der Fußacher Bucht gefundenen Exemplare der *Chara denudata* stimmen im höchsten Maße mit den Beschreibungen von Migula (1897), Sluiter (1910) und Corillion (1957) überein. Das Intervall von 12 Jahren zwischen den zwei Funden von *Chara denudata* an derselben Stelle unterstreicht die morphologische Konstanz dieser Form.

Bei einer umfangreicheren Untersuchung im Jahre 1998 wurden auch an anderen Stellen entlang des Vorarlberger Bodenseeufer Exemplare von *Chara contraria* mit auffälliger Berindung dokumentiert (Jäger 1999). Es handelt sich dabei um Exemplare, deren unterste Internodien keine oder eine unvollständige Berindung aufwiesen. Bei manchen fehlte die Berindung der Gametangien tragenden Äste. *Chara contraria* mit unberindeten, sterilen Ästen konnte auch mehrfach im Alten Rhein bei Diepoldsau (Altarm des Alpenrheins) gefunden werden.

Characeen, die dem Typ *Chara denudata* bzw. *Chara dissoluta* entsprechen, wurden im Bodensee mehrmals gefunden und dokumentiert. Erste Hinweise gehen auf Schröter & Kirchner (1902) zurück, die im Bodensee vor Langenargen eine „äußerst seltene Form“ der *Chara contraria* gefunden haben: *Chara dissoluta* A. Braun, die nur die primären Rindenzellenreihen entwickelt hatte, oder gänzlich unberindet war. Auch Baumann (1911) berichtet von Vorkommen der Art *Chara dissoluta* im Untersee. Schon 1907 übergab er Proben von *Chara dissoluta* an Prof. Ernst der Univ. in Zürich (Sluiter 1910). *Chara denudata* bildete 1986 bedeutende Bestände im Gnadensee vor Allensbach (nördliches Becken des Untersees im westlichen Bodensee) (Schmieder 1991) und im Jahre 1993

Verbreitungsschwerpunkte am Nordufer des Zellersees (westliches Becken des Untersees im westlichen Bodensee) vor der Westspitze der Insel Reichenau (Übergang Gnadensee-Zellersee), im kleineren Maße vor Fischbach (Nordufer des Bodensee-Obersees) und geringe Vorkommen bei Arbon und Rorschach (Schmieder 1996). Ein Vorkommen bei Steinach konnte im Jahr 2009 bestätigt werden (M. Huber, schriftl. Mitt.)¹.

Europaweit sind von Irland bis Mazedonien etliche sporadische Fundorte bekannt, aber auch aus Südafrika. Die nächstgelegenen Vorkommen dürften jene in der Kleinen Camarque Alsacienne im Elsass (Glöckler 2001) und im Chiemsee (Melzer et al. 1986) sein. Länger zurückliegende Hinweise gibt es auch für den Zürichsee bei Bußkirch (Sluiter 1910).

Chara denudata, mit Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Bodensee, ist im östlichen Bodensee sehr selten und das Vorkommen in der Fußacher Bucht stellt bislang den östlichsten Fundort dar. Bemerkenswert ist das Auftreten der Art in dieser Bucht vor dem Hintergrund der See-Eutrophierung der 60er- und 70er-Jahre, als die Characeen-Vorkommen im Bodensee einem starken Rückgang unterworfen waren. Sowohl in der Fußacher Bucht als auch im Gnadensee zeigte der aus den von LANG (1981) erhobenen Daten berechnete Makrophytenindex nach Melzer (1986) für den Zeitraum von 1967 bis 1978 entgegen der Entwicklung im übrigen Bodensee eine deutliche Verringerung der Trophie (Schmieder 1996). Diese beiden Bereiche stellten für Characeen offensichtlich bedeutende Refugien im Bodensee dar.

Der Artstatus von *Chara denudata* bzw. *Chara dissoluta* ist nach wie vor ungeklärt. Fließende Übergänge, wie hier gezeigt, ziehen eine Abgrenzung auf Artniveau in *Chara contraria*, *Chara dissoluta* und *Chara denudata* in Frage. Schon A. BRAUN bezweifelte die Selbständigkeit von *Chara denudata* und *Chara dissoluta* obwohl er sie ursprünglich als getrennte Arten beschrieben hatte und sah die teilweise berindete Form eher als Abkömmling von *Chara contraria* an. So bezeichnete er die völlig rindenlose Form später als *Chara dissoluta* (Migula 1897, Sluiter 1910). Migula (1897) fasst beide Formen unter *Chara dissoluta* zusammen und Krause (1997) subsumiert sie unter dem Namen *Chara denudata*. Corillion (1957) führt an, dass ihn das Studium der verschiedenen Formen von *Chara contraria*, zu denen er auch die Formen *denudata* und *dissoluta* zählt, zu der Anschauung gebracht hat, *Chara contraria* neige zur Reduktion der Berindung bis hin zum völligen Verlust. Wood & Imahori (1964) ordnen die beiden Formen in schwer nachvollziehbarer Weise als *Chara vulgaris* var. *denudata* (völlig rindenlos oder mit rudimentären primären Rindenreihen) und *Chara vulgaris* var. *imperfecta* f. *dissoluta* (mit vollständig entwickelten primären Rindenreihen mit Stachelzellen) in ihre Characeen-Systematik ein.

Sluiter (1908, 1910) führte an *Chara contraria* und an *Chara dissoluta* f. *helvetica* Migula (ein Aggregat aus völlig unberindeten und teilweise berindeten Formen aus dem Bodensee) vergleichende mikroskopische Untersuchungen anhand von Seriendünnschnitten durch. Dabei ergab sich eine große Übereinstimmung zwischen den beiden Arten bezüglich der inneren Morphologie und der morphogenetischen Entwicklung. Neben den augenscheinlichen Unterschieden in den Berindungsverhältnissen erhoffte sich Sluiter von umfangreicheren Untersuchungen der Oosporen entscheidenden Aufschluss über die

¹ „Diese Vorkommen konnten im Jahre 2009 betätigt werden (M. Huber, schriftl. Mitt.).“ Auf Wunsch des Autors wurde der Satz in der Online-Ausgabe geändert.

Verwandtschaftssituation. Nach ihren Angaben sollen sich die einreihig berindeten Formen *Chara dissoluta* f. *helvetica* Migula durch ihre „langen, schmalen“ Oosporen von den völlig unberindeten Formen sowie von *Chara contraria* mit ihren „kurzen, dicken“ Oosporen unterscheiden.

Messungen an den Exemplaren aus der Fußacher Bucht zeigten keine signifikanten Unterschiede der Längen- und Breitenmaße zwischen der Art *Chara contraria* und den Formen *denudata* und *dissoluta*. Jedoch erwiesen sich die Kombinationen der beiden Maße, die Form und Größenordnung bedingen, ausgedrückt durch den Oosporen-Proportionen-Index und den Oosporen-Volumen-Index, als signifikant unterschiedlich. Im Oosporen-Proportionen-Index kommt die oft längliche Gestalt der Oosporen der Form *dissoluta* deutlich zum Ausdruck und kann signifikant von den anderen Taxa unterschieden werden (Abb. 9), was sich mit den Angaben Sluifers deckt. Die von Sluiter als vage kritisierten Angaben Migulas (1897), dass die Oosporen der unvollständig berindeten Formen größer sind als jene von *Chara contraria*, konnten teilweise bestätigt werden – tatsächlich ergeben sich für die Form *denudata* signifikant größere Werte des Oosporen-Volumen-Index als bei den anderen beiden Taxa. Hingegen zeichnete sich die Form *dissoluta* durch kleinere Indexwerte und somit durch kleinere (weil schmälere) Oosporen aus (Abb. 10).

