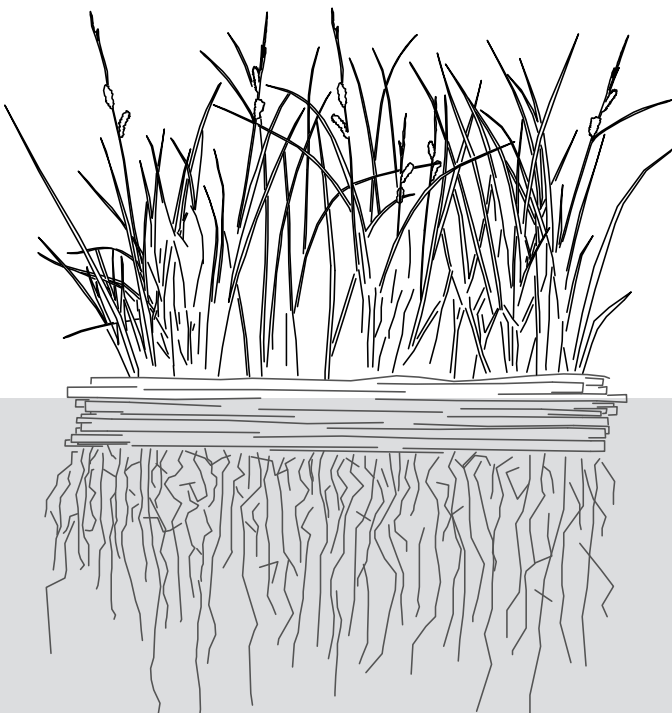




Lebende Inseln
selbstschwimmende
Pflanzengesellschaften
für urbane Gewässer

**Lebende Inseln
selbstschwimmende Pflanzengesellschaften
für urbane Gewässer**

vorgelegt von

Dipl.-Ing.

Henning Günther

aus Berlin

von der Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzende: Prof. Dipl.-Ing. Cordula Loidl-Reisch

Gutachter: Prof. Dr. Norbert Kühn

Gutachter: O. Univ. Prof. Dr. Florin Florineth

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 03. Juli 2013

Berlin 2013

D 83

Für meine Söhne Jonathan und Theodor.

Danksagung

Ich möchte mich ganz herzlich bei Prof. Dr. Norbert Kühn für die Betreuung der Arbeit bedanken sowie für die vielen Gespräche und seine wertvollen Anregungen, die mir in vielerlei Hinsicht weitergeholfen haben.

Ein besonderer Dank gilt Dr. Peter Dominik. Die oft Nachmittage füllenden Gespräche und Diskussionen haben wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen. Vielen Dank für die aufgebrauchte Zeit!

Für ihre Hilfe und Unterstützung von den ersten Tagen des Projektes an der TU Berlin, bedanke ich mich herzlich bei Sabine Rühmland.

Herrn Dr. Rüdiger Knösche möchte ich für seine Ausführungen und Erklärungen zum Schollener See und ganz besonders für die gemeinsame Fahrt über diesen bedanken.

Meinen Kollegen am Fachgebiet Alexander von Birgelen, Anja Schmithals, Antje Brüning, Christian Ranck danke ich für die Unterstützung.

Für die tatkräftige Unterstützung während der Messungen bedanke ich mich bei Clarissa von Schwanenflügel, Christiane Eiselt, Flavia Moroni, Martin Baumgärtner und Sebastian Unger.

Die Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die technische Unterstützung von Frau Rohrbeck und Frau Kuntz. Herzlichen Dank für die Durchführung der Wasseranalysen.

Vielen Dank an Jenny und Lehna für das Lesen der englischen Texte und an Boris und Isa für die Hilfe und Unterstützung, als wir sie brauchten.

Ganz besonders hervorheben möchte ich Guylaine, und ihr für ihre Geduld und den starken Rückhalt danken.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	9	3.5 Dauerhaftigkeit und Stabilität schwimmender Vegetationsgesellschaften	49
1. Abstract	11	4. Konsequenzen für die Entwicklung selbstschwimmender Inseln	51
Einleitung.....	13	4.1 Aufbau einer schwimmenden Schilfrohrgabione	51
1. Vegetation und Regenwasser	13	4.2 Geeignete Vegetation	52
1.1 Schwimmende Pflanzenbestände	14	4.3 Entwicklung der Pflanzen und der Schilfrohrgabione.....	55
1.2 Zielstellung der Arbeit	16	5. Literatur	57
2. Literatur	17		
I.		III.	
FLOATING VEGETATION FOR STORMWATER MANAGEMENT AND CLIMATE MODERATION. A STATUS ASSESSMENT.....	19	LIVING ISLANDS - BIOMASS AND BUOYANCY OF ARTIFICIAL FLOATING ISLANDS.....	63
1. Introduction	20	1. Introduction	65
2. Literature Review	21	2. Methods	66
3. Urban green cover enhancement by floating vegetation.....	21	2.1 Reed Gabion Construction	66
3.1 Leaf area – Vegetation cover	21	2.2 Vegetation	68
3.2 Vegetated surface water	24	2.3 Experimental Setup.....	68
4. Discussion.....	26	2.4 Treatment	68
4.1 Small green spaces	26	2.5 Sampling	70
4.2 Semi-centralized storage ponds	28	2.6 Data Analysis	70
4.3 Large urban water surface areas.....	29	3. Results.....	71
5. Literature	31	3.1 Buoyancy	71
II.		3.2 Living Phytomass.....	72
SCHWIMMENDE VEGETATIONSGESELLSCHAFTEN ALS GRUNDLAGE FÜR DIE ENTWICKLUNG SCHWIMMENDER INSELN	35	3.3 Reed Stalks.....	72
1. Einleitung	37	3.4 Total density of the reed gabions	72
2. Methode	37	3.5 Water	74
3. Hintergrund und Ursachen für das Aufschwimmen von Vegetationsgesellschaften	37	4. Discussion.....	76
3.1 Entstehung schwimmender Vegetationsgesellschaften.....	37	5. Conclusion	80
3.2 Eigenschaften schwimmender Vegetation ..	43	6. Literature	81
3.3 Die Bedeutung des anaeroben Abbaus für das Aufschwimmen der Vegetationsgesellschaften	45	Synthese.....	85
3.4 Exposition der Inseln im Wasser.....	48	1. Das Prinzip „Schilfrohrgabione“	85
		1.1 Verwendung auf großen Oberflächen-gewässern.....	87
		1.2 Verwendung auf Retentionsteichen	88
		1.3 Stadt- und Globalklima	90
		2. Literatur	91
		Anhang.....	93

ZUSAMMENFASSUNG

Die erhöhten Niederschlagsabflüsse in Städten sind ein Grund für ihre verminderte Abkühlung und den dadurch entstehenden städtischen Hitzeinseleffekt. Die verschiedenen Methoden, mit denen man Regenwasser dezentral zurückhält, reinigt und verzögert weiterleitet, wird unter dem Begriff „blau-grüne Infrastrukturen“ zusammengefasst. Bepflanzte Regenwasserretentionsteiche sind eine der wirkungsvollsten Maßnahmen zur Verbesserung des Stadtklimas. Zum einen steht für den langsamen Verdunstungsprozess stets ausreichend Wasser zur Verfügung. Zum anderen steigert die Transpiration der Pflanzen den Effekt der Verdunstungskühlung.

Auf der Wasseroberfläche schwimmende Pflanzenbestände sind ein neuer Baustein dieser Systeme. Im Gegensatz zu im Boden verwurzelten Pflanzen tolerieren schwimmende Pflanzenbestände höhere Wasserstandsschwankungen ohne Schaden zu nehmen. Einsatzmöglichkeiten bieten sich nicht nur auf kleinen Retentionsteichen, sondern auch auf größeren städtischen Stillgewässern. Deren Morphologie ist aufgrund vielfältiger Nutzungsansprüche stark überprägt. Eine natürliche Ufervegetation fehlt oft vollständig. Schwimmende Vegetationsbestände könnten durch Reinigung, Beschattung und als Habitatstrukturelement die Standortbedingungen der Gewässer verbessern. Bisher eingesetzte Konstruktionen haben sich besonders bei großflächiger Anwendung als wirtschaftlich sowie aufgrund des dauerhaften Eintrages künstlicher Materialien in die Gewässer auch als ökologisch ungeeignet erwiesen. Zudem konnten diese bisher noch nicht langfristig etabliert werden bzw. erfordern einen erheblichen Wartungsaufwand, weil ihr Auftrieb nicht dauerhaft gewährleistet ist. Daher sind alternative Bauweisen für künstliche schwimmende Pflanzenbestände notwendig.

Natürliche schwimmende Vegetationsgesellschaften treten als Schwingröhrich oder Schwingrasen in den Verlandungszonen von Stillgewässern auf. In frühen Entwicklungsstadien bestehen sie zum überwiegenden Teil aus den Wurzeln und Rhizomen der lebenden Pflanzen. Diese schwimmen, weil sie eine kleinere Dichte als Wasser besitzen. Absterbende Pflanzenteile werden innerhalb des Wurzel / Rhizomengeflechtes vertorft. Das während der Vertorfung entstehende Sumpfgas verfängt sich innerhalb des durchwachsenen Torfkörpers und trägt schließlich zum überwiegenden Teil zum Auftrieb bei. Aus den verschiedenen Entwicklungsstadien wurde eine Bauweise aus verrottbaren Materialien (Schilfrohgabione) und die zur Bepflanzung geeigneten Pflanzen abgeleitet.

In einem Freilandversuch wurden Prototypen der Bauweise hergestellt und mit Röhricharten und Seggen bepflanzt. Während die Schilfrohgabione langsam ihren Auftrieb verliert, entwickeln die eingesetzten Arten ihre unterirdischen Organe. Eine mit *Carex vesicaria* beplante Schilfrohgabione verlor ihren Auftrieb nach einem Jahr. Eine Variante mit *Phragmites australis* sowie eine Gesellschaft aus vier Arten (*Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* und *Carex lasiocarpa*) behielt dagegen ihre Schwimmfähigkeit bei. Die lebende unterirdische Phytomasse dieser Helophyten trägt mit bis zu 10 Prozent zum Gesamtauftrieb der Inseln bei. Der Hauptauftrieb wird durch das unter den anaeroben Bedingungen entstehende Sumpfgas erbracht. Somit leitet die beplante Schilfrohgabione eine selbstschwimmende Pflanzengesellschaft entsprechend den natürlichen Vorbildern ein, die sich ohne Einsatz von künstlichen Materialien dauerhaft auf dem Wasser erhalten kann. Daher erscheint die Bauweise eine geeignete Alternative für großflächige Anwendungen sowie eine standortgerechte Materialauswahl.

1. Abstract

Sustainable urban drainage systems influence urban climate due to retention and detention of surface water runoff and increasing cooling through evapotranspiration. Retention ponds are showing high potential for mitigating urban climate because they provide sufficient water for evaporation. Evaporative cooling can be increased by transpiration of the plant's leaves. Floating vegetation mats are a new tool for storm-water retention ponds. Unlike bottom rooted systems, floating vegetation mats provide high range of depth for flow attenuation. In addition floating vegetation can be used on natural and artificial urban surface waters that are characterized by a lack of hydromorphological elements such as riparian vegetation. Retrofitting modified water bodies with floating plant populations enables them to enhance their climatic functions, self-purification capacity, habitat attributes and shading of the water body. Commercially available floating island products available today are not suitable to meet these climatic, ecological and aesthetic tasks because of high costs due to the artificial materials such as plastic, foam or steel, and the ecological sensibility of wide-scale application is doubtful because of long term input of those materials in the aquatic ecosystem. Therefore, an alternative construction is required for widespread implementation of artificial floating vegetation mats and their identified ecosystem functions.

During the progressive sedimentation of lakes riparian vegetation can form floating mats. The first stages of those mats consist of densely intertwined roots and rhizomes of the mat building vegetation. The aerenchyma tissue in the plants of this layer has a lower density than water, and therefore floats, dead organic matter starts to accumulate as peat on the mats, leading to a growing floating body consisting of living roots and dead organic matter. Swamp gas (mostly composed of CH_4 , CO_2 and N_2) forms during

the anaerobic decomposition and is trapped between the densely intertwined roots and organic matter and provides the majority of the buoyancy of floating vegetation mats.

Based on this knowledge, a construction consisting exclusively of decomposable materials (reed gabion) and species selection is derived. For a mesocosm study a prototype of the reed gabion was fabricated and planted with the identified plant species. While the reed gabion slowly take up water and loses its buoyancy the natural auto buoyancy occurs due to the development of the living phytomass and swamp gas production. The variant planted with *Carex vesicaria* lost its buoyancy after one year. Variants from *Phragmites australis* and a mixture of four species (*Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Carex lasiocarpa*) kept up their buoyancy. In the second year only 10% of the buoyancy was provided by the living vegetation. The major part was provided by swamp gas developed under the anaerobic decomposition conditions in the water body. The reed gabion passes through early successional stages quickly and reaches a stable state faster than the natural counterparts (2 years vs 15 of years for natural mats). Based on these findings the construction seems to be appropriate for wide-scale application in order to enhance the climatic functions of urban surface waters while avoiding the use and input of artificial materials.

EINLEITUNG

1. Vegetation und Regenwasser

Ein Hauptgrund für den städtischen Hitzeinseleffekt ist die veränderte Wasserbilanz in Städten. Der Regenwasserabfluss ist durch die Oberflächenversiegelung im Vergleich zu unbebauten Gebieten deutlich erhöht. Das Wasser wird unmittelbar nach einem Regenereignis unterirdisch in Rohren und Kanälen abgeführt. Das rasch abgeführte Wasser bedingt einen veränderten Strahlungshaushalt, da es für die Verdunstung nicht mehr zur Verfügung steht. Die eintreffende Strahlung wird somit vermehrt in sensible Wärme umgewandelt und über künstliche Oberflächen in Beton oder Asphalt gespeichert. Während der Nacht geben diese Materialien die gespeicherte Wärme wieder ab, so dass es sich in Städten insbesondere nachts weniger abkühlt. Eine Steigerung der Verdunstungskomponente in der Wasserbilanz führt somit auch zu einer Steigerung des latenten Wärmestromes und damit gleichzeitig zu einer Reduzierung des sensiblen Wärmestromes (KUTTLER 1998; KUTTLER 2010).