Ob die morphologischen Unterschiede dieses Formenkreises unvollständig berindeter Characeen als umweltabhängige bzw. durch epigenetische Mechanismen bedingte Variationen einer Art gesehen werden sollen oder tatsächliche Unterschiede im Genom vorliegen, harret noch weiterhin umfassenderen Untersuchungen.

Danksagung

Für wertvolle Hinweise bedanke ich mich bei Herrn Joop van Raam (Hilversum, Niederlande), Herrn Dr. Klaus van de Weyer (Nettetal, Deutschland) und Herrn Martin Huber (Wasserwirtschaftsamt Kempten, Deutschland).

Literatur

- Baumann, E., 1911. Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Arch. Hydrobiol. Suppl. I: 1 - 554.
- Corillion, R., 1957. Les Charophcées de France et d'Europe Occidentale. Imprimerie Bretonne, Rennes, 499 p.
- Glöckler, E., 2001. Hydrophyten in der Petite Camarque Alsacienne Elsass (Frankreich). Bauhinia 15: 57-58.
- Jäger, D., 1999. Beiträge zur Characeen-Flora Vorarlbergs (Österreich). -Diplomarbeit, Universität Innsbruck, 161 p.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa. G. Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 202.
- Lang, G., 1981. Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich zu 1967. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee 26: 1-64.
- Melzer, A., R. Harlacher, K. Held, R. Sirch & S. Vogt, 1986. Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4: 210 p.
- Migula, W., 1897. Die Characeen. In Rabenhorst, L. (ed.), Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Kummer, Leipzig: 765 p.
- Schmieder, K., 1991. Veränderungen der submersen Makrophyten-Vegetation des Bodensee-Untersees als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. Bericht Institut für Seenforschung Langenargen, unveröffentlicht 155 p.
- Schmieder, K., 1996. Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Univ. Hohenheim, 95 p.

- Schröter, C. & O. Kirchner, 1902. Die Vegetation des Bodensees. Kommissionsverlag der Schriften des Vereins der Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung von Joh. Thom. Stettner, Lindau i. B.: 1-3.
- Sluiter, C. P., 1908. Beiträge zur Kenntnis von *Chara contraria* A. Braun und *Chara dissoluta* A. Braun. - Dissertation Universität Zürich.
- Sluiter, C. P., 1910. Beiträge zur Kenntnis von *Chara contraria* A. Braun und *Chara dissoluta* A. Braun. Botanische Zeitung 1. LXVIII. 7/9.: 125-67.
- Wood, R. D. & Imahori, 1965. A revision of the Characeae. 1. J. Cramer, Weinheim, 904 p.

Michael DILGER*

Wachwitzer Bergstr. 12 b, 01326 Dresden
mdilger12b@yahoo.de

Merkmale zur Erkennung von *Nitella*- und *Tolypella*-Arten der Characeen über Oosporen aus Sedimenten oder von Pflanzen

Abstract

Es werden Merkmale erläutert, bei deren Beachtung es möglich ist, gefundene Oosporen den Arten der Gattungen *Nitella* und *Tolypella* zuzuordnen. Durch die Bestimmung von Oosporen können Pflanzenfunde bestätigt, neue Arten bzw. frühere Artvorkommen nachgewiesen und die Kenntnis zu Verbreitungsgebieten vervollständigt werden. Gerade der Nachweis früherer Vorkommen hat größere Bedeutung bei der Interpretation von Qualitätsveränderungen von Gewässern aufgrund der Indikatoreigenschaften der Armleuchteralgen.

Die nachfolgend aufgeführten Arten umfassen alle in Deutschland vorkommenden *Nitella*- und *Tolypella*-Arten.

1 Methodisches Vorgehen

1.1 Gewinnung von Oosporen aus stehenden oder leicht fließenden Gewässern

Die günstigste Zeit der Sedimentbergung ist ab Juli bis zur Eisbildung auf den Gewässern. Am Ablauf des Gewässers und an der windbelasteten Seite sind die besten Entnahmestellen. Mit einem Corer oder einem selbst gebauten Entnahmegesetz sollte an verschiedenen Stellen ca. 0,5 Liter Sediment geborgen werden.

1.2 Behandlung der Sedimente und eventuell gefundener Pflanzen

Das Waschen der Sedimente erfolgt mit einem normalen Wasserstrahl. Das oberste Sieb sollte eine Maschenweite von ca. 2 mm haben. Ein Nudelsieb aus Plaste ist aus Kostengründen ideal. Das unterste Sieb soll eine Maschenweite von 180µm haben. Zwischensiebe können den Waschvorgang beschleunigen, aber auch behindern. Das gereinigte Gut kann in einen Aufsatz einer Kaffeemaschine gebracht werden. Die Kaffeefiltertüten eignen sich gut für den Weitertransport. Auf

Zeitungspapier oder Malerfließware ist das gewaschene Gut an der Luft zu trocknen. Mit Hilfe von verschiedenen Teesieben aus Plaste kann das getrocknete Material weiter fraktioniert werden. Es gibt auch Siebsätze dafür zu erwerben. Ein Windsichter eignet sich bei größeren Fraktionen zur Beschleunigung der Auslesearbeit. Entnahmegeräte für Sedimente und Windsichter können beim Autor angesehen werden, bzw. Bauhinweise dafür erbeten werden. Das Auslesen der Gyrogoniten (Oosporen mit Kalkhülle) und Oosporen erfolgt bei 18 bis 20x Vergrößerung unter dem Stereomikroskop.

1.3 Dokumentation der Probenahme

Die Bezeichnung des Gewässers, bei größeren der genaue Probenahmeort, der Name des Probennehmers und das Datum ist aufzunehmen. Die Pflanzenarten des Umfeldes können wichtige Hinweise zur Interpretation der Ergebnisse sein und sollten, soweit möglich, erfasst werden. Das Vorkommen von anderen *Chara*-Arten, sowie Teilen von Gyrogoniten oder Oosporen sind zu vermerken.

1.4 Weiterbehandlung der ausgesiebten Gyrogoniten und Oosporen

Gyrogoniten kommen in den Gattungen *Chara*, *Lamprothamnium*, *Lychnothamnus* und *Nitellopsis* vor. Dagegen bilden die Arten der Gattungen *Nitella* und *Tolypella* keine Kalkhülle um die Oospore aus. Erst nach der Entfernung der Kalkhüllen zeigen sich sehr deutlich die Unterschiede zur Bestimmung der jeweiligen Art. Insbesondere die Rippen müssen immer deutlich zu erkennen sein. Die Kalkhülle und Kalkreste lassen sich mit Essigkonzentrat lösen. Die Kalkhülle lässt sich auch noch durch andere Verfahren entfernen. Zum Beispiel durch Zerdrücken mittels einer Pinzette oder zwischen zwei Glasplatten.

Unreife Gyrogoniten und Oosporen eignen sich nicht zur Bestimmung! Sie können jedoch Hinweise auf das Alter der Pflanzen geben. Oosporen mit einem grieslich, weißem Inhalt sind lebensfähig. Bei hohlen Oosporen ist eine annähernde Altersbestimmung durch ^{137}Cs und ^{210}Pb nach SIROCKO möglich.