Ein nachhaltiges Regenwassermanagement in Städten hält das Regenwasser dezentral zurück und leitet es zeitverzögert weiter. Diese Maßnahmen werden als sustainable urban drainage system (SUDS) beschrieben und bestehen aus einer Kaskade verschiedener, nacheinander geschalteter Maßnahmen (SUDS management train) (WOODS-BALLARD et al. 2007). Neben den positiven Auswirkungen auf das Stadtklima durch die Erhöhung der Verdunstung werden durch diese Maßnahmen die hydraulischen und stofflichen Belastungen der Oberflächengewässer reduziert. In Abhängigkeit der bestehenden Siedlungsstruktur werden verschiedene dezentrale bis semizentrale Maßnahmenkonzepte angewendet und

als „water sensitive urban design“ in den Bestand bzw. das Planungsgebiet integriert (HOYER et al. 2011). Der Stadtentwicklungsplan Klima unterscheidet für das Stadtgebiet von Berlin neben dem Handlungsfeld „Bioklima im Siedlungsraum“ daher auch die Handlungsfelder „Grün- und Freiflächen“ und das Handlungsfeld „Starkregen und Gewässerqualität“ (TU BERLIN 2010). Grundgedanke ist ein dezentraler Rückhalt und eine langsame, offene Weiterleitung des Regenwassers, um es dem im Vergleich zum Abfluss wesentlich langsameren Prozess der Verdunstung zur Verfügung zu stellen.

Die städtische Vegetation ist sowohl für das nachhaltige Regenwassermanagement als auch für das Stadtklima von zentraler Bedeutung. Die Pflanzen stellen durch ihre Transpiration ein Bindeglied zwischen dem im Boden gespeicherten Wasser und dem Wasser in der Atmosphäre dar. Während eines Niederschlagsereignisses verzögern die Pflanzen durch ihre Blätter das Auftreffen des Regens auf die Bodenoberfläche (Interzeption). In die bewachsenen Flächen kann das Wasser rascher einsickern, der Abfluss dieser Fläche ist reduziert (ATTWELL et al. 2005; BRUSE 2003; GILL et al. 2007; MATZARAKIS und STREILING 2004). Das im Boden gespeicherte Wasser wird während Trockenperioden wieder aus dem Boden aufgenommen und über die Transpiration in die Atmosphäre abgegeben. Auf diese Weise trägt die Vegetation auf der einen Seite dazu bei, den in Städten unterbrochenen Wasserkreislauf zu schließen (GEIGER et al. 2009). Auf der anderen Seite ist die Vegetation aber auch direkt von den Folgen eines Wassermangels betroffen. Eine Rasenfläche kann während einer langen Trockenperiode ihre kühlende Funktion vollständig verlieren, so dass die Fläche, wenn das Gras vertrocknet ist und seine Verdunstung ausbleibt, selber zu einer Wärmequelle wird (KUTTLER 1998). Vegetation ist somit zentraler Bestandteil des Regenwassermanagements und trägt

zu einer Verzögerung des Abflusses, aber besonders zu einem Austrag des Wassers in die Atmosphäre bei (Verdunstung).

1.1 Schwimmende Pflanzenbestände

Schwimmende Pflanzenbestände sind technische Konstruktionen mit denen Vegetation nach dem Vorbild hydroponischer Systeme schwimmend ohne Substrat auf Oberflächengewässern installiert wird. Sie werden als „Schwimminsel“, „floating island“ oder „floating treatment wetland“ bezeichnet. Die schwimmenden Konstruktionen bestehen aus Materialien wie Kunststoffen, Metallen oder Hartschaum aus denen eine Rahmenkonstruktion hergestellt wird. In diese wird eine Netzstruktur eingehängt, die die zukünftige Vegetation trägt. Der Rahmen gewährleistet neben der Stabilität auch den Auftrieb der Konstruktion. Einige Hersteller verzichten auf den Rahmen und verwenden stattdessen Pflanzenträgermatten, in die Auftriebs Elemente fest integriert sind. Neuere Anfertigungen sind speziell für die Herstellung organischer Formen zur Gewässergestaltung entwickelt. Diese Konstruktionen werden vorgefertigt geliefert, an Ort und Stelle auf das Gewässer gesetzt und anschließend bepflanzt. Für die Bepflanzung werden verschiedene Sumpf- und Wasserpflanzen verwendet. Neben Röhrichtarten kommen auch zahlreiche Seggen zum Einsatz. Die Vegetation wird meistens auf Kokosmatten über eine Vegetationsperiode vorkultiviert. Dieser Pflanzenteppich kann anschließend auf die schwimmende Konstruktion gelegt und befestigt werden. Durch die frei unter der Konstruktion hängenden Wurzeln bieten die Systeme eine hohe Aufwuchsoberfläche für wasserreinigende Mikroorganismen. Das unter der Konstruktion hindurch strömende Wasser wird durch diese, analog wie in den beplanten Bodenfiltern, gereinigt, so dass die schwimmenden Konstruktionen auch als Ergänzung oder sogar Alternative zu den bisher verwendeten, beplanten Bodenfiltern angesehen werden (HEADLEY und TANNER 2012). Weil sich

während der Durchströmung die Fließgeschwindigkeit reduziert, sinken suspendierte Schwebstoffe auf den Grund. Zahlreiche daran gebundene Stoffe (Metalle), werden dem Wasser dadurch ebenfalls entzogen. Einen umfangreichen Review zu diesen technischen Systemen und deren Funktionen zur Wasserreinigung findet sich bei HEADLEY und TANNER (2006). Sie untersuchen die Verwendung schwimmender Systeme auf Regenwasserretentionsteichen, da diese hohe Wasserspiegelschwankungen durch Starkregeneignisse und lang anhaltenden Trockenperioden ausgesetzt sind. Eine auf der Wasseroberfläche schwimmende Vegetation wäre unabhängig des Wasserstandes stets optimal mit Wasser versorgt und müsste im Gegensatz zu im Boden wachsenden Pflanzen keine extremen Wechsel zwischen Überflutung und Trockenheit tolerieren (HEADLEY und TANNER 2006; HEADLEY und TANNER 2012; TANNER und HEADLEY 2011). Im Hinblick auf die Wasserreinigung sind diese „floating treatment wetlands“ das wichtigste zukünftige Forschungsfeld (KADLEC 2012).

Wegen der Fragestellungen hinsichtlich der Reinigungsleistung wurden die meisten schwimmenden Pflanzenbestände für einen Untersuchungszeitraum von 2-3 Jahren hergestellt, so dass bisher noch keine gesicherten Informationen über die langfristige Entwicklung außerhalb dieser wissenschaftlich betreuten, mesokosmischen Anlagen bekannt sind (HEADLEY und TANNER 2012). Für flächige Verwendung auf größeren städtischen und natürlichen Gewässern spielen neben der Wasserretentions- und Reinigungsfunktion auch die langfristige Entwicklung sowie das Erholungs-, Gestaltungs- und Habitatpotenzial eine wichtige Rolle (KERR-UPAL et al. 2000). Ganzheitliche Planungsansätze für städtische Freiräume integrieren das Regen, Brauch- und Abwassermanagement funktional und gestalterisch in das Gesamtkonzept und versuchen möglichst viele dieser Potenziale durch Synergieeffekte auszuschöpfen (GEIGER et al. 2009). Für Habitatstrukturen auf natürlichen Gewässern

sind großflächige Installationen erforderlich, um eine Wirkung zu erzielen. Diese mit den technischen Konstruktionen zu realisieren ist zum einen wegen der hohen Materialkosten (HAMMOND et al. 2008) als auch wegen des damit verbundenen Eintrages von Kunststoffen in Gewässern unrealistisch und fragwürdig.

Natürliche schwimmende Vegetationsgesellschaften treten bei der Verlandung von Stillgewässern auf. Diese Schwingrasen oder Schwinggröhrichte bestehen ausschließlich aus den lebenden und abgestorbenen Pflanzenteilen der Arten, die diese gebildet haben und auf ihnen wachsen. Sie erhalten ihren natürlichen Eigenauftrieb durch die innerhalb der unterirdischen Pflanzenorgane enthaltene Luft und der sich innerhalb des bewachsenen Torfkörpers bildenden Sumpfgase. Diese Auftriebsursachen auf technische Konstruktionen und schwimmende Pflanzenbestände zu übertragen ist bisher noch nicht weitergehend untersucht worden (HEADLEY und TANNER 2012), weil sich die natürlichen Sukzessionsprozesse als auch die Vegetation langsam entwickeln und die natürlichen Auftriebsursachen schwer steuerbar wären. HEADLEY und TANNER (2012) schließen nicht aus, dass sich die technischen Konstruktionen mittelfristig nach den natürlichen Vorbildern weiter entwickeln und irgendwann wie diese auf dem Wasser schwimmen. Für diesen Fall wäre dann aber anzunehmen, dass die technischen Konstruktionsmaterialien mit der Vegetation verwachsen sind und sich nicht mehr von dieser trennen lassen.

Eine schwimmende Konstruktion aus der sich mittel- bis langfristig eine schwimmende Vegetationsgesellschaft nach natürlichem Vorbild entwickeln soll, müsste somit ausschließlich aus organischen und verrottbaren Materialien bestehen und gleichzeitig die natürlichen Auftriebsprozesse direkt initiieren. Dieses Vorgehen würde den dauerhaften und flächigen Eintrag von Kunststoffen auf Gewässer vermeiden.

1.2 Zielstellung der Arbeit

Mit der Arbeit soll eine schwimmende Pflanzengesellschaft nach natürlichem Vorbild entwickelt werden. Dazu werden die Potenziale und mögliche Einsatzgebiete im städtischen Regenwassermanagement sowie die Schwingrasen und Schwingröhrliche als natürliche Vorbilder systematisiert. Die daraus abgeleiteten Überlegungen zur Entwicklung einer schwimmenden Pflanzengesellschaft werden in einem Freilandversuch überprüft, um die Einsatzmöglichkeiten abschätzen zu können.

Die Arbeit leitet sich aus den nachfolgenden übergeordneten Fragestellungen ab, die in den drei zur Veröffentlichung eingereichten Manuskripten behandelt werden.

Manuskript 1

Welche Potenziale besitzen schwimmende Vegetationssysteme für den Einsatz im städtischen Regenwassermanagement und zur Verbesserung des Stadtklimas?

Manuskript 2

Wie entstehen schwimmende Vegetationsgesellschaften in der Natur und welche Faktoren und Prozesse tragen zur Entstehung und zur Erhaltung schwimmender Vegetationsgesellschaften bei? Welche Konsequenzen hat dies für den Bau künstlicher schwimmender Inseln?

Manuskript 3

Lassen sich mit der Bauweise „Schilfrohrgabione“ schwimmende Inseln nach dem natürlichen Vorbild initiieren? Wie entwickelt sich der Auftrieb der Schilfrohrgabione und welche Rolle spielt die Vegetation für den Auftrieb?

2. Literatur

- Attwell, K., Beer, A., Bendl, J., Bjornberg, K., Buizer, M., J. M. Chapa, 2005. Green structure and urban planning. COST Action C11. Final report. 440
- Bruse, M., 2003. Stadtgrün und Stadtklima. LÖBF-Mitteilungen Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW 1:66-70
- Geiger, W.F., Dreiseitl, H., Stemplewski, J., 2009. Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. München. 256
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S., 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. Built Environment 33:115-133
- Hammond, M., Ellis, P., Leake, C., 2008. Floating Wetlands: Assessment of Viability as a Method for the Restoration of Wet Mineral Workings. Minerals Industry Sustainable Technology Programme Minerals Industry Research Organisation. 286
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. NIWA National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. 100
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2012. Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 42:2261-2310
- Hoyer, J., Dickhaut, W., Kronawitter, L., Weber, B., 2011. Water Sensitive Urban Design. Principles and Inspiration for Sustainable Stormwater Management in the City of the Future. Berlin. 144
- Kadlec, R., 2012. Interview by Frank van Dien. Newsletter No 41, November 2012 IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control
- Kerr-Upal, M., Seasons, M., Mulamootil, G., 2000. Retrofitting a stormwater management facility with a wetland component. Journal of Environmental Science and Health A35:1289-1307
- Kuttler, W., 1998. Stadtklima. In: Sukopp, H., Wittig, R., eds. Stadtökologie 2. Stuttgart. 474
- Kuttler, W., 2010. Urbanes Klima. Teil 2. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Umweltmeteorologie 70:378-382
- Matzarakis, A., Streiling, S., 2004. Stadtklimatische Eigenschaften von Bäumen. Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft : air quality control 64:307-310
- Tanner, C.C., Headley, T.R., 2011. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. Ecological Engineering 37:474-486
- TU Berlin, Fachgebiet Landschaftsplanung und Landschaftsentwicklung, 2010. Fachgutachten zum Stadtentwicklungsplan (StEP) Klima Berlin. Bearbeiter: Stefan Heiland (Projektleitung), Christian Wilke, Katrin Rittel, Carl Herwarth v. Bittenfeld, Brigitte Holz, Andreas Neisen, Kerstin Thurau in Zusammenarbeit mit GEO-NET Umweltconsulting GmbH (Peter Trute, Dirk Herrmann). Berlin. 180
- Woods-Ballard, B., Kellagher, R., P.Martin, Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P., 2007. The SUDS Manual. London.