1.5 Vermessung der Oosporen und Feststellung der jeweiligen Besonderheiten

Bei 100 x Vergrößerung sind mindestens 10 Oosporen der gleichen Art aus einer Partie zu vermessen. Die gesamte Länge und Breite ist aufzunehmen. Im rechten Winkel zu den Rippen sind alle Rippen zu zählen. Es können Unterschiede von 1 Rippe auftreten, wenn man in der Mitte des Objektes nicht zählen kann und deshalb am Rand deren Zahl bestimmt. Weiterhin sind die Form, Stärke der Rippen, Füße und die Farbe festzuhalten.

2 Ergebnisse

2.1 Grobuntersuchung der Gattungen *Chara*, *Nitella* und *Tolypella*

Objekte mit einer Kalkhülle gehören in jedem Fall den Gattungen *Chara*, *Lamprothamnium*, *Lychnothamnus* oder *Nitellopsis* an. Die Oosporen dieser Gattung haben längliche bis runde Körper mit einer Rippenzahl in der Regel über 10.

2.2 Erkennungsmerkmale der Oosporen der Gattungen *Nitella* und *Tolypella*

Im Folgenden werden für die einzelnen Arten die Merkmale der Oosporen aufgeführt und mit einem Bild illustriert. Ein einzelnes Bild kann natürlich weder in der Form noch in der Farbe die Variabilität der Merkmale wiedergeben. Gezeigt wird jeweils nur die möglichst typische Grundform und Farbe. Die aufgeführten Maße des Randbereiches in Klammern, sind jeweils 10% im oberen und unteren Bereich der vermessenen Oospore und können kaum unter – oder überschritten werden.

Nach den Einzeldarstellungen¹ wird in 2.3 ein zusammenfassender Überblick über die Oosporen-Merkmale beider Gattungen gegeben, der eine Vorentscheidung bei der Bestimmung ermöglichen soll.

¹ Aus Kostengründen konnten die Abbildungen der Einzeldarstellungen nicht in die Druckversion der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge Nr. 23 übernommen werden.

Nitella capillaris



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	427	(310) 350 – 620 (700)
Breite:	366	(250) 310 – 490 (560)
L. – B. Verhältnis:	1,17	(0,97) 1,06 – 1,30 (1,72)
Anzahl Rippen:	6,45	(5) 6 – 7 (8)

Rippenart: stark, geflügelt

Farbe: hellbraun bis schwarz

Kalkhülle: keine

Achtung: An der 3. – 5. Rippe begutachten! Übergangslos hell durchscheinender Rand, schmal bis breit

Achtung: Verwechslung mit *N. opaca* möglich, *N. translucens*: braun, hat keine geflügelten Rippen.

Nitella confervacea



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	309	(230) 270 – 350 (420)
Breite:	253	(190) 220 – 300 (310)
L. – B. Verhältnis:	1,23	(0,96) 1,1 – 1,40 (1,65)
Anzahl Rippen:	6,7	(6) 6 – 7 (9)

Rippenart: sehr stark besonders am Fuß
Farbe: hellbraun bis schwarz

Nitella flexilis



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	504	(420) 460 – 550 (610)
Breite:	443	(360) 400 – 480 (520)
L. – B. Verhältnis:	1,14	(0,92) 1,02 – 1,27 (1,38)
Anzahl Rippen:	6,6	(5) 5 – 7 (8)

Rippenart: normal bis kräftig

Farbe: schwarz, matt

Achtung: Rippen mit gelblich rötlichen schwachen Flügelsäumen

Nitella gracilis



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	339	(270) 290 – 380 (410)
Breite:	264	(200) 230 – 300 (350)
L. – B. Verhältnis:	1,3	(0,97) 1,12 – 1,44 (1,64)
Anzahl Rippen:	6,6	(5) 6 – 7 (8)

Rippenart: kräftig

Farbe: hellgrau

Achtung: Rippenrand gelb, zum Teil mit Klauen

Nitella hyalina



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	365	(330) 334 – 380 (390)
Breite:	309	(250) 270 – 320 (330)
L. – B. Verhältnis:	1,18	(1,1) 1,20 – 1,36 (1,40)
Anzahl Rippen:	7,7	(6) 6 – 8 (9)

Rippenart: schwach bis normal

Farbe: grau

Die dünne Kalkanlagerung kann nicht durch Essigkonzentrat gelöst werden, sondern löst sich mit der Zeit selbst. Die Oosporen sehen dann hellbraun bis schwarz aus.

Nitella mucronata



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	462	(310) 350 – 570 (700)
Breite:	349	(280) 300 – 410 (480)
L. – B. Verhältnis:	1,3	(1,06) 1,11 – 1,48 (1,65)
Anzahl Rippen:	6,4	(5) 6 – 7 (8)

Rippenart: stark mit schmalen Flügelsäumen

Farbe: hellbraun rötlich bis dunkler, fast schwarz

Kalkhülle: keine

Achtung: Besonderes Kennzeichen verstärkte Rippe am Fuß, Rippen laufen als Spitze aus!

Nitella opaca



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	417	(290) 350 – 530 (610)
Breite:	361	(250) 300 – 450 (500)
L. – B. Verhältnis:	1,16	(0,83 – 1,3 (1,4)
Anzahl Rippen:	6,4	(5) 6 – 7 (8)

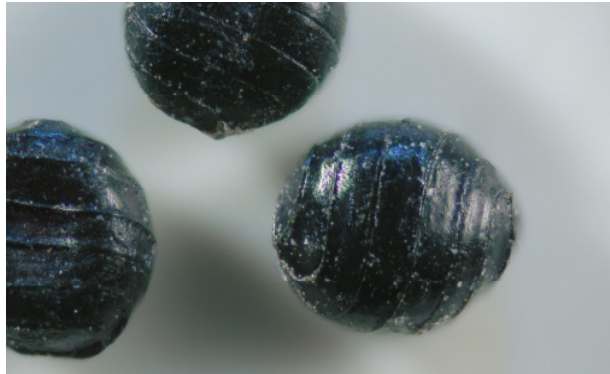
Rippenart: normal bis kräftig z. T. mit starken Flügeln

Farbe: rotbraun bis schwarz

Achtung 3. - 5. Rippe bewerten, Rippenrand gelb bis rötlich. Abschluss wulstig

Achtung: Verwechslung mit *N. gracilis* und *mucronata* möglich

Nitella syncarpa



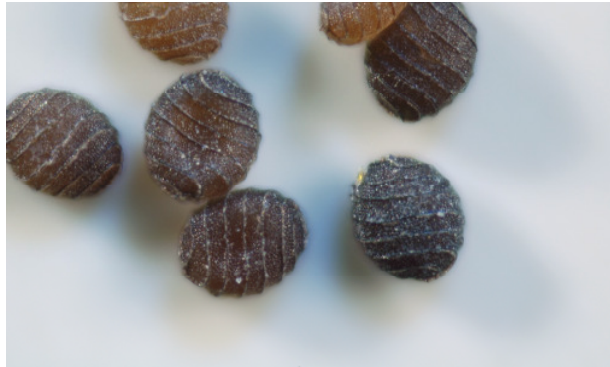
	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	366	(270) 320 – 400 (440)
Breite:	337	(250) 290 – 370 (390)
L. – B. Verhältnis:	1,09	(0,92) 1,00 – 1,2 (1,30)
Anzahl Rippen:	6,2	(5) 5 – 7 (8)

Rippenart: keine bis normal

Farbe: schwarz, oft glänzend

Achtung: Oospore hat erhabene Form auf einer Seite, Gegenseite oft eingestülpt

Nitella tenuissima



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	256	(190) 210 – 320 (450)
Breite:	220	(160) 170 – 260 (300)
L. – B. Verhältnis:	1,18	(0,96) 1,07 – 1,31 (1,43)
Anzahl Rippen:	6,6	(5) 5 – 8 (8)

Rippenart: normal, zum Teil farblich stark abgesetzt

Farbe: hellbraun bis dunkelbraun

Nitella translucens



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	368	(290) 320 – 410 (450)
Breite:	311	(230) 280 – 350 (390)
L. – B. Verhältnis:	1,18	(0,97) 1,06 – 1,32 (1,52)
Anzahl Rippen:	6,1	(5) 5 – 7 (7)

Rippenart: normal
Farbe: hellbraun bis dunkelbraun

Tolypella glomerata



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	346	(260) 300 – 390 (420)
Breite:	269	(190) 240 – 300 (330)
L. – B. Verhältnis:	1,3	(0,96) 1,12 – 1,44 (1,67)
Anzahl Rippen:	7,4	(6) 6 – 9 (10)

Rippenart: normal bis stark

Farbe: von gelb über rotbraun bis schwarz

Oosporen haben zum Teil einen platten Kopf und Fuß

Achtung: Die Erscheinungsform- und Art kann sehr variabel sein!

Tolypella intricata



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	337	(230) 270 – 400 (420)
Breite:	296	(180) 220 – 350 (370)
L. – B. Verhältnis:	1,16	(0,77) 1,0 – 1,27 (1,65)
Anzahl Rippen:	7,7	(6) 7 – 9 (10)

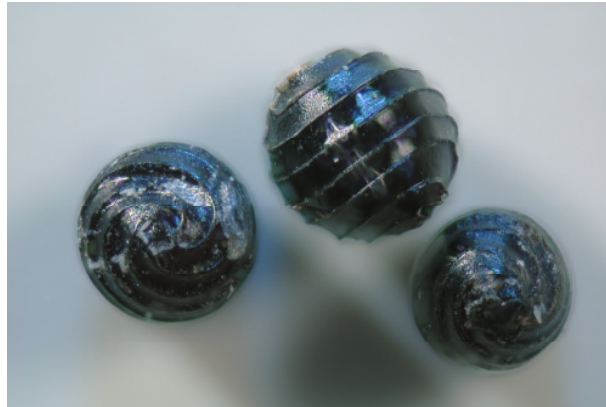
Rippenart: normal bis stark

Farbe: von goldgelb bis hellbraun

Kalkfilm: zum Teil, Kalkfilm mit Essigkonzentrat entfernen, um Unterschied zu *T. prolifera* festzustellen

Achtung: Oosporen haben zum Teil einen platten Kopf und Fuß

Tolypella nidifica



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	386	(250) 310 – 300 (540)
Breite:	337	(210) 250 – 380 (400)
L. – B. Verhältnis:	1,15	(0,78) 0,97 – 1,27 (1,54)
Anzahl Rippen:	7,5	(5) 6 – 8 (9)

Rippenart: normal

Farbe: rotbraun bis überwiegend schwarz

Oberfläche: glänzend

Achtung: Kopf kann ganz flach bis eingezogen sein, Fuß zum Teil auch

Tolypella prolifera



	Durchschnitt (μm)	Rand- und Kernbereich (μm)
Länge:	376	(300) 370 – 420 (450)
Breite:	321	(290) 300 – 350 (350)
L. – B. Verhältnis:	1,17	(0,97) 1,1 – 1,25 (1,41)
Anzahl Rippen:	8,9	(7) 8 - 10 (11)

Rippenart: normal bis stark, treten aber nicht klar hervor

Farbe: gelb bis braun

Zum Teil hat der Kopf ein Krönchen

Achtung: Trotz Einsatz von Essigkonzentrat keine klare Oberflächenstruktur

2.3 Schnellüberblick zur Erkennung der *Nitella*- und *Tolypella*-Arten nach Oosporen

	Maßtabelle und Besonderheiten				
	<u><i>capilaris</i></u>	<u><i>Nitella confervacea</i></u>	<u><i>flexilis</i></u>	<u><i>gracilis</i></u>	<u><i>hyaline</i></u>
Kerndaten Länge µm	350 - 620	270 - 350	460 - 550	290 - 380	330 - 380
Mittelwert im µm	427	309	504	339	365
Randbereiche	310 - 700	230 - 420	420 - 610	270 - 410	330 - 390
Kerndaten Breite µm	310 - 490	220 - 300	400 - 480	230 - 300	270 - 320
Mittelwert in µm	366	253	443	264	309
Randbereiche	250 - 560	190 - 310	360 - 520	200 - 350	250 - 330
Rippen	6 - 7	6 - 7	5 - 7	6 - 7	6 - 8
Mittelwert Rippen	6,5	6,6	6,2	6,6	7,7
Randbereiche	5 - 8	6 - 9	5 - 8	5 - 8	6 - 9
dominante Farben:	hellbraun b. fast schwarz	grau, braun bis schwarz	schwarz matt	hellgrau	grau bis fast schwarz
Rippenart:	stark geflügelt	sehr stark besonders am Fuß	normal bis kräftig	kräftig	schwach bis normal
Besonderheiten	3. - 5. Rippe begutachten übergangslos		Rippen mit gelblich, rötlichen		"Kalkhülle" kann nicht durch Essig gelöst werden
	hell durchscheinender Rand!		Flügel-säumen		
	<u><i>mucronata</i></u>	<u><i>opaca</i></u>	<u><i>syncarpa</i></u>	<u><i>teniusisima</i></u>	<u><i>translucens</i></u>
Kerndaten Länge in µm	350 - 570	350 - 530	320 - 400	210 - 320	320 - 410
Mittelwert in µm	468	417	366	256	368
Randbereiche	310 - 700	290 - 610	270 - 440	190 - 340	290 - 450
Kerndaten Breite in µm	300 - 410	300 - 450	290 - 370	170 - 280	280 - 350
Mittelwert in µm	349	361	337	220	311
Randbereiche	280 - 480	250 - 500	250 - 390	160 - 300	280 - 390
Rippen	6 - 7	6 - 7	5 - 7	5 - 8	5 - 7
Mittelwert	6,4	6,4	6,2	6,6	6,3
Randbereiche	5 - 8	5 - 8	5 - 8	5 - 8	5 - 7
dominante Farben:	von hellbraun	braun bis	schwarz z.T.	hellbraun bis	hellbraun
Rippenart	bis schwarz starke mit	schwarz normal bis	glänzend keine bis	braun normal z. T.	bis schwarz Normal
	schmalen	kräftig z.T. mit starken Flügeln	normal	farblich abgesetzt	
Besonderheiten	Flügelsäumen verstärkte R. am Fuß, R. laufen als Spitze aus	3. - 5. Rippe bewerten Rippenrand gelb -rötlich Kante wulstig	eine Seite oft eingedrückt		

	Tolypella			
	Maßtabelle und Besonderheiten			
	Kerndaten			
	<u>glomerata</u>	<u>intricata</u>	<u>nidifica</u>	<u>prolifera</u>
Länge µm	300 - 390	270 - 400	310 - 430	370 - 420
MW in µm	346	337	386	376
Randbereiche	260 - 420	230 - 420	250 - 540	300 - 450
Breite µm	240 - 300	220 - 350	250 - 380	300 - 350
MW in µm	269	296	337	321
Randbereiche	190 - 330	180 - 370	210 - 400	290 - 350
Rippen	6 - 9	7 - 9	7 - 8	8 - 10
Randbereiche				
MW	7,4	7,7	7,5	8,9
Randbereiche	6 - 10	6 - 10	5 - 9	7 - 11
Farbe	grau, gelb, gold bis schwarz	goldgelb b. hellbraun	schwarz matt	goldgelb b. braun
Rippenart		stark		stark
Besonderheiten	z. T. platte Köpfe und Füße	z. T. platte Köpfe und Füße Essig zur Unterscheid. von <i>prolifera</i>	z. T. platte Köpfe und Füße	Kalkhülle z.T. mit "Goldstreifen" trotz Essig keine klare Oberflächen- struktur

Zur Erhöhung der Bestimmungssicherheit sollte eine Rezentensammlung angelegt werden. Dieses Material soll möglichst von bestimmten Pflanzen abgenommen werden.