FLOATING VEGETATION FOR STORMWATER MANAGEMENT AND CLIMATE MODERATION. A STATUS ASSESSMENT.

Abstract

Content

1. Introduction	20
2. Literature Review	21
3. Urban green cover enhancement by floating vegetation	21
3.1 Leaf area – Vegetation cover	21
3.2 Vegetated surface water	24
4. Discussion	26
4.1 Small green spaces	26
4.2 Semi-centralized storage ponds	28
4.3 Large urban water surface areas	29
5. Literature	31

Urban green infrastructure influences urban climate, particularly by lowering the air temperature through vegetation transpiration and decreasing surface temperature by shading surface areas. Additionally, stormwater runoff is delayed and reduced as a result of interception and evapotranspiration. Water sensitive urban design means enhancing existing urban green infrastructure to manage runoff volumes and ensure adequate water supply. Floating vegetation mats are a new tool for use in stormwater retention ponds. Unlike bottom rooted systems, floating vegetation mats provide high depth range for flow attenuation because the floating vegetation is independent from the water level. This means that stored water in the ponds can be used for irrigation and water supply for the surrounding vegetation during dry periods. Floating vegetation mats show high potential as a valuable stormwater management technique through evapotranspiration of the vegetation and the open water body. To investigate the effectiveness of floating islands in more detail, the climate impact of applying floating vegetation mats was examined using different surface water management approaches in an existing surface water body. It was found that floating vegetation mats are effective for moderating climate impacts, however further investigation is needed to identify the optimal proportion of alternating open water and vegetated water surface area, as well as to determine the appropriate structure and vegetation community for long term operation.

1. Introduction

Urban green infrastructure is increasingly important in a changing climate and for reducing the impact of the urban heat island effect (UHI) by shading, evaporative cooling, rainwater interception, storage and infiltration (ATTWELL et al. 2005; BRUSE 2003; GILL et al. 2007; MATZARAKIS and STREILING 2004). Climate change scenarios predict rising temperatures and less precipitation in the summer during the vegetation growing season. Extreme weather events such as intense rain or drought will become more frequent (TU BERLIN 2010). Thus urban green infrastructure is doubly affected. On the one hand, ecosystem services for climate moderation provided by urban green space are becoming more important, and on the other hand, green infrastructure is increasingly stressed by urban climate change and threatened by too little precipitation. These essential ecosystem services may become reduced or may fail if vegetation surface area is decreased or growth becomes less vigorous (TU BERLIN 2010).

Climate change scenarios showed that adding ten percent green cover to urban areas will keep surface temperature at or below today's average temperature even in the high emission scenarios when global temperatures are increasing (GILL et al. 2007).

An adequate water supply to ensure vegetation survives and functions for climate moderation is the most limiting factor (KUTTLER 1998; NOWAK et al. 2004; TU BERLIN 2010). High runoff from sealed surfaces and discharge in pipes, means that less water infiltrates into the ground and less water is less available for plants and their provided ecosystem services. Vegetated stormwater ponds prevent the rapid runoff of stormwater and keep it available for slower processes of evapotranspiration and percolation (HARLASS 2008; KUTTLER 1998). Thus vegetated, decentralized urban drainage systems are suitable for mitigating impairing effects of stormwater runoff and helping to recover a natural water balance and provide water supply for green infrastructure in built-up areas. Most common drainage systems are swales, rain gardens, wetlands and ponds (GEIGER et al. 2009; TU BERLIN 2010).

Floating vegetation mats are a new tool for retention ponds providing both stormwater attenuation and treatment (Figure 1). They consist of an artificial floating structure which enables wetland vegetation to be grown with their roots in the water, without soil, comparable to hydroponic systems. A wide range of materials such as PE, PP, metals or synthetic foam are used for setting up the construction which provides buoyancy and durability. A permeable material or mesh structure is used to establish the vegetation

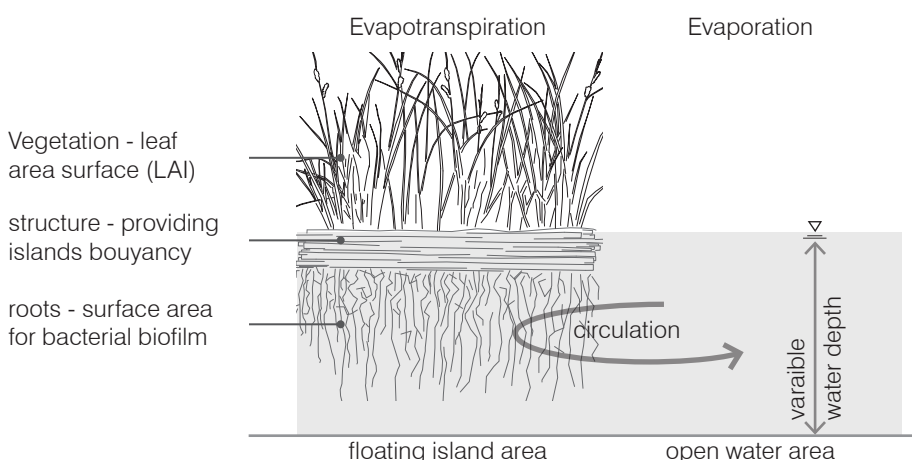


Figure 1.
Design and functioning of floating vegetation.

such as reed and *Carex* species. The main use is for water treatment purposes because the roots provide high surface area for attached biofilms. Floating vegetation mats have potential to moderate urban climate through two factors: the addition of green cover and the retention of water for evapotranspiration and percolation, to re-establish a water cycle balance (GEIGER et al. 2009). Prior to this study there was no current research available on the subject of floating vegetation mats for urban climate moderation. To achieve the optimal use of floating vegetation mats in urban stormwater management practices the supporting and limiting conditions on these structures should be identified.

2. Literature Review

A literature review was conducted on the role of urban green infrastructure, water sensitive urban design, urban climate and floating treatment wetlands. To date, floating vegetation has been studied mainly for water purification, therefore no literature was available about the potential for affecting urban climate. To predict the potential of floating vegetation for stormwater management and urban climate moderation, the impact of floating macrophytes was examined by using the data of riverine vegetation. The use of floating islands on three different sites situated in the catchment area of Berlin is discussed to achieve the potentials and remarks on investigation requirements of this young technique.

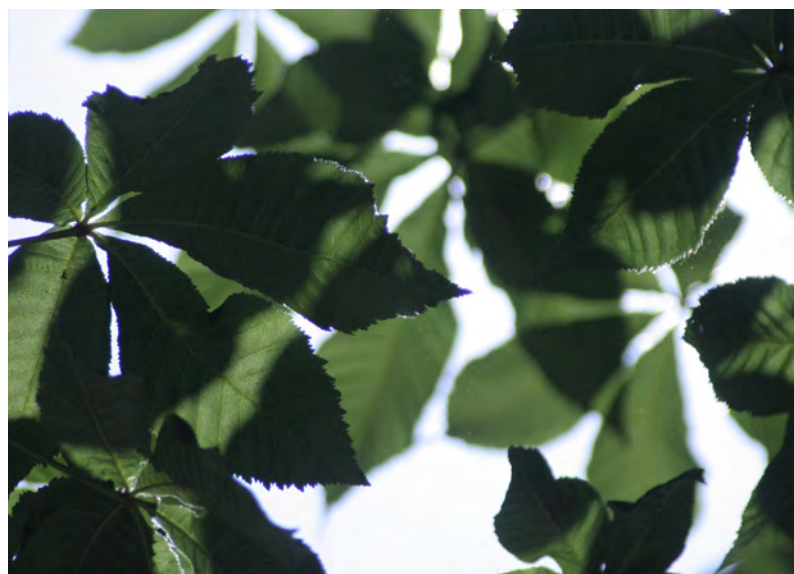
Figure 2.

Leaf Area Index (LAI) is defined as the one sided green leaf area per unit ground area and is used in microclimate models to simulate the surface-plant-air interactions.

3. Urban green cover enhancement by floating vegetation

3.1 Leaf area – Vegetation cover

Canopy cover of green infrastructure can be described with the leaf area index (LAI). LAI is generally defined as the quotient of one sided green leaf area divided by the ground area covered by the vegetation canopy (Figure 2). LAI is used as a basic parameter in microscale models (BONGARDT 2006). Urban green infrastructure has high potential for reducing the impacts of urban climate. The foliage absorbs most of the incident radiation and thus prevents the energy from being stored in the surface. In this manner the latent heat flux increases at the expense of sensible heat flux (KUTTLER 1998; KUTTLER 2010). Grasslands have already shown the characteristic of a more favorable radiation and water balance compared to built-up areas. This effect is enhanced by shrubs and trees (KUTTLER 2010) (Figure 3). The LAI is directly associated with the surface temperature. The increase of one unit LAI will decrease surface temperature by 1.2° Celsius (HARDIN and JENSEN 2007). Comparing the vegetation coverage of different urban structure types, those with higher proportion of vegetation show a lower surface



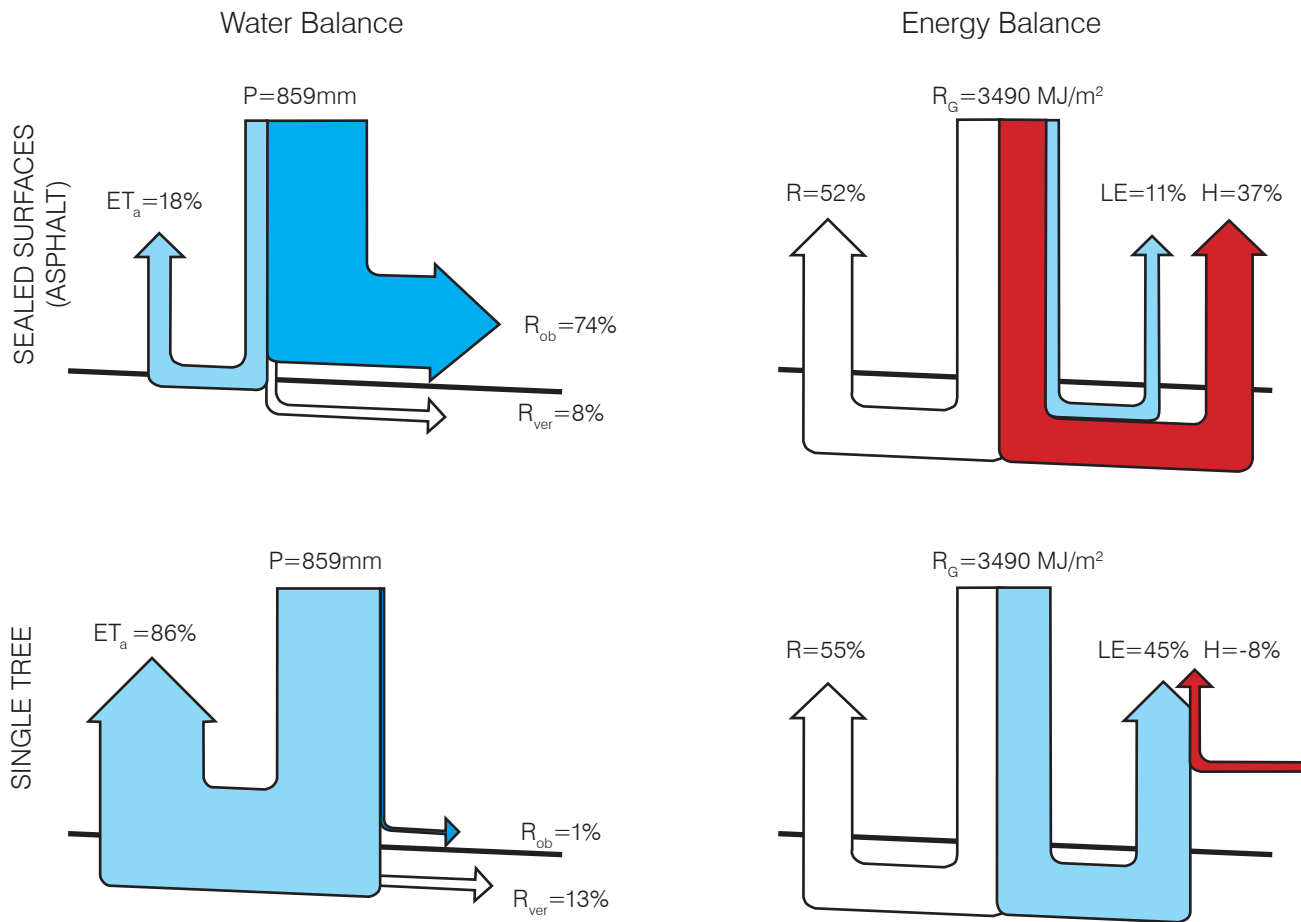


Figure 3.

Comparison of the water and energy balance of sealed surfaces and single trees: while 74 per cent of the rainwater runs off the sealed surfaces, 37 per cent of the incoming radiation is converted into sensible heat. A single tree evaporates up to 86 per cent of the rainwater and thus converts up to 53 per cent of the incoming radiation into latent heat. (P: annual rainfall; ET_a : actual evaporation; R_{ob} : run off; R_{ver} : percolation; R_G : global radiation; R: reflection; LE: latent heat flux; H: sensible heat flux) (modified according to HARLASS 2008)

temperature (KUTTLER 2010). If the vegetation cover of an urban structure type decreases below 40 percent, surface temperatures significantly rise (PAULEIT 2010).

Until urban trees reach their climax, or final shape, a long growth period is necessary – “trees take time” (Jason Grabosky. Personal communication 30.05.2011). Long-term tree development is also accompanied by high tree mortality in urban areas, and therefore there is a high risk of the ecosystem services failing. The life span of urban trees is about 10-15 years (NOWAK et al. 2004). The establishment

period following planting is most crucial to its survival (LU et al. 2010). The life span of urban trees is reduced by 50 per cent compared to their potential natural life span (BALDER et al. 1997). Other research has discovered an additional reduced life span of 25 per cent caused by traffic, poor site conditions, pests and diseases (Roloff 2010). Management practices such as tree irrigation, fertilizing, protection, selection of quality trees are needed to reduce the establishment-related losses, and when implemented tends to result in doubling the life span from 15 to 33 years (NOWAK et al. 2004). Many of today's newly planted

Figure 4.

Young street trees are most affected by urban design factors such as drought stress. Management practices such as tree irrigation are needed during the establishment period of young street trees which is most crucial to its survival.

trees will not reach the age of today's old trees because of the reduced life expectancy (RoLOFF 2010) and the net benefits of future urban trees might be reduced, while the necessity of those benefits is already required today in dense urban areas affected by the UHI (TU BERLIN 2010) (Figure 4). Preserving or enhancing existing areas, and developing new areas of green space is an important strategy for climate moderation and mitigating the impacts of the UHI (GILL et al. 2007). Adding ten percent more green cover will keep surface temperatures at or below today's average temperature even when global temperature scenarios predict rising temperatures (GILL et al. 2007).

Floating vegetation mats consisting of macrophytes (Figure 5) develop a high leaf area in a short time. Leaf area index of wetlands in general reaches values up to $4\text{--}7\text{ m}^2\text{ m}^{-2}$ (FRAHM 2007; LARCHER 2001) depending on the vegetation, while the leaf area of street trees is about $2\text{--}4\text{ m}^2\text{ m}^{-2}$ (TROWBRIDGE and BASSUK 2004). Thus, one square meter of reeds provides the 1.5-2-fold higher surface area than the street trees. The total amount of the leaf surface area is the most important factor for determining water loss of vegetation. Physiological characteristics to reduce transpiration "are overshadowed by the consideration of the sheer number of leaves." (TROWBRIDGE and BASSUK 2004). The difference between the leaf area surfaces is even more apparent when considering the time it takes to achieve development. The leaf area of the treatment wetland develops during one growing period, while the leaf area of street trees develops over decades. Therefore, the vegetation of the treatment wetland produces high leaf areas annually, reaching its maximum during summer when the UHI is most marked.



Figure 5.

Floating vegetation mats are installed along the shoreline of channels in Amsterdam/ The Netherlands for amenity purposes (Foto: Jan H. de Jager, Nautilus Eco-Civiel b.v.)



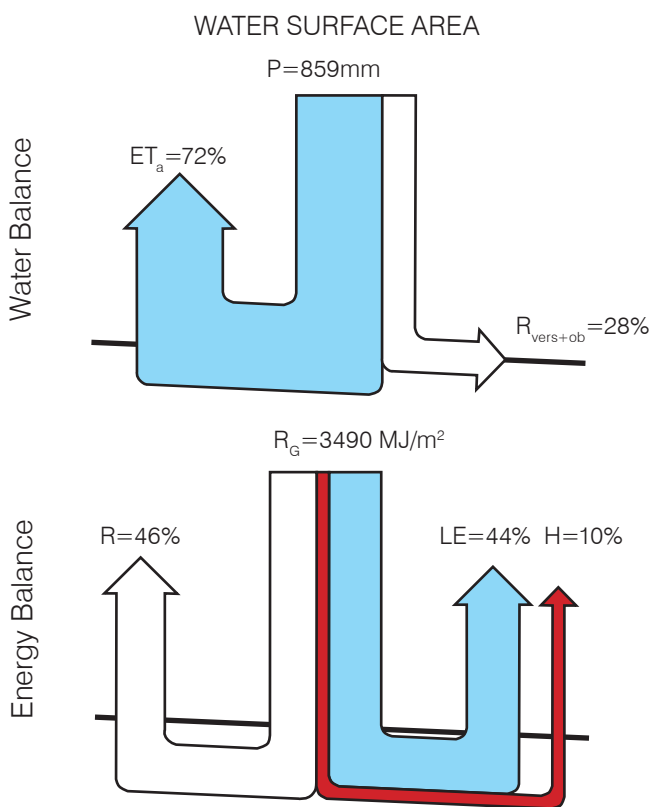


Figure 6.

Annual water and energy balance for open water surfaces. Evaporation is only limited by solar radiation and wind action, and can be increased due to the oasis effect, therefore, high annual evapotranspiration rates can be expected. (abbreviations see Figure 3; modified according to HARLASS 2008).

3.2 Vegetated surface water

Open water bodies are most suitable for evaporation in urban areas, because the highest proportion of solar energy can be used for evapotranspiration. The energy can also be obtained from adjacent areas by introducing dry air from the environment and constantly maintaining the saturation deficit (oasis effect) (HARLASS 2008; KUTTLER 1998). This increased evaporation of vegetated decentralized stormwater management facilities enhances the water balance in urban areas (SENSTADT 2009), thus mitigating the effects of UHI (SENSTADT 2010). Evapotranspiration over open water bodies is about 4 mm d^{-1} (WERNER 1987). This quantity of water is equivalent to the energy of 980 J cm^{-2} , which is converted into latent heat and no longer available to the sensitive heat flow (KUTTLER 1998) (Figure 6). Sustainable urban drainage systems (SUDS) can be subdivided into vegetated and non vegetated systems. Vegetation incorporating systems provide additional benefits regarding hydrology such as interception, infiltration, water uptake, shading and evaporative cooling (BARTENS 2009) (Figure 7). Water surface areas with dimensions of 10-50 meters in width and length (BAUMGARTNER and LIEBSCHER 1996) or with $200\text{-}300 \text{ m}^2$ (HARLASS 2008) of surface area are characterized by a pronounced oasis effect.



The aim of a “natural water balance” (GEIGER et al. 2009) for recently developed and sewer connected built-up areas is linked to very high costs (SIEKER et al. 2008). The return to a balanced water cycle is questioned because hard surfaces cannot be unsealed because they are necessary for urban functions (HARLASS 2008; KAISER 2004). In order to achieve a

Figure 7.

Vegetated surface waters provide opportunities for increasing evapotranspiration due to the large evaporative surface area of the plants leaves.

water balance the city urban climate development plan shows areas of Berlin that must be unsealed, in order to minimize the runoff from the city area (TU BERLIN 2010). Nevertheless, through the decoupling of catchment areas, costs can be reduced during redevelopment, which in turn are used for the realization of sustainable stormwater management measures in existing built-up areas (BECKER and WESSELS 2007; GEIGER et al. 2009; TU BERLIN 2010).

The high potential for evaporation can be increased by the use of macrophytes on the floating vegetation mats (HARLASS 2008; VIETINGHOFF 2000). They are known to have a high water demand (BEHRENDT et al. 2000; MÜLLER et al. 2005; RODEWALD-RUDESCU 1974). The structure of the stomata is less differentiated in comparison to terrestrial plants, and depending on species, their closure is incomplete or they remain open even at night (GESSNER 1956). Reed beds evapotranspire about 150 percent of the annual rainfall, while grassland evapotranspire only 62 percent (LARCHER 2001). Annual evapotranspiration ranges from 1 300 to 1 600 mm, daily evaporation ranges from 5.9 to 9.4 mm (BEHRENDT et al. 2001; BEHRENDT et al. 2000; DARNHOFFER 1973; FRAHM 2007; KIENDL 1952;

LARCHER 2001; LERCH 1991; TUSCHL 1967). Under the condition of the oasis effect an increase of 15 percent or 2 000 mm a⁻¹, or 20 mm d⁻¹ was obtained (BEHRENDT et al. 2001; BEHRENDT et al. 2000; FRAHM 2007).

Comparing floating vegetation with bottom rooted vegetation by using these evapo-transpiration rates for an assumed drought period of 30 days it is expected to show the following results. The plant's evapotranspiration (20 mm d⁻¹) will cause a water level fluctuation of 60 centimeters. The floating vegetation mats will function to a maximum level of 50 centimeters of fluctuation (decrease in water level) to avoid the roots growing into the sediment (HEADLEY and TANNER 2006). The bottom rooted vegetation at the pond's shoreline will reach the maximum water level fluctuation of -15 centimeters (WOODS-BALLARD et al. 2007) in about 7 days, thus suffering from drought stress for 23 days. Evaporation from the open water area is less (4 mm d⁻¹ = ~12 mm), so the difference of 48 mm to 60 centimeter can be used for irrigation adjacent vegetation during the drought period (Figure 8).

Based on these figures, a pond size of 300 m², with the oasis effect and 50 percent covered with

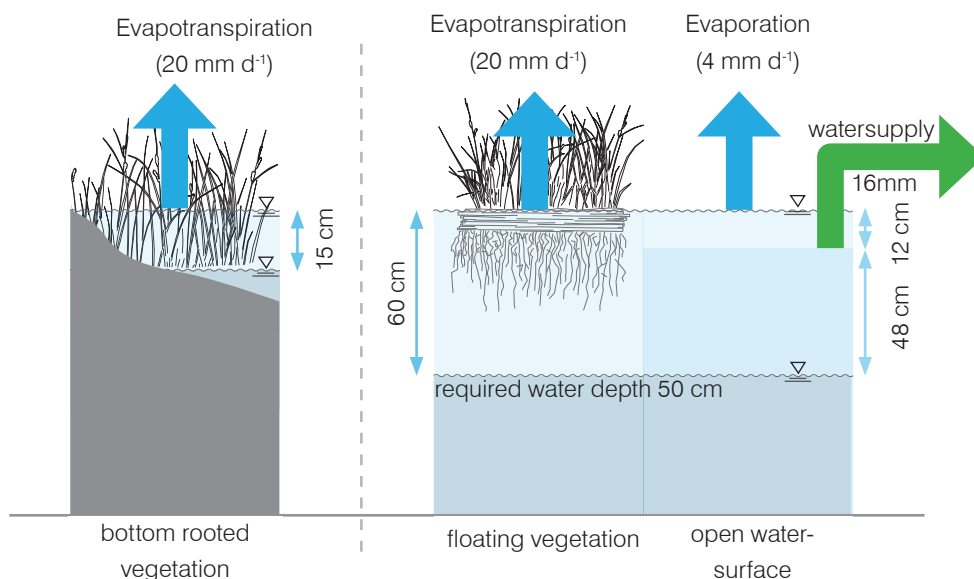


Figure 8.

Water level fluctuation during a 30 day drought period due to evapotranspiration of bottom rooted aquatic vegetation along the shoreline and floating vegetation of a retention pond.

floating vegetation, would provide sufficient evapotranspiration by the floating vegetation and irrigation for about 60 street trees during a 30 day drought period with a demand of 120 millimeter per month. Irrigation leads to a longer life span (NOWAK et al. 2004) and reduces physiological adaption due to drought stress, i.e. smaller leaves and leaf area to reduce water loss by transpiration (KEHR and RUST 2007). Irrigating existing vegetation is regarded as an important management technique for Berlin's green infrastructure. The urban climate development plan concludes, that most of the urban street trees in Berlin have to receive their water from rainwater, because they are not in contact with the groundwater table (TU BERLIN 2010).

Floating vegetation mats thus combine the high evaporation potential of the marsh communities with a high tolerance to the fluctuating precipitation and runoff in urban areas. They can reduce the impact of extreme events by runoff attenuation and retention, while allowing a continuous water supply to the existing green spaces.

4. Discussion

4.1 Small green spaces

Small green spaces with an area of about 1 hectare provide significant climatic functions for urban areas (KONIJNENDIJK et al. 2005; KUTTLER 1998; SCHERER 2007; VON STÜLPNAGEL et al. 1990) (Figure 9). These green spaces, in general, have a high climatic impact on adjacent areas (BONGARDT 2006; SCHERER 2007). Although they have a smaller distance effect, they are distributed in a network over the entire city and can thereby contribute to nighttime cooling. In contrast, large areas of green space have a larger distance effect (VON STÜLPNAGEL et al. 1990) with which they work on mitigating the adjacent urban area cover, but cannot cover the entire city area. The urban climate scenarios predict prolonged periods of drought and increased extreme precipitation events, so that drought damage in summer and loss of vegetation of small urban green spaces could increase, and their high importance to urban climate may become lost (GILL et al. 2007; KUTTLER 1998). Therefore, the urban climate development plan proposes a decentralized stormwater management to supply the existing vegetation of small urban green spaces with sufficient water (TU BERLIN 2010). Retrofitting an existing urban green space with a stormwater retention pond is cost- and space-intensive (SIEKER et al. 2008), but a pond size of 300 m² is sufficient for a catchment area of sealed surfaces of 3 000-4 000 m² from a park of 1 hectare and its surrounding area. (GEIGER et al. 2009; WOODS-BALLARD et al. 2007). Due to the higher water level variation of 60 centimeters, the retention area would be utilized more effectively, and the stored water could be used to supply irrigation to 60 street trees during dry periods. Urban parks with an area of about 1 hectare like the Theodor Wolf Park were developed using 50-60 street trees, so their existing vegetation could be adequately supplied by retrofitting a stormwater pond. Thus, in principle, decentralized,

vegetated stormwater management practices including floating vegetation appear to be an effective instrument for sustaining small urban green spaces and their urban climate services from the vegetation.