3 Ausblick auf einen Oosporen-Schlüssel für die übrigen Gattungen der Characeen

Innerhalb der Gattung *Chara* können derzeit 6 Arten mit Sicherheit bestimmt werden. Bei 12 Arten sind weitere Vermessungen und Untersuchungen notwendig um gesicherte Erkennungswerte anzugeben. Es fehlen die Oosporen zur Bewertung bei 3 *Chara*-Arten. Ob die Unterschiede tatsächlich zur Unterscheidung für alle *Chara*-Arten ausreichen, ist noch nicht sicher. *Nitellopsis obtusa* kann mit Sicherheit bestimmt werden, *Lamprothamnium papulosum* und *Lychnothamnus barbatus* noch nicht.

Kritische Hinweise und weitere Bewertungskriterien werden gern entgegengenommen.

Danksagung

Dank sage ich den Mitgliedern der Charagruppe Deutschland für das bereitgestellte Ausgangsmaterial. Frau Dr. Doege besonders für die Unterstützung des Anliegens und die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Die Fotos erstellte Herr Oliver Meckes der Firma eye of science aus Reutlingen, dafür ebenfalls herzlichen Dank.

Literatur

- Dilger, M., 2004. Rostocker Meeresbiologische Beiträge Heft 13, 27-38 pp.
- Dilger, M., 2006. Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz Kamenz Heft 26, 89-94 pp.
- Dilger, M., 2006. Sächsische Floristische Mitteilungen Heft 10, 52-63 pp.
- Krause, W., 1986. Zur Bestimmungsmöglichkeit subfossiler Characeen – Oosporen am Beispiel aus Schweizer Seen Naturforschende Gesellschaft Zürich Nr. 131, 295-313 pp.
- Krause, W., 1997. Süßwasserflora von Mitteleuropa Nr.18 Gustav Fischer Jena Stuttgart Lübeck Ulm
- Sirocko, F., 2009. Wetter, Klima, Menschheitsentwicklung von der Eiszeit bis ins 21. Jahrtausend WGB Darmstadt: 37

Hendrik SCHUBERT*, Christof SCHYGULA & Ronny MARQUARDT

Prof. Dr. Hendrik Schubert, A. Einstein Str. 3, 18059 Rostock
hendrik.schubert@uni-rostock.de

Energiegewinnung aus Algenbiomasse – Perspektiven einer Zukunftstechnologie

Abstract

Algen sind in vielerlei Hinsicht, für den Menschen nutzbar. Während historisch, Algen vorwiegend als Dünge- oder Nahrungsmittel genutzt wurden ist heute eine größere Bandbreite von Nutzungsformen etabliert, oder wird angestrebt. Neben der Nutzung von Inhaltsstoffen (z: B. für Agar und Gelatine, medizinische Inhaltsstoffe) oder als Organismen zur Wasser oder Luftaufbereitung (Bioremediation) wird immer wieder die Möglichkeit zur Produktion von Biotreibstoffen mit Hilfe von Algen diskutiert, der folgende Artikel soll einen kurzen Abriss über die Möglichkeiten und Unwägbarkeiten dazu geben.

Keywords: bioenergy, biofuel, bioremediation, macroalage, microalgae, polysaccharids,

Einleitung

Der Industrialisierungsprozess der menschlichen Gesellschaft ist von Beginn an mit einem stetig steigenden Energiebedarf verbunden. Die ursprüngliche Nutzung von Muskel-, Wind- und Wasserkraft konnte diesen Bedarf schon bald nicht mehr decken, so dass die Erschließung „alternativer Energiequellen“ Voraussetzung für die Intensivierung der Manufakturproduktion war. Schon sehr früh, im 17. Jahrhundert, kam es dadurch zu einer Übernutzung der Wälder deren Folgen teilweise bis heute spürbar sind. In dieser Zeit der dramatischen Holzverknappung erschienen den Zeitzeugen die Kohlenvorräte wie ein von der Vorsehung geschickter „unterirdischer Wald“ (*sylva subterranea*) – dazu bestimmt, den völlig abgeholzten sichtbaren Wald zu ersetzen (Bünting, 1693; zitiert aus Schäfer 2008). Dieser Beginn der intensiven Nutzung fossiler Energieträger wird als Eintrittsdatum in das gegenwärtige „thermo-industrielle Zeitalter“ (Gras, 2006) angesehen.

In dem bislang erschlossenen Spektrum der Primärenergieträger nimmt Erdöl eine Sonderstellung ein, da es eine hohe Energiedichte besitzt und vergleichsweise leicht und sicher transportierbar ist. Diese Eigenschaften führten zu einer zunehmenden Abhängigkeit vom Erdöl, deren Konsequenzen bereits sehr früh (Hubbert, 1956) analysiert wurden und, nicht zuletzt auch wegen der Auswirkungen der aus geostrategischen Interessen vorgenommenen Angebotsverknappungen

Anfang der siebziger Jahren, bereits früh nach Auswegen aus dieser Abhängigkeit gesucht wurde.

Auf Grund der Sonderstellung des Erdöls ist dabei jeder Meldung über neue Ansätze zum Ersatz dieses Energieträgers eine hohe Öffentlichkeitswirksamkeit sicher. Meldungen über „Kohleverflüssigung“, Bioethanolgewinnung, „gas-to-liquid“ Verfahren sind immer wiederkehrende Themen die das große öffentliche Interesse an der Suche nach Alternativen zum Erdöl bezeugen.

Im letzten Jahrzehnt ist nun zu beobachten dass neben den oben angeführten Klassikern immer häufiger Schlagzeilen über den Einsatz von Algen, vor allem Mikroalgen, als Primärenergieträger an die Öffentlichkeit dringen. Die zugrunde liegende Motivation dieser Projekte ist dabei keineswegs einheitlich. Neben dem Motiv „nachwachsender Ersatz für fossile Energieträger“, hier vor allem für den Verkehrsbereich, ist es vor allem auch das Bemühen um eine Verbesserung der CO₂-Bilanz von Kraftwerken, die im Vordergrund derartiger Aktivitäten steht.

Der Analyse von Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Mikroalgenkulturen zur Erreichung dieser Ziele – Reduktion des CO₂-Ausstosses von Kraftwerken sowie nachhaltige Produktion eines Primärenergieträgers sind die anschließenden Ausführungen gewidmet.

Reduktion des CO₂-Ausstosses von Kraftwerken

Der Grundgedanke besteht darin durch Nutzung des Photosyntheseprozesses CO₂ in Form von Biomasse zu binden. Unabhängig davon, ob diese Biomasse im Folgenden unterirdisch deponiert oder direkt als Primärenergieträger wieder verwendet werden soll, ergibt sich damit das Schema eines von der Sonnenenergie getriebenen Kreislaufprozesses – ein Solarkraftwerk.