High levels of dissolved nutrients and suspended solids are expected to enter the pond in the stormwater. The pollutant concentrations of stormwater for Berlin are given as unified values regardless of their origin ($\leq 1.5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4$, $\leq 1.7 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3$ and $\leq 1.2 \text{ mg l}^{-1} \text{ TP}$). These values are in the upper ranges of the stress measurements, in comparison with literature data (SENSTADT 2001). A sequence of a pre-treatment wetland followed by a stormwater retention pond is particularly suitable for polluted runoff (GEIGER et al. 2009). Floating islands provide a living surface area of up to 10 m^2 for micro-organisms that are responsible for treatment processes by the plant's roots hanging beneath the floating mat (HEADLEY and TANNER 2006; TANNER and HEADLEY 2011). Similar to subsurface flow treatment wetlands, they enhance wetland performance through removal of nutrients, metals and organic matter (SMITH and KALIN 2000; TANNER and HEADLEY 2011) however there is less data available concerning urban stormwater (HEADLEY and TANNER 2012). High water level changes in small

retention ponds followed by a gush of water may stress the vegetation causing strong oxygen consuming processes shortly after an event (SENSTADT 2001). HEADLEY and TANNER (2006) therefore assume that the roots hanging beneath the mat may have a lower tolerance limit to pollutant concentration. In order to avoid stress for the vegetation, they suggest different floating wetland/ pond configurations with alternating series of open water and vegetated water surface areas. The release of anoxic water from the retention pond for irrigation is an unacceptable risk. Therefore, tolerance of the vegetation and expected nutrient loads must be examined more closely, in order to maximize the potential for high urban climatic function of these small ponds.

Figure 9.

Theodor Wolff Park after technical completion and plantation of the trees, 1989 (Foto: Office Regina Poly). With a size of nearly 1 ha the park is taking over a significant climatic function in the built up environment. In summer, drought stress leads to a lost of this function because the lawn dies off.



4.2 Semi-centralized storage ponds

Semi-centralized stormwater storage ponds are connected to a larger catchment area and therefore use pre-treatment wetlands for water purification like those for the urban runoff at the Potsdamer Platz (Figure 10). They are part of a complex stormwater retention concept, which was designed and implemented as part of the redevelopment of the district at the Potsdamer Platz. The roof runoff of an entire area of 4.3 hectares is treated and used as process water for the buildings. The water features are the final retention step before a throttled transfer into the Landwehrkanal. Water surface area of all waters is about 12 287 m², while the main water has about 8 390 m² (DREISEITL 1996a). The water level is supposed to stay constant due to the circulation of the water and continuous replenishment from the below ground tanks (DREISEITL 1996b). Floating vegetation would increase the evapotranspiration potential of the water area (calculated with 829 mm a⁻¹ (DREISEITL 1996b)) due to the increased leaf area (up to 1 800-2 000 mm a⁻¹) and thus increase mitigation of the climate of the adjacent build-up area (HARLASS 2008; KUTTLER 1998). However, with increased evapotranspiration there may remain less water for irrigation and the use of process

water. Nevertheless floating vegetation covering the surface water area prevents summer warming of the water column and reduces light penetration and therefore minimize the growth of algae (HEADLEY and TANNER 2006; WETZEL 2001). Dense floating mats of free floating macrophytes such as *Lemna* ssp. lead to a similar effect and are used in waste water treatment ponds for the same purpose (BRIX 1993). Thus, integration of floating islands could decrease maintenance costs.

Water treatment of the Potsdamer Platz using a subsurface flow wetland improves water quality. Test results of water quality come out with a nitrate content of 0.029 mg l⁻¹ and a total phosphorus content of 0.013 mg l⁻¹ (SCHMIDT and HAUBER 2005). These concentrations are similar to the water of poor fens or bogs and permit the use of floating mat forming communities like *Carex lasiocarpa*, *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* and *Calla palustris* and offer new design opportunities for stormwater management facilities. Floating vegetation would increase the function of water bodies for climate mitigation in urban areas and offer benefits by shading parts of the water surface area.



Figure 10.

The urban waters at the Potsdamer Platz are a semi-centralized stormwater storage system with subsurface flow wetlands for water purification. Deviations of a maximum of 30 cm of the water level can be tolerated, higher deviations should be avoided to ensure water supply for the bottom rooted vegetation.

4.3 Large urban water surface areas

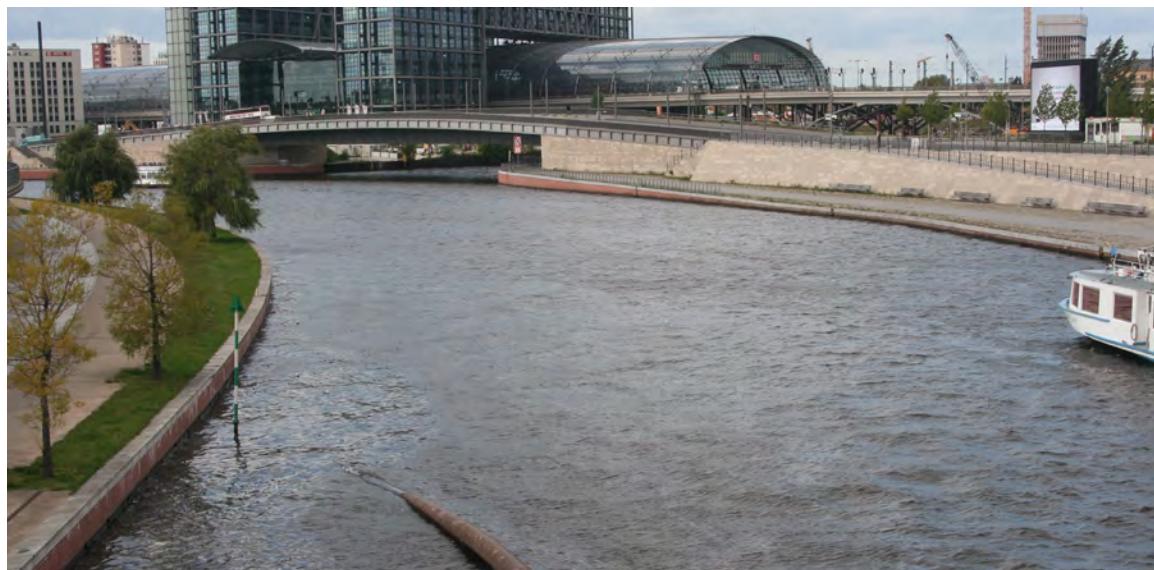
Larger water surface areas and rivers have a high boundary effect through the riparian vegetation and work as air guiding paths which conduct the exchange of air in cities (KUTTLER 1998). The boundary effect is caused by the high transpiration of riparian vegetation and leads to a higher humidity of 40 percent in comparison to over the water surface (KUTTLER 1998; WILLER 1949). The influence of increased evapotranspiration depends on the surrounding build-up area. As parallel build-up structures reduce the impact, air flow through streets at right angles to the water could increase humidity up to 5 percent even in a distance of 300 meters (KUTTLER 1998; KUTTLER 2010). Development of floating vegetation mats at the shoreline of urban water areas such as the river Spree offers the opportunity for new green cover areas and considerable evaporation surface by the plant's leaves and increasing boundary effects. Parts of the River Spree (Figure 11) are already considered as large-scale ventilation areas (SENSTADT 2011). One percent of its water area of 175 hectare (17.5 hectares) corresponds to the entire area of green infrastructure (forest, parks, greenspaces) of Berlin (20 hectares) (SENSTADT 2011).

The Spree is affected by the material and quantity of discharges from the emergency overflows of combined sewer systems. For river revitalization they are a significant challenge (SENSTADT 2001). The greatest danger of these discharges to the aquatic ecosystem occurs immediately after the initiation due to oxygen consumption (SENSTADT 2001). Floating islands reduce this risk by enhancing treatment performance for water purification (HEADLEY and TANNER 2006; TANNER and HEADLEY 2011). They also offer a three-dimensional spatial structure in the otherwise unstructured water body, therefore increasing the number of ecological niches (POTT and REMY 2000). They can also provide both biological and morphological development potential in an urban river with a lack of bank structures and riverine vegetation.

For a large-scale application, engineered floating mat systems do not appear suitable because of high material costs (HAMMOND et al. 2008) and the input of plastics into the aquatic ecosystem. Natural floating vegetation typically consists of living roots and dead organic material from the mat building vegetation (RODEWALD-RUDESCU 1974). An alternative design that takes into account the natural floating mat characteristics would avoid the entry of plastics and provide

Figure 11.

Along the shore line of the River Spree the riparian vegetation is missing due to hard edges of the channelized river for shipping.



habitat benefits in addition to the climate improvement. For a large-scale use, alternative designs and suitable vegetation communities must be assessed in order to determine the optimal implementation for the river Spree for floating vegetation mats and the high potential for the urban climate mitigation.

Acknowledgements

I thank Professor Dr. Norbert Kühn for his comments and for improving the manuscript. Special thanks to Dr. Peter Dominik for his suggestions to the paper and to Jenny Parkinson and Lehna Malmkvist for improving the translation.

5. Literature

- Attwell, K., Beer, A., Bendl, J., Bjornberg, K., Buizer, M., J. M. Chapa, 2005. Green structure and urban planning. COST Action C11. Final report. 440
- Balder, H., Ehlebracht, K., Mahler, E., 1997. Straßenbäume: Planen, Pflanzen, Pflegen am Beispiel Berlin. Berlin. 240
- Bartens, J., 2009. Green Infrastrucure and Hydrology. ForeStClim project -Transnational Forestry Management Strategies in Response to Regional Climate Change Impacts. The Mersey Forest. 71
- Baumgartner, A., Liebscher, H.-J., 1996. Lehrbuch der Hydrologie, Band 1 - Allgemeine Hydrologie. Stuttgart. 694
- Becker, M., Wessels, K., 2007. Das Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser. Ein GIS Portal für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in der Em-scherregion. KA: Korrespondenz Abwasser, Abfall 54:589-594
- Behrendt, A., Mundel, G., Schalitz, G., Hölzel, D., 2001. 30 Jahre Paulinenauer Grundwasserlysimeter - eine Zusammenfassung ausgewählter Ergebnisse. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 46:73-89
- Behrendt, A., Schalitz, G., Hölzel, D., Müller, L., Schindler, L., Dannowski, R., 2000. Water consumption of wetland plants in a temperate climate. In: 11th International Peat Congress. Québec Canada. 6-12.08.2000. 827-832.
- Bongardt, B., 2006. Stadtklimatische Bedeutung kleiner Parkanalgen - dargestellt am Beispiel des Dortmund Westparks. Essener Ökologische Schriften 24. 228
- Brix, H., 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: Moshiri, G.A., ed. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. 9-22
- Bruse, M., 2003. Stadtgrün und Stadtklima. LÖBF-Mitteilungen Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW 1:66-70
- Darnhofer, T., 1973. Verdunstung im Schilfgürtel des Neusiedlersee. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 52. 151
- Dreiseitl, A., 1996a. Bemessung der Starkregenspeicher im Planungsgebiet Potsdamer Platz Berlin. unpublished work. Atelier Dreiseitl. 46
- Dreiseitl, A., 1996b. Langzeitsimulation der Regenwassernutzung am Potsdamer Platz. unpublished work. Atelier Dreiseitl. 33
- Frahm, E., 2007. Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor. Dissertation, Universität Rostock. 201
- Geiger, W.F., Dreiseitl, H., Stemplewski, J., 2009. Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. München. 256
- Gessner, F., 1956. Der Wasserhaushalt der Hydrophyten und Helophyten. In: Ruhland, W., ed. Handbuch der Pflanzenphysiologie 3. Berlin. 854-901
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S., 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. Built Environment 33:115-133
- Hammond, M., Ellis, P., Leake, C., 2008. Floating Wetlands: Assesment of Viability as a Method for the Restoration of Wet Mineral Workings. Minerals Industry Sustainable Technology Programme Minerals Industry Research Organisation. 286
- Hardin, P.J., Jensen, R.R., 2007. The effect of urban leaf area on summer time urban surface kinetic temperatures: a Terre Haute case study. Urban Forestry & Urban Greening 6:63-72
- Harlaß, R., 2008. Verdunstung in bebauten Gebieten. Evapotranspiration in Urban Areas. Dissertation, Technische Universität Dresden. 167
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. NIWA National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. 100
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2012. Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 42:2261-2310
- Kaiser, M., 2004. Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als Baustein einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung demonstriert mit Hilfe der Entwicklung und Umsetzung von Modellprojekten. Dissertation, Universität Dortmund. 381
- Kehr, R., Rust, S., 2007. Auswirkungen der Klima-Erwärmung auf die Baumphysiologie und das Auftreten von Krankheiten und Schädlingen. ProBaum 4:2-10
- Kiendl, J., 1952. Beiträge zum Wasserhaushalt von Pflanzengesellschaften. Dissertation, Technische Universität Berlin-Charlottenburg. 88
- Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J., 2005. Urban Forests and Trees. Berlin. 520
- Kuttler, W., 1998. Stadtklima. In: Sukopp, H., Wittig, R., eds. Stadtökologie 2. Stuttgart. 474