Die Primärenergie für die Photosynthese wird durch die Solarstrahlung bereitgestellt. Von der Solarkonstante (1367 Wm^{-2}) (Johnson 1954), die die Menge an Energie darstellt, welche in Form von elektromagnetischer Solarstrahlung auf einen "extraterrestrischen Quadratmeter Erde auftrifft, sind die Verluste durch Absorption und Rückstrahlung während der atmosphärischen Passage abzuziehen. Häufig wird hier mit einem Pauschalwert von 50% operiert mit der Folge, dass eine dramatische Überschätzung des Energieangebotes erfolgt. Allein die Erdrotation führt dazu, dass diese Energie im Jahresdurchschnitt nur 12 h zur Verfügung steht, entsprechend Breitengrad und Jahreszeit ist dann der Einfallswinkel zu berücksichtigen, um den Energieeintrag je Erdoberfläche zu ermitteln. Die damit maximal zur Verfügung stehende Energiemenge von $11974 \text{ kWh/m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (extraterrestrisch) vermindert sich damit auf $5987 \text{ kWh/m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bei Berücksichtigung der Erdrotation. Wird nun noch eine Einfallwinkelkorrektur vorgenommen, erhält man einen äquatorialen Maximalwert von $3813 \text{ kWh/m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, von dem jetzt die atmosphärischen Verluste abzuziehen sind. Da diese atmosphärischen Verluste vor allem von den Wetterbedingungen abhängig sind, ist die Verwendung von Pauschalwerten unzulässig und auch unnötig, besteht doch ein ausreichend dichtes Netz von terrestrischen Messwarten, deren Ergebnisse zu globalen Übersichten kompiliert wurden. Die hier an der Erdoberfläche gemessenen Werte betragen maximal $2500 \text{ kWh m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (z.B. im Bereich der Wüsten der subtropischen Hoch-

druckgürtel wie der Sahara); für Deutschland wird ein Wert von $1000 \text{ kWh m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ angegeben (Abuissou et al. 2006).

Diese zur Verfügung stehende elektromagnetische Energie kann nun im Prozess der Photosynthese in chemische Energie umgewandelt werden. Dafür werden, als theoretischer Minimalbedarf mindestens 8 mol Photonen für die Bindung eines Mols CO_2 bzw. die Bildung eines Mols „ CH_2O “ benötigt. Der bei der Verbrennung freiwerdende Energiegehalt eines Mols „ CH_2O “ beträgt 468 kJ; der durchschnittliche Energiegehalt eines Mols Photonen des PAR-Bereiches beträgt ca. 200 kJ, so dass sich eine Maximaleffizienz von $468 \text{ kJ} / 8 * 200 \text{ kJ} = 0,29$ ergibt. Hier ist bereits einschränkend anzumerken, dass der Quantenbedarf *in realitas* weitaus höher liegt, eine Messung an einer Vielzahl von C3-Pflanzen ergab einen Wert von 9,4 (Björkman & Demmig 1987). Damit muss die Effizienz auf $486 \text{ kJ} / 9,4 * 200 \text{ kJ} = 0,25$ korrigiert werden. Bei diesen Messungen handelt es sich um Kurzzeitversuche, bei denen eine Reaktion der Pflanze auf ein Überangebot an Licht, also eine Lichtsättigung bzw. Lichthemmung der Photosynthese aufgrund der Kürze des Versuches nicht auftritt. Weiter ist zu berücksichtigen, dass nur ein Teil der Solarstrahlung für die Photosynthese nutzbar ist. Diese „photosynthetisch aktive Strahlung“ beträgt lediglich ca. 45% der Gesamtstrahlungsenergie. Eine ganze Reihe von Arbeiten ist zu diesem Problem erschienen und kommt übereinstimmend zu dem Ergebnis, dass die tatsächliche Maximaleffizienz bei 4,5 % für C3-Pflanzen bzw. 6% für C4-Pflanzen liegt (Barber & Archer 2004, Zhu et al. 2008). Dieses Problem der Lichtsättigung lässt sich, wie zahlreiche Arbeiten an Pflanzen (z.B. Long et al. 2006) und auch Algen (Vonshak et al. 1989) gezeigt haben, nicht durch Erhöhung des CO_2 -Gehaltes der Umgebung lösen – auch unter „sättigenden CO_2 -Konzentrationen“ tritt Lichtsättigung auf. Weiter ist zu berücksichtigen, dass bei diesen Versuchen die Sauerstofffreisetzung, die der Wasserspaltung entspringt, als Proximatmaß für die CO_2 -Fixierung verwendet wurde. Soll nun eine Biomassebildung erfolgen, muss neben der CO_2 -Fixierung auch Energie für Prozesse wie Nährstoffaufnahme, Nitratreduktion u.v.m. investiert werden. Unter natürlichen Bedingungen sind dazu noch Schwankungen des Lichtangebotes zu berücksichtigen die, da die Photosynthese eine nichtlineare Abhängigkeit von der Lichtintensität aufweist eine weitere drastische Verringerung der Effizienz zur Folge haben. Reflexion sowie Absorption von Licht durch Zellbestandteile, die nicht photosynthetisch aktiv sind, führen zu einem zusätzlichen Verlust von ca. 10% der eintreffenden Strahlung (Gates 1965). Dazu kommt, dass in den Nachtstunden Energie investiert werden muss um die Integrität der Zellen aufrecht zu erhalten. Die hier auftretenden Verluste durch Respiration werden mit 20-25% der Tagesproduktion angegeben (Marra & Barber 2004). Es überrascht daher nicht, dass selbst ausgeklügelte Photobioreaktoren bei optimiertem CO_2 - und Nährstoffregime eine Maximaleffizienz von 1% nicht überschreiten konnten (Sheehan et al. 1998).

Vergleicht man nun diesen Idealwert, der sich nur auf die Produktionsfläche bezieht mit den Daten von tatsächlich bereits produzierenden Photovoltaikanlagen, stellt sich rasch Ernüchterung ein. Der Solarpark Spremlingen produziert auf einer Gesamtfläche von 2 ha über $350000 \text{ kWh a}^{-1}$ (Schmitz 2009). Das entspricht, bezogen auf die in Deutschland zur Verfügung stehenden $1000 \text{ kWh m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ einer Effizienz von 1,75%.

An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass es sich dabei um eine Gesamteffizienz handelt, direkt vergleichbar einem Kraftwerksoutput. Im Fall der Algenbiomasse muss erst noch eine Konversion in Energie erfolgen, was mit Prozesskosten für Ernte, Trocknung und Transport (siehe unten) sowie

Umwandlungsverlusten bei der Verbrennung und Generation elektrischer Energie verbunden ist. Moderne Gaskraftwerksanlagen erreichen hier z. Zt. 58% Wirkungsgrad, das Fernziel liegt bei 62% (Forschungs- und Entwicklungskonzept für emissionsarme fossil befeuerte Kraftwerke. Bericht der COORETEC-Arbeitsgruppen. BMWA Dokumentation Nr. 527, Dezember 2003). Dabei sind die Möglichkeiten der Photovoltaikanlagen bei weitem noch nicht ausgeschöpft. Für die mit Dünnschichtmodulen ausgerüstete Anlage in Lieberose wird eine Gesamteffizienz von über 3% angegeben; was einer auf die Modulfläche bezogenen Effizienz von 10% entspräche (Heidenreich 2009). Das ist eine eher moderate Effizienz, die Spitzenwerte von Produktionsmustern liegen z. Zt. bei 18%, in der Entwicklung konnten bereits 40% überschritten werden (University of Delaware 2007; Ham et al. 2010).

Das Fazit, das sich daraus ergibt ist, dass eine Verringerung der Kraftwerkskapazität zugunsten von Solarenergieflächen ganz klar eine effizientere CO₂-Reduktion darstellt als die Installation von Mikroalgenkulturen.

Biotreibstoffe aus Mikroalgen

Betrachtet man die zweite Stossrichtung der Entwicklung, den Ersatz von Öl-basierten Treibstoffen durch „Biotreibstoffe“ aus nachwachsenden Rohstoffen, ist der Aspekt der hohen Energiedichte vorrangig zu betrachten. Hier ist trotz immenser Fortschritte zumindest beim Flugverkehr gegenwärtig noch keine Ablösung der Verbrennungskraftmaschinen durch elektrische Antriebe absehbar.

In der Diskussion stehen gegenwärtig hier vor allem ethische Fragen im Vordergrund da jetzt schon eine Konkurrenz zwischen Nahrungsmittel- und Energiepflanzenanbau auftritt (z.B. Schäfer 2008). Daneben stellt sich aber auch die Frage der Machbarkeit, also inwieweit der gegenwärtige Energiebedarf überhaupt über nachwachsende Rohstoffe abzudecken ist. Die oben angeführte Maximaleffizienz der Photosynthese von 1% ist sozusagen die „obere Grenze“ der Biomasseproduktion – um diese Biomasse aber zu erzeugen ist ein gewisser Energieinput notwendig. Ernte, Transport und Umwandlung zu Biokraftstoff sind weitere Kostenfaktoren in der Energiebilanz. Da hier bereits Zahlen aus der Produktion vorliegen, konnten Pimentel & Patzek (2007) eine Energiebilanz des gesamten Produktionsprozesses für die Zuckerrohr-basierte Bioethanolherstellung in den USA sowie Brasilien errechnen. Die Bilanz war ernüchternd, ergab sich doch, dass für die US-Produktion ein Energieeinsatz in Form fossiler Energieträger von 3,72 kJ je 1 kJ Bioethanol notwendig ist, mit 3,01 kJ liegt dieser Wert für Brasilien nicht wesentlich niedriger (Pimentel & Patzek 2007). Die Produktivität von Algen liegt eher unter der von terrestrischen Nahrungsmittelpflanzen, von C4 Pflanzen wie Zuckerrohr ganz abgesehen (Radmer & Kok, 1977). Der Energieeinsatz ist, bedingt durch die Notwendigkeit der Bereitstellung vergleichsweise komplizierter Kultivierungsanlagen, Nährstoffmedien und Durchmischungsvorrichtungen sogar höher anzusetzen. Diese Probleme haben dazu geführt, dass 1995 das „Aquatic Species Program: Biodiesel from Algae“ aus dem „Biofuel“ Program des US Department of Energy ausschied – es wurde keine weitere Entwicklungsperspektive gesehen.

Im Abschlussbericht heißt es dazu: *A major conclusion from these analyses is that there is little prospect for any alternatives to open pond designs, given the low cost requirements associated with fuel production. The factors that most influence cost are biological, and not engineering-related. These analyses point to the need for highly productive organisms capable of near theoretical levels of conversion of sunlight to biomass. Even with aggressive assumptions about biological productivity, we project costs for biodiesel which are two times higher than current petroleum diesel fuel costs.* (c.f. Sheehan et al. 1998).

Zunächst ist man geneigt zu denken, dass eine Verdopplung der Dieselpreise diese Relation ja umschlagen lassen würde, wie aber die oben angeführten Zahlen zum Energieeinsatz bei der Biomasseproduktion zeigen, würden sich mit einer Verteuerung der Erdölprodukte auch die Produktionskosten für Bioethanol erhöhen – und zwar zumindest um die 89% bzw. 72% des Energieanteil fossiler Brennstoffe, die zur Erzeugung von einem kJ Bioethanol notwendig sind.

Auch die Hoffnung auf die hochproduktiven Organismen, die nahe an der Grenzeffizienz arbeiten, verliert sich, heißt es doch im gleichen Report:

An important lesson from the outdoor testing of algae production systems is the inability to maintain laboratory organisms in the field. Algal species that looked very promising when tested in the laboratory were not robust under conditions encountered in the field. In fact, the best approach for successful cultivation of a consistent species of algae was to allow a contaminant native to the area to take over the ponds. (c.f. Sheehan et al. 1998).

Wozu dann überhaupt noch in diese Richtung forschen?

Vor diesem Hintergrund erscheint es nahezu müßig, sich mit (Mikro-) Algen-Kultursystemen zu befassen, zumindest wenn es um eine reine Biomasseproduktion bzw. Biotreibstoffproduktion geht. Neben diesen öffentlichkeitswirksamen Einsatzgebieten gibt es aber noch eine ganze Reihe von weniger spektakulären Arbeitsfeldern, bei denen Algen mit Erfolg und Wirtschaftlichkeit zum Einsatz kommen. Die Wirtschaftlichkeit ist immer dann gegeben, wenn ein hochwertiges Endprodukt, das in dieser Form von terrestrischen Pflanzen nicht erzeugt werden kann, aus den Algen gewonnen wird. Zunächst trifft das natürlich auf spezielle Nahrungsmittel wie z.B. Nori, gewonnen aus *Porphyra*-Arten sowie Wakame (aus *Undaria*-Arten) und andere, vor allem in der asiatischen Küche verbreiteten „Spezialitäten“ zu. Aber auch pharmazeutisch wirksame Inhaltsstoffe wie z.B. Astaxanthin oder Feinchemikalien wie die als Immunfarbstoff eingesetzten Phycobiline werden aus Algen gewonnen und erzielen Preise, die den Einsatz von kostenintensiven geschlossenen Photobioreaktorenanlagen mit künstlicher Beleuchtung ermöglichen. Zu pharmazeutisch wirksamen Inhaltsstoffen gehören ebenfalls sulfatierte Polysaccharide (komplexe Zuckermoleküle mit Sulfatresten), die gegenwärtig am Modellorganismus *Delesseria sanguinea* (Abb. 1) an den Universitäten Rostock und Kiel untersucht werden. Sulfatierte Polysaccharide sind weit verbreitet in marinen Organismen zu finden. In Rot- und Braunalgen stellen sie typische Bausteine der Zellwände dar. Entscheidend für das Interesse an diesen Algeninhaltsstoffen ist die Tatsache, dass sulfatierte Polysaccharide auch im menschlichen Körper vorkommen und dort außerordentlich wichtige Funktionen besitzen. Daher geht man davon aus, dass man mit sulfatierten Polysacchariden, wie

solchen aus Algen, körpereigene Prozesse beeinflussen und so die Gesundheit fördern, Krankheiten vorbeugen bzw. deren Heilung unterstützen kann. Den Resultaten der ersten Tests zufolge verfügen die sulfatierten Polysaccharide von *Delesseria sanguinea* in der Tat über ein günstiges Wirkprofil: Sie hemmen einige Mechanismen der komplexen Entzündungsreaktion deutlich stärker als handelsübliche Arzneimittel (z.B. Heparin) und zeigen sogar darüber hinaus eine leicht gerinnungshemmende Wirkung (Alban & Schygula, 2006). Ferner werden Algen als Rohstoffquelle für die Gewinnung außerordentlich wichtiger technologischer Hilfsstoffe wie Carrageenane, Alginsäure und Agar verwendet. Bemerkenswert ist auch die wachsende Beliebtheit von Produkten auf Algenbasis im Bereich der Nahrungsergänzungsmittel und Kosmetik („Wellnessindustrie“).