- Kuttler, W., 2010. Urbanes Klima. Teil 2. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Umweltmeteorologie 70:378-382
- Larcher, W., 2001. Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. Stuttgart. 408
- Lerch, G., 1991. Pflanzenökologie. Berlin. 535
- Lu, J.W.T., Svendsen, E.S., Campbell, L.K., Greenfeld, J., Braden, J., King, K.L., Falxa-Raymond, N., 2010. Biological, social and urban design factors affecting young tree mortality in New York City. *Cities and the Environment* 3:1-15
- Matzarakis, A., Streiling, S., 2004. Stadtklimatische Eigenschaften von Bäumen. *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft : air quality control* 64:307-310
- Müller, L., Behrendt, A., Schallitz, G., Schindler, U., Eulenstein, F., 2005. Effizienz der Wassernutzung durch Pflanzenbestände unter grundwassernahen Bedingungen im Nordostdeutschen Tiefland. In: 11 Gumpensteiner Lysimetertagung. Irding, Austria. 5-6.04.2005. 201-202.
- Nowak, D.J., Kuroda, M., Crane, D.E., 2004. Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. *Urban Forestry & Urban Greening* 2:139-147
- Pauleit, S., 2010. Kompakt und grün: die ideale Stadt im Klimawandel. *Grünflächen gegen Hitze in der Stadt. Garten + Landschaft* 04/ 2010:12-15
- Pott, R., Remy, D., 2000. Gewässer des Binnenlandes. Stuttgart.
- Rodewald-Rudescu, L., 1974. Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. In: Thienemann, A., ed. *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten* 27. Stuttgart. 302
- Roloff, A., 2010. Bedeutung und positive Wirkungen von Bäumen. *AFZ-Der Wald*
- Scherer, D., 2007. Viele kleine Parks verbessern Stadtklima. Mit Stadtplanung Klima optimieren. *TASPO Report DIE GRÜNE STADT* 15
- Schmidt, M., Hauber, G., 2005. Dachbegrünung am Potsdamer Platz und die Auswirkungen auf ein „Urbanes Gewässer“. In: *Welt Gründach-Kongress*. Basel, Switzerland. 15-16.09.2005. 157-168.
- SenStadt, (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin), 2001. Abwasserbeseitigungsplan (online). <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/abwasser/ab-plan/abplan2001.shtml> (accessed 12.06.2010)
- SenStadt, (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin), 2009. Digitaler Umweltatlas Berlin. 02.09 Entsorgung von Regen- und Abwasser (online). http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/db209_01.htm#A2 (accessed 11.02.2010)
- SenStadt, (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin), 2010. Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung Gebäudebegrünung, Gebäudekühlung - Leitfaden für Planung, Bau, Betrieb und Wartung. Berlin. 66
- SenStadt, (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin), 2011. Digitaler Umweltatlas Berlin. 06.01 Reale Nutzung der bebauten Flächen / 06.02 Grün- und Freiflächenbestand (online). <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/id601.htm> (accessed 11.07.2011)
- Sieker, H., Grottker, M., Zweynert, U., 2008. Die Wasserbilanz als Planungskriterium für die Regenwasserbewirtschaftung. In: 20 Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung. Lübeck. 21-22.05.2008. 128-138.
- Smith, M.P., Kalin, M., 2000. Floating Wetland Vegetation Covers for Suspended Solids Removal. In: *Proceedings of the Quebec 2000: Millennium Wetland Event (Selected Papers)*, "Treatment Wetlands for Water Quality Removal". Quebec City, Canada. 6-12.08.2000. 143-148.
- Tanner, C.C., Headley, T.R., 2011. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering* 37:474-486
- Trowbridge, P., Bassuk, N., 2004. *Trees in the Urban Landscape: Site Assessment, Design, and Installation: Site Assessment, Design, and Installation*. Hoboken, New Jersey. 232
- TU Berlin, Fachgebiet Landschaftsplanung und Landschaftsentwicklung, 2010. *Fachgutachten zum Stadtentwicklungsplan (StEP) Klima Berlin*. Bearbeiter: Stefan Heiland (Projektleitung), Christian Wilke, Katrin Rittel, Carl Herwarth v. Bittenfeld, Brigitte Holz, Andreas Neisen, Kerstin Thureau in Zusammenarbeit mit GEO-NET Umweltconsulting GmbH (Peter Trute, Dirk Herrmann). Berlin. 180
- Tuschl, P., 1967. Die Transpiration von *Phragmites communis* im geschlossenen Bestand des Neusiedler Sees. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien. 73
- Vietinghoff, H., 2000. Die Verdunstung freier Wasserflächen – Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung. Allensbach. 113
- von Stülpnagel, A., Horbert, M., Sukopp, H., 1990. The Importance of Vegetation for the Urban Climate. In: Sukopp, H., Hejny, S., Kovarik, I., eds. *Urban Ecology Plants and Plant Communities in Urban Environment*. The Hague. 175-193

- Werner, J., 1987. Ein neues schwimmendes Meßsystem zur automatischen Verdunstungsbestimmung an stehenden Gewässern. Meteorologische Rundschau 40:12-19
- Wetzel, R.G., 2001. Limnology 3. New York.
- Willer, A., 1949. Kleinklimatische Untersuchungen im Phragmites-Gelege. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 10:566-574
- Woods-Ballard, B., Kellagher, R., Martin, P., Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P., 2007. The SUDS Manual. London.

SCHWIMMENDE VEGETATIONSGESELLSCHAFTEN ALS GRUND- LAGE FÜR DIE ENTWICKLUNG SCHWIMMENDER INSELN

Zusammenfassung

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	37
2. Methode	37
3. Hintergrund und Ursachen für das Aufschwimmen von Vegetations- gesellschaften	37
3.1 Entstehung schwimmender Vegetationsgesellschaften	37
3.2 Eigenschaften schwimmender Vegetation	43
3.3 Die Bedeutung des anaeroben Abbaus für das Aufschwimmen der Vegetationsgesellschaften	45
3.4 Exposition der Inseln im Wasser	48
3.5 Dauerhaftigkeit und Stabilität schwim- mender Vegetationsgesellschaften	49
4. Konsequenzen für die Entwicklung selbstschwimmender Inseln	51
4.1 Aufbau einer schwimmenden Schilfrohgabione	51
4.2 Geeignete Vegetation	52
4.3 Entwicklung der Pflanzen und der Schilfrohgabione	55
5. Literatur	57

Bei der Verlandung von Seen können Uferpflanzen auf die freie Wasserfläche hinauswachsen. Sie verlieren dabei den Kontakt zum Gewässergrund. Durch Wasseraufstau können sich diese vom Ufer losreißen und frei auf dem Wasser treiben. Diese Entwicklung tritt sowohl bei eutrophen als auch bei meso- und oligotrophen Gewässern auf, so dass auch ganz unterschiedliche Vegetationsgesellschaften und verschiedenen Pflanzenarten daran beteiligt sind. Trotzdem lassen sich identische Ursachen und Prozesse finden, die sich für ein dauerhaftes Schwimmen verantwortlich zeigen. Zu den Gemeinsamkeiten zählen die Eigenschaften der beteiligten Vegetation (Luftleitgewebe) sowie der Aufbau eines organischen Körpers aus lebender und vertorfte organischer Substanz. Der dabei entstehende Torf besitzt die notwendigen physikalischen Eigenschaften, die eine Speicherung des ebenfalls während des Abbaus entstandenen Sumpfgases innerhalb des Körpers ermöglichen. Durch dieses gespeicherte Gas erhält die Matte langfristig ihren Auftrieb und kann sich zu einem dauerhaften und stabilen Ökosystem entwickeln. Aus diesem Wissen wird ein Vorschlag für die Entwicklung von Schilfrohgabionen mit einer geeigneten Artenauswahl abgeleitet. Damit sollen die frühen Sukzessionsstadien rascher als ihre natürlichen Vorbilder durchlaufen werden, um früher einen stabilen Zustand zu erreichen, der von der Vegetationsgesellschaft selbst erhalten werden kann. Auf diese Weise können schwimmende Vegetationsgesellschaften künstlich initiiert werden und sich langfristig nach den natürlichen Vorbildern auf dem Wasser schwimmend entwickeln.

1. Einleitung

Schwimmende Vegetationsgesellschaften treten während der Verlandung von Stillgewässern auf. Sie besitzen eine hohe ökologische Bedeutung als Uferhabitat (BRAUNS et al. 2011; HAMMOND et al. 2008). Künstliche schwimmende Vegetationsmatten werden nach diesen Vorbildern als blau-grünes Infrastrukturelement in Städten eingesetzt. Für die Wasserreinigung werden sie als eines der wichtigsten zukünftigen Forschungsfelder angesehen (KADLEC 2012). Bei künstlichen Systemen werden bisher Konstruktion und Vegetation entkoppelt voneinander betrachtet. Anders als im natürlichen Zusammenhang werden schwimmende Konstruktionen eingesetzt, auf denen die Vegetation aufsitzt. Hierdurch lässt sich auf Arten zurückgreifen, die selbst keine Schwimmeigenschaften besitzen. Allerdings hat sich gezeigt, dass die Übertragung solcher eigentlich im Boden wachsenden Vegetationsgesellschaften auf dem neu erschlossenen Standort „schwimmend auf der Wasserfläche“ keine lange Lebensdauer besitzt. Aus diesen Gründen werden oft nach kurzer Zeit aufwändige Nachpflanzungen und Instandhaltungsmaßnahmen notwendig. Beispiele im Berliner Raum befanden sich auf Gewässern des ehemaligen Bundesgartenschaugeländes Britzer Garten sowie der „Moorlaake“ an der Havel und heute noch auf den ehemaligen Rieselfeldern in Hobrechtsfelde (Sabine Rühmland. Mündliche Mitteilung 16.06.2009). Zudem bleibt dabei der natürliche Eigenauftrieb schwimmender Vegetationsgesellschaften ungenutzt. Natürliche schwimmende Vegetationsgesellschaften werden auf 100 Jahre und älter datiert (RODEWALD-RUDESCU 1974; SWARZENSKI et al. 1991). Für dauerhafte und wartungsarme künstliche Konstruktionen sind damit die Standortfaktoren und der sich einstellende Eigenauftrieb schwimmender Matten essenziell. Diesen Eigenauftrieb auf die Konstruktionen schwimmender Inseln zu übertragen, ist bisher noch nicht weitergehend erforscht (HAMMOND et al. 2008; HEADLEY und TANNER 2006). Aus diesem

Grund sollen die zentralen Faktoren und Prozesse, die für eine dauerhafte Entwicklung natürlicher schwimmender Vegetationsgesellschaften verantwortlich sind, identifiziert und gegliedert werden. Damit wird ein Verfahren zum Aufbau einer naturnahen Bauweise entwickelt, mit der selbstschwimmende Pflanzengesellschaften initiiert werden können.

2. Methode

Die Entstehungsfaktoren und Prozesse zum Erhalt natürlicher schwimmender Vegetationsgesellschaften werden systematisiert und die beteiligten Gesellschaften und Arten gemeinsam mit ihren für die Bildung und Entwicklung erforderlichen Eigenschaften gegliedert. Dazu erfolgt eine Zusammenstellung der Eigenschaften des bewachsenen, schwimmenden Torfkörpers und des Gewässers auf dem sie schwimmen. Leitgedanke für die Übertragung ist der Grundsatz von ingenieurb biologischen Bauweisen, mit Hilfe derer natürliche Sukzessionsabfolgen durch gezielte Material- und Pflanzenauswahl rascher durchlaufen werden, um rascher als in der Natur ein dynamisches und stabiles „adultes“ Stadium zu erreichen (HACKER und JOHANNSEN 2012).

3. Hintergrund und Ursachen für das Aufschwimmen von Vegetationsgesellschaften

3.1 Entstehung schwimmender Vegetationsgesellschaften

Schwimmende Vegetationsgesellschaften entstehen bei der progressiven Verlandung von Stillgewässern. Sie wachsen als schwimmende Sukzessionsreihe ausgehend vom Ufer auf die freie Wasserfläche hinaus (DIERSSEN und DIERSSEN 2001; FRÜH und SCHRÖTER 1904; HUECK 1932; SUCCOW und JOSTEN 2001; TALLIS 1983). Je nach Trophiegrad des Gewässers kann nach eutrophen und meso-/ oligotrophen

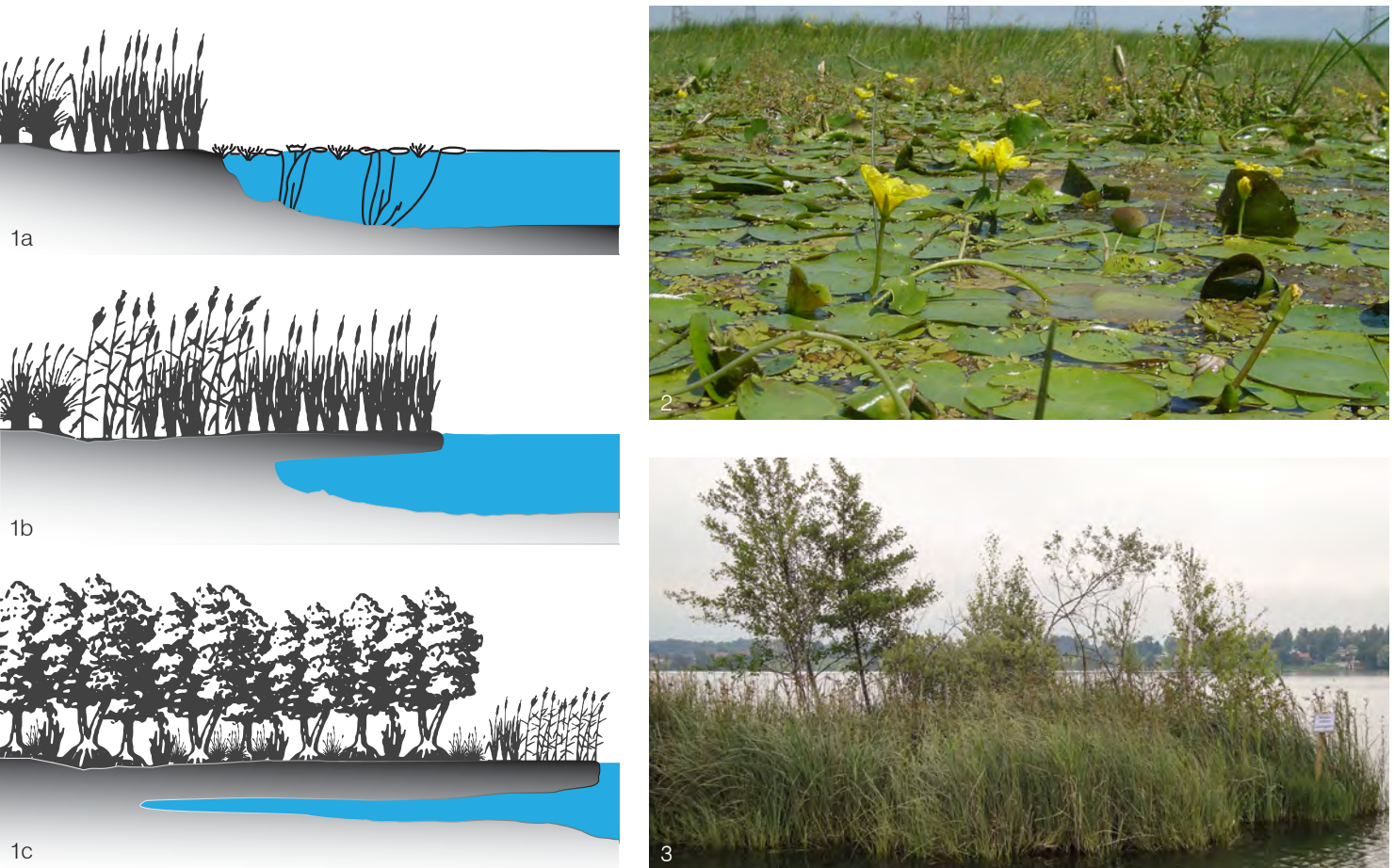


Abbildung 1

Schwimmende Verlandungsabfolge eutropher Gewässer von einer initialen Schwimmblattgesellschaft (1a), einem Schwingröhricht (1b) bis zu einem schwimmenden Erlenbruch (1c). Mit schwimmenden Blättern der Europäischen Seekanne (*Nymphaeaceae*) bedeckte Wasserfläche im Donaudelta (2). Schwimmende Insel im Riegsee (Bayern) aus einem von *Cladium mariscus* dominiertem Röhricht und beginnender Gehölzentwicklung (3).

Vegetationsabfolgen unterschieden werden. Die eutrophe Serie beginnt mit schwimmenden Röhricht- bzw. Seggengesellschaften und mündet in einen schwimmenden Erlenbruchwald (BALOGH 2001; DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; FREITAG 1962) (Abbildung 1). Die meso- und oligotrophen Serien beginnen mit schwimmenden Torfmoosrasen und münden in schwimmenden basenarmen Nieder- oder Hochmoorgesellschaften (HUECK 1925; LIBBERT 1933; SCHEUERER 1997; ZIMMERLI 1988) (Abbildung 2). Die beiden Serien können sich auch untereinander ablösen, d.h. einem mesotrophen *Magnocaricion elatae* (Grossegseggesellschaft) kann eine oligotrophe Gesellschaft folgen (BALOGH 2001). Im Zuge einer durch Gewässereutrophierung verursachten regressiven Sukzession kann

ein Phragmition eine *Scheuchzerietalia* ablösen (BURRICHTER 1969). Die schwimmende Verlandung ist beendet, wenn das Seevolumen mit basalen Sinktorfen wie Mudde oder Gytja aufgefüllt ist (DIERSSEN und DIERSSEN 2001) oder wenn sich der Wasserstand des Gewässers senkt, so dass die schwimmende Gesellschaft in Kontakt mit dem Gewässergrund tritt (SUCCOW und JOSTEN 2001). Die Verlandung wird durch die Produktivität des Gewässers bestimmt, so dass die auf nährstoffarmen Gewässern schwimmenden Gesellschaften sehr langlebige Stadien bilden (POTT 1995).

Damit sich die eigentlich im Bodensubstrat verankert wachsenden Arten auf die freie Wasserfläche

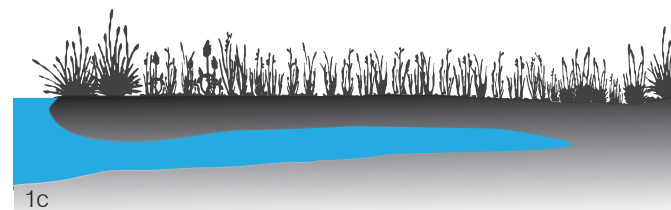
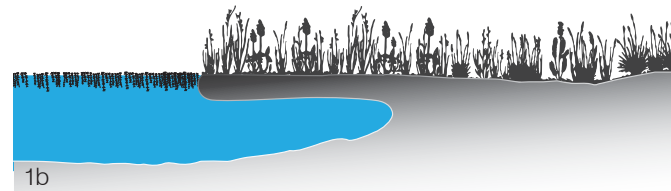
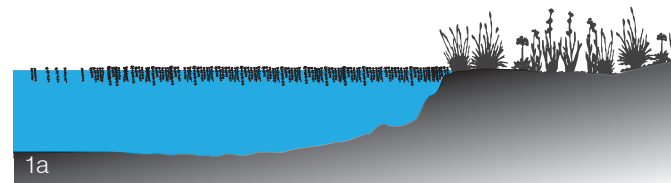


Abbildung 2

Schwimmende Verlandungsabfolge mesotropher und oligotropher Gewässer von einer initialen schwimmenden Torfmoosgesellschaft (1a) über einen Schwingrasen (1b) zu einem Schwingmoor mit Randzone (1c). *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* und *Carex rostrata* bilden die vordere Verlandungszone eines Stillgewässers in der Kaschubischen Schweiz (Polen) (2). NSG Himmelreichsee bei Rheinsberg, oligotrophes Kesselmoor mit Übergangs- und Schwinggrasmooren (Foto: Rüdiger Knösche) (3).

hinaus entwickeln können, benötigen bzw. nutzen sie ein schwimmendes Gerüst aus lebenden oder toten Pflanzenteilen. Als lebende Gerüststruktur dienen ihnen die den Röhrichten vorgelagerten Zonen der Potamion- oder Hydrocharis-Gesellschaften, die mit ihren Blättern an der Wasseroberfläche schwimmen, mit ihren Wurzeln aber am Gewässergrund verankert sind (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961). Auch die den Röhrichten zugehörigen Schwimmdecken aus *Equisetum fluviatile* können diese Funktion übernehmen (DIERSCHKE und TÜXEN 1975; STEFFEN 1931). In meso- und oligotrophen Gewässern bilden verschiedene flutende Torfmoosgesellschaften eine solche lebende Gerüststruktur aus (DIERSSEN und DIERSSEN 2001; STEFFEN 1931; SUCCOW und JOSTEN 2001; ZIMMERLI 1988).

Abgestorbene oberirdische Pflanzenteile können abgeknickte und auf dem Wasser schwimmende Halme und Rhizomstücke von Röhrichtpflanzen sein (BOER 1942; GÖRS 1968; JESCHKE 1963; KRAUSCH 1965), aber auch aufgeschwommene und unbewachsene Torfschichten (CYPERT 1972; DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; KOSKENNIEMI 1987; MAUERSBERGER und MAUERSBERGER 1997; SUCCOW und JOSTEN 2001) sowie anthropogen eingetragene Substrate wie Aschestaub (SHAW 1992; SHAW 1994).

Stillwasserröhrichte - *Phragmites australis*

Die schwimmende eutrophe Röhrichtsukzession beginnt mit *Typha angustifolia* (Abbildung 3). An Standorten ohne *Typha angustifolia* beginnt nach den Ergebnissen von DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK (1961) auch keine schwimmende Röhrichtsukzession. Die Art wächst mit ihren langen Ausläufern ausgehend vom Ufer in die lebenden oder abgestorbenen Initialstrukturen. Die Rhizomengeflechte schwimmen zunächst bis zu 30 Zentimeter unter der Wasseroberfläche und gelangen erst mit zunehmender Dicke an oder über die Wasseroberfläche. Aus den miteinander verwachsenen Wurzeln und Rhizomen entwickelt sich eine immer fester werdende, zusammenhängende und geschlossene Matte. Mit zunehmender Festigkeit des Mattenkörpers setzt eine Veränderung der Artenzusammensetzung ein. *Typha angustifolia* kann dann von *Typha latifolia* oder *Phragmites australis* verdrängt werden (SZCZEPANSKA UND SZCZEPANSKI 1973). Die Dicke der Matte nimmt bis auf 30-50 Zentimeter zu. Als Endstadium kann sich ein schwimmendes

Alnetum glutinosae entwickeln, das mit einer ca. 50 Zentimeter dicken Matte auf einem 1 Meter tiefem Wasserkissen über einer mächtigen Schlammauflage schwimmt (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961).

Phragmites australis stellt eine Ausnahme dar, denn die Art des Endstadiums der Röhrichtsukzession kann die Wasserfläche auch ohne Initialstruktur vom Ufer ausgehend erschließen. Wenn die vordersten Halme abknicken und waagrecht auf die Wasseroberfläche fallen, entwickeln sie an ihren Nodien neue Wurzeln und Halme (BALOGH 2000; RODEWALD-RUDESCU 1974).

Im Vergleich zu den im Gewässergrund verwachsenen Röhrichtgesellschaften fehlen typische Begleiter wie *Sparganium erectum*, *Acorus calamus* und *Sagittaria sagittifolia*. Dagegen treten bereits Arten aus den Großseggengesellschaften (Caricetum elatae) wie *Galium palustre*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Cicuta virosa* hinzu. Diese Artenverschiebung tritt besonders dort auf, wo die schwimmende Matte sich über das Wasser hebt. Sie ähnelt damit der Gesellschaft des Wasserschiefensriedes (Cicuto-Caricetum-pseudocyperi) (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961).

Die Nährstoffversorgung ist auf schwimmenden Matten stets gering, weil die Pflanzen keinen Kontakt zum humusreichen Sediment des Gewässers besitzen (FREITAG 1962; LANG 1967) und ihren Bedarf ausschließlich aus dem Abbau der organischen Substanz der Matte decken können. In meso- und sogar eutrophen Gewässern zeigt sich die verringerte Nährstoffverfügbarkeit durch das Auftreten von *Thelypteris palustris* auf den schwimmenden *Phragmites*-Gesellschaften



Abbildung 3

Typha angustifolia wächst mit seinen Ausläufern in schwimmende Initialbestände aus *Stratoides aloides* und kann eine schwimmende Sukzessionsreihe einleiten.

im Donaudeelta (KRAUSCH 1965). Das Nährstoffangebot ist sowohl wegen des verringerten Abbaus als auch wegen der Gefahr des Auswaschens gering (RUTHSATZ 1996; SASSER 1994). In eutrophen Gewässern liegen die Röhrichte rasch auf einer Gytja Schicht auf, die daher nicht mehr schwimmen, aber auf der lockeren Schicht mit der Wasserbewegung schwingen. Der Standort unterscheidet sich wegen der viel größeren Nährstoffverfügbarkeit grundlegend von den tatsächlich auf einem Wasserkissen schwimmenden Decken. Dort treten meist nährstoffliebende Arten wie z.B. *Glyceria maxima* auf, die auf den tatsächlich schwimmenden und nährstoffärmeren Vegetationsmatten nicht anzutreffen sind. Da es sich hier nicht um auf dem Wasser „schwimmende“ Vegetation handelt, werden sie nicht weiter berücksichtigt.

Großseggenriede - *Magnocaricion elatae*

Zu den schwimmenden Großseggengesellschaften gehört das Wasserschierlingsried (Cicuto-Caricetum-pseudocyperi). Die Gesellschaft siedelt auf schwimmenden, organischen Decken aus angeschwemmten Pflanzenteilen. Sie besteht in ihrer typischen Ausprägung aus *Cicuta virosa*, *Carex pseudocyperus*, *Rumex hydrolapathum* und *Calla palustris* (BOER 1942; HILBIG 1971; HORST et al. 1966) (Abbildung 4). Eine Subassoziation dieser Gesellschaft mit fast ausschließlich *Thelypteris palustris* wird ebenfalls beschrieben (HILBIG und REICHHOFF 1974; JESCHKE 1963; WEINITSCHE 1975). Das Wasserschierlingsried ist eine kurzlebige Pioniergesellschaft (FREITAG et al. 1958), die von *Phragmites australis* oder anderen Großeggen (*Carex paniculata*, *Carex acutiformis*) abgelöst wird, sobald die schwimmenden Decken gefestigt sind (BOER 1942; DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK

1961; POTT 1995). Weitere schwimmende Großseggengesellschaften werden als Schwingkantenried mit *Carex vesicaria* (KONCZAK 1968; RUTHSATZ 1998) oder mit *Carex riparia* auf abgestorbenen Decken von *Stratiotes aloides* beschrieben (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961). Schwimmende Sumpf-Calla Gesellschaften (*Calla palustris*) können an geschützten Ufern mesotropher Gewässer ein langlebiges initiales Entwicklungsstadium aufbauen (POTT 1995). Die nährstoffärmsten Gesellschaften der Großseggengesellschaften vermitteln zu den Schlenkengesellschaften (POTT 1995).

Abbildung 4

Cicuta virosa und *Carex pseudocyperus* besiedeln schwimmende organische Decken auf der Wasserseite von Röhrichtgesellschaften (Jezero Dronicki - West-Polen, 1985; Foto: Rüdiger Knösche).



Blumenbinsen- Zwischenmoor- und Schlenken-Gesellschaften - *Scheuchzerietalia palustris*

Die Verlandung meso- und oligotropher Gewässer mit Torfmoosschwingrasen beginnt mit verschiedenen schwimmenden Sphagnensynusien (DIERSSEN und DIERSSEN 1984; DIERSSEN und DIERSSEN 2001; KAULE 1973; MÜLLER 1965; STEFFEN 1931). Die Moosteppe bilden eine geschlossene Oberfläche und werden von den Ausläufern und Rhizomen der *Cyperaceen* durchzogen. Je nach Nährstoffangebot lassen sich reichere Schwingrasen- und Niedermoorgesellschaften (*Caricion lasiocarpae*) und ombrogene Schlenkengesellschaften (*Rhynchosporion-albae*) unterscheiden. Der Anteil der Gefäßpflanzen liegt in den *Rhynchosporion*-Gesellschaften nur bei 20 Prozent und nimmt in den basenreicheren Schwingrasen des *Caricion lasiocarpae* zu (DIERSSEN und DIERSSEN 2001) (Abbildung 5). An der Schwingrasenkante, die an das offene Wasser angrenzt, treten aufgrund der höheren Nährstoffverfügbarkeit die produktiveren Gesellschaften des *Caricion lasiocarpae* auf.



Zum Zentrum der Decken werden sie von *Rhynchosporion*-Gesellschaften abgelöst, weil die Nährstoffversorgung rasch abnimmt (DIERSSEN und DIERSSEN 2001; ZIMMERLI 1988). Soweit es die Niederschläge zulassen, können sich auch ombotrophe Bultgesellschaften auf den schwimmenden Matten entwickeln (Ombotrophierung) (BOOTSMA et al. 2002; RUTHSATZ 1996; ZIMMERLI 1988). Sind die Niederschläge dagegen nicht ausreichend, können sich diese Gesellschaften zwar ebenfalls einstellen, sie erhalten dann aber kein typisches Relief (HUECK 1925), sondern die Wasserversorgung erfolgt ausschließlich über das nährstoffarme Seewasser („Pseudohochmoor“) (LIBBERT 1933; STEFFEN 1931). KULCZYNSKI (1949) beschreibt einen ca. 40 Zentimeter dicken schwimmenden Moost Teppich mit *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Menyanthes trifoliata* und *Rhynchospora alba* der auf einem 10 Zentimeter hohen Wasserkissen schwimmt. Dieser Teppich schwimmt zwischen den Halmen von *Phragmites australis* und *Carex stricta*, die selber im Boden unter dem Wasser wurzeln. Somit werden die letzteren über den Boden mit Nährstoffen versorgt, während die schwimmende Gesellschaft an dem gleichen Standort aus meso- und oligotraphen Arten besteht.

Die Gesellschaften sind artenarm und bestehen u.a. aus *Carex limosa*, *Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata*, *Scheuchzeria palustris*, *Eriophorum angustifolium*, *Rhynchospora alba*, *Rhynchospora fusca*, *Sphagnum cuspidatum*, *Equisetum fluviatile*, *Comarum palustre*, *Menyanthes trifoliata*, *Galium palustre*, *Peucedanum palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Drosera anglica* und *Drosera intermedia*. (DIERSSEN und DIERSSEN 2001; GÄGGERMEIER 1997; POTT 1995; STEFFEN 1931; VANDEN BERGHEM 1952; WILMANN 1998).

Abbildung 5

Rhynchospora alba in einer geschlossenen *Sphagnum* ssp. Decke am Kögelsee/ Allgäu.

3.2 Eigenschaften schwimmender Vegetation

Die meisten an den verschiedenen Sukzessionsreihen beteiligten Gefäßpflanzen gehören zu den Süß- und Sauergräsern (*Gramineen*, *Cyperaceen*) und weisen ähnliche charakteristische Eigenschaften auf. Mit Hilfe langer unter- oder oberirdischer Ausläufer (Polykormone) erschließen die Arten vegetativ die schwimmenden Schichten (Abbildung 6). Insbesondere für die Pionierarten bietet sich dadurch die Gelegenheit, während der Besiedlung des neuen Standortes, noch von der am Ufer wurzelnden Mutterpflanze mit Sauerstoff und Nährstoffen versorgt zu werden (ELLENBERG und LEUSCHNER 2010).

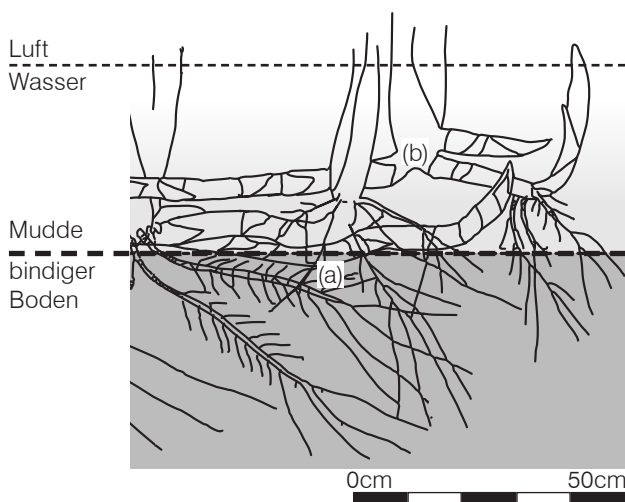


Abbildung 6

Lage der Ausläufer und Wurzeln von *Typha angustifolia* in den Sedimenten. Wenn die Wurzeln im bindigen Boden (a) abreißen, kann das in der darüber liegenden Mudde verlaufende Rhizomgeflecht (b) aufschwimmen. (Höhen ohne Maßstab, verändert nach DONSELAAR-TEN BOKKEL HUIJIK 1961).

Abbildung 7

An der Vorderkante eines Schwingrasens tauchen die Rhizome und Wurzeln vom *Menyanthes trifoliata* aufgrund ihres ausgeprägten Luftleitgewebes aus dem Wasser auf und erschließen selbstschwimmend die freie Wasseroberfläche.

Um diese Organe in wassergesättigten Böden anzulegen, ist ein Luftleitgewebe zur Sauerstoffversorgung der unterirdischen Organe erforderlich. Das Aerenchym ist neben anderen Strategien wie der Adventivwurzelbildung und Atmung die wichtigste Anpassung, über die die Pflanzen ihren Sauerstoffbedarf decken (CRAWFORD 1983; STUDER und BRÄNDLE 1984). Der Volumenanteil des Aerenchymgewebes liegt je nach Pflanzenart bei bis zu 60 Prozent des gesamten Rhizomenvolumens (COULT und VALLANCE 1958; CRAWFORD 1983; STUDER und BRÄNDLE 1984). Der Anteil variiert, weil die Arten diesen je nach Bedarf modifikativ anpassen können (BUSCH 2000). Wegen des hohen Luftanteiles ist die Dichte der Organe geringer als die des Wassers (IVERSEN 1949). Daher können insbesondere die Initialarten wie *Typha angustifolia* oder *Menyanthes trifoliata* sich die Wasseroberfläche selbstschwimmend erschließen (Abbildung 7). Sie können damit den erforderlichen Auftrieb von jungen, d.h. überwiegend aus lebenden Organen bestehenden Wurzel-Rhizomenkörpern gewährleisten (HOGG und WEIN 1988a). Das Luftleitgewebe verhindert



weiterhin die Aufnahme von reduziertem Eisen durch Oxidation in der Rhizosphäre (LAAN et al. 1990). Das Eisen liegt besonders in Laags und Schlenken mit einem pH <5 reduziert und gelöst vor (DIERSEN und DIERSEN 2001). Das Aerenchymgewebe besitzt daher zwei Funktionen: aufgrund der geringen Dichte sorgt es im Initialstadium für den Eigenauftrieb junger schwimmender Vegetationsgesellschaften und für die Toleranz gegenüber den anaeroben Bedingungen innerhalb des schwimmenden Torfkörpers.

Die Produktivität der Arten ist ein wichtiges Kriterium zum Aufbau des Wurzel-Rhizomenkörpers. Während die oberirdischen Organe der Arten nach der Vegetationsperiode absterben, sind die unterirdischen Teile mehrjährig. Die unterirdischen Organe dienen als Speicherorgan für die Assimilate, so dass sich ihr Volumen je nach phänologischem Stadium ändert (FIALA 1973; FIALA 1978). Das geringste Volumen besitzen die Organe im Frühjahr, nachdem die oberirdischen Organe ausgetrieben sind, während das Volumen im Herbst wieder die höchsten Werte erreicht (FIALA 1976). Dieser Zyklus spiegelt sich im zunehmenden Auftrieb junger Typhamatten im Verlauf der Vegetationsperiode wider (HOGG und WEIN 1987b; HOGG und WEIN 1988a). Die unterirdische Phytomasse der Röhrichte und Seggen schwankt je nach Art und Standort zwischen 6.000-10.000 Gramm Trockenmasse je Quadratmeter (gTM m^{-2}). Das Verhältnis von ober- und unterirdischer Phytomasse liegt zwischen 1:1 und 1:3 (WETZEL 2001). Dagegen entwickeln die Gesellschaften meso- und oligotropher Standorte eine unterirdische Phytomasse von 2.500-3.200 g TM m^{-2} , die aber bis zu 97 Prozent der Gesamtphytomasse entspricht (SJÖRS 1991). Arten eutropher Standorte mit einer hohen Phytomasseproduktion besitzen daher die größte unterirdische Phytomasse und entwickeln daraus rasch feste Wurzel-Rhizomenkörper (FREITAG et al. 1958).

3.3 Die Bedeutung des anaeroben Abbaus für das Aufschwimmen der Vegetationsgesellschaften

Die Torfkörper schwimmen fast vollständig eingetaucht im Wasser (EMERSON 1921; RODEWALD-RUDESCU 1974; SCOTT et al. 1999), so dass sich ein konstanter Wasserstand und damit anaerobe Bedingungen kurz unterhalb ihrer Oberfläche einstellt. Die submersen Pflanzenteile werden nach dem Absterben unter anaeroben Standortbedingungen unvollständig abgebaut. Der dabei entstehende Torf hat eine Dichte von $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ (SCHWEIKLE 1990), so dass alleine der Auftrieb der unterirdischen luftgefüllten Organe nicht mehr ausreicht, um die Torfkörper an der Wasseroberfläche zu halten. Die Trockenmasse der schwimmenden *Phragmites*-Gesellschaften im Donaudelta besteht zu 20 Prozent aus lebender und zu 80 Prozent aus abgestorbener und vertorfte organischer Substanz (Abbildung 8).

Torf

Torf entsteht, wenn die organische Ausgangssubstanz bei einem oberflächennahen Wasserstand unter anaeroben Bedingungen nur unvollständig abgebaut (DIERSSEN und DIERSSEN 2001) sowie wegen fehlender Zerkleinerer nur gering zersetzt wird (COLLINS et al. 1978; DICKINSON und MAGGS 1974). Dabei erhält der Torf ein bewegliches und elastisches Fasernetz (PRICE und SCHLOTZHAUER 1999). Durch dieses Fasernetz können sich Torfkörper im Jahresverlauf je nach Niederschlag, Verdunstung und Gasbildung heben und senken (Mooroszillation) (EGGELSMANN 1990; INGRAM 1983; OVERBECK 1975; SUCCOW und JOSTEN 2001). Ausschließlich als Folge von Sumpfgasbildung wurde die Anhebung einer Mooroberfläche von 20 Zentimetern innerhalb von 12 Stunden beobachtet (GLASER et al. 2004). Dieses elastische Fasernetz ist somit auch Voraussetzung für das Aufschwimmen durch Sumpfgas. Schwimmende Vegetationsmatten



Abbildung 8

Aufgesessenes Teilstück einer ehemals schwimmenden Schilfinselform (*Phragmites australis*) im Donaudelta. Die abgestorbene und vertorfte organische Substanz (dunkelbraun) ist dicht von den lebenden Rhizomen und Wurzeln (gelb) durchzogen.

besitzen daher aufgrund ihrer Eigenschaft, auf dem Wasser zu schwimmen, immer einen für die Torferhaltung- und Neubildung optimalen Wasserstand.

Das Wasser innerhalb des Torfkörpers wird aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit von Torf wenig bewegt (EGGELSMANN 1990; SCHWEIKLE 1990; ZIMMERLI 1988). Wind und Wellen verursachen dagegen Wasserbewegungen und liefern damit stetig Ionen und Sauerstoff aus dem Gewässer in die Randzone der schwimmenden Vegetationsgesellschaft nach. Diese fördern die aerobe Zersetzung des Torfes (MÜLLER 1965; ZIMMERLI 1988). Am Rand von Schwingrasen auf oligotrophen Gewässern entwickelt sich aus diesem Grund eine an nährstoffreichere Standorte angepasste Vegetationsgesellschaft (*Caricion lasiocarpae* oder *Caricion davallianae*) (FREITAG 1962; ZIMMERLI 1988). Der Einflussbereich

kann bei einem Kolkdurchmesser von 10-12 Meter ca. 1 Meter breit sein und ist erkennbar an z.B. *Carex canescens* (MÜLLER 1965). Mit zunehmender Windstreichfläche kann der Gürtel auch 4 Meter und mehr betragen (MÜLLER 1973). Diese Remineralisierung ist aber, weil die zusätzlich frei werdenden Ionen rasch wieder aufgenommen werden, schwer zu messen (KAULE 1974).

Mit dem Zersetzungsgrad korreliert die Dichte des Torfes (PÄIVÄNEN 1969). Als Grenzwert für zum Schwimmen geeigneter Böden wurde eine Trockensubstanz von maximal 75 Gramm Trockenmasse je Liter Frischmasse ($\text{gTM l}^{-1} \text{FM}^{-1}$) ermittelt (TOMASSEN et al. 2004). Diese Menge wird von anderen Untersuchungen bestätigt, die sowohl aufgeschwommene als auch vom Ufer aus schwimmende Matten untersucht haben. (KRATZ und DEWITT 1986; OUZILLEAU 1977; SWARZENSKI et al. 1991). Im Laufe der Sukzession wird Torf durch die Auflast der nach oben wachsenden Schichten verdichtet. In 20 Zentimetern Tiefe beträgt die Auflast ca. 100 g m^{-2} , die sich zu 10 Prozent aus dem Pflanzenmaterial und 90 Prozent aus dem daran gebundenen Haftwasser zusammensetzt (DIERSSEN und DIERSSEN 2001). Bei schwimmenden Torfschichten scheint dieser Druck auf die unteren Schichten nicht zu einer Überschreitung des Grenzwerts zu führen, weil der darunter liegende