Abb. 1. *Delesseria sanguinea* in der Mecklenburger Bucht (Ostsee). Foto: C. Schygula.

Ein weiteres Einsatzfeld sind Bioremediationsanlagen zur Behandlung von Schwermetallbelasteten Bergbauabwässern. Hier leisten Algen „Schwerstarbeit“, sind sie doch bereits nach kurzer Zeit von einer dicken Kruste aus giftigen Ablagerungen überzogen, die sie dazu noch vom Licht abschirmen (Abb. 2.).

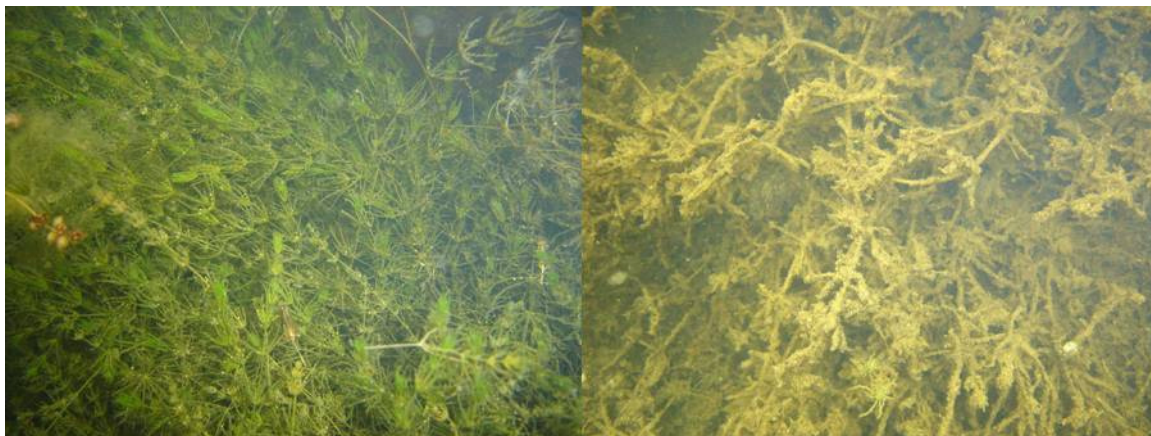


Abb. 2. Links: dichte *Chara vulgaris* Bestände bevor sie die Schwermetalle im Bioremediationsprozeß abscheiden, rechts: die *C. vulgaris* stark verkrustet nach längerer Zeit in der Bioremediationsanlage. (Foto R. Marquardt)

Diese Kruste soll nun deponiert werden, andererseits aus Kostengründen die Menge an zu deponierendem Abfall möglichst gering gehalten werden.

Genauso fallen bei der Feinchemikalienproduktion große Mengen Algenbiomasse an und auch das sogenannte „Strandmanagement“, die manchmal schon überpenible Reinigung der Spülsäume der Badestrände von Algenanwurf, lässt jedes Jahr große Mengen an Biomasse als zu entsorgenden Sondermüll anfallen.

Diese Biomassen einer energetischen Verwertung, sei es über Biogasanlagen, Bioethanolherstellung oder Verfeuerung zuzuführen beruht auf einem völlig anderen Kosten/Nutzen Verhältnis. Natürlich können mit den hier anfallenden Mengen die Energieprobleme der heutigen Zeit nicht gelöst werden – einen Beitrag zum vielzitierten „Energemix“ können sie aber in jedem Fall leisten.

Literatur

- Abuissou, M., Lefevre, M. & L. Wald, 2006. [www.soda-is.com/eng/map/index.html]
- Alban, S. & C. Schygula, 2006 *Delesseria sanguinea* Lamouroux – eine viel versprechende Alge aus der Ostsee mit wirtschaftlichem Potential? *Fischerei & Fischmarkt* in M.-V. 1/2006:25-28.
- Barber, J. & M. D. Archer, 2004. Photosynthesis and Photoconversion. In: Series on photoconversion of solar energy vol. 2 molecular to global photosynthesis Archer MD & Barber J eds Imperial College UK, pp1-41
- Björkman, O. & B. Demmig, 1987. Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77 K among vascular plants of diverse origins. *Planta* 170 4 : 489-504
- Bünting, J. P., 1693. zitiert in Schäfer 2008 *Energieethik-Unterwegs in ein neues Energiezeitalter*. Bern, 179 pp.
- Gates, D. M., 1965, Energy plants and ecology. *Ecology* 46: 1-14
- Gras, A., 2006. la société thermo-industrielle et l'impasse énergétique. *Foi et Vie* 5:48-59
- Ham, M. H., Choi, J. H., Boghossian, A. A., Jeng, E. S., Graff, R. A., Heller, D. A., Chang, A. C., Mattis, A., Bayburt, T. H., Grinkova, Y. V., Zeiger, A. S., van Vliet, K. J., Hobbie, E. K., Sligar, S. G., Wraight, C. A. and M. S. Strano, 2010. Photoelectrochemical complexes for solar energy conversion that chemically and autonomously regenerate. *Nature Chemistry* 2: 929-936
- Heidenreich, S. 2009. <http://www.solarserver.de/solarmagazin/anlageoktober2009.html>
- Hubbert, M. K., 1956. Nuclear energy and fossil fuels: API Conference, San Antonio, TX, March 7–9, 1956. Later published as Publ. no. 95, Shell Development Co. June 1956.
- Johnson, F. S., 1954. The Solar Constant. *Journal of Atmospheric Sciences* 11(6): 431-439
- Long, S. P., Zhu, X., Naidu, S. L. & D. R. Ort, 2006. Can improvement in photosynthesis increase crop yields? *Plant Cell Environ* 29: 315-330
- Marra, J. & R. T. Barber 2004. Phytoplankton and heterotrophic respiration in the surface layer of the ocean, *Geophysical Research Let*, vol. 31, 9, pp.L09314.1-L09314.4
- Pimentel, D. & T. W. Patzek, 2007. Ethanol production: energy and economic issues related to US and Brazilian sugarcane natural resources research. In: *Biofuels, Solar and wind as renewable systems*. Pimentel, D ed Springer, Berlin 357-371
- Radmer, R. & B. Kok, 1977. Photosynthesis limited yields, unlimited dreams. *BioScience* 27:599-605
- Schmitz, H. J., 2009. Höhere Energieausbeute. *Wasser, Luft und Boden* 7/8 2009: 26-27
- Sheehan, J., Dunahay, T., Benemann, J. & P. Roessler, 1998. A Look back at the US Department of Energy's Aquatic Species Program: Biodiesel from algae – Close-out report. National Renewable Energy Laboratory, Golden, 294 pp.
- University of Delaware, 2007. University Of Delaware-led Team Sets Solar Cell Record. *ScienceDaily*. <http://www.sciencedaily.com/releases/2007/07/070726210931.htm>
- Vonshak, A., Sivak, M. N. & D. A. Walker, 1989. Use of a solid support in the study of photosynthetic activity of *Spirulina platensis*. *J Appl. Phycol* 1: 131-136
- Zhu, X., Long, S. P. & D. R. Ort, 2008. Converting solar energy into crop production. *Curr. Opin. Biotechnol* 19: 153-159

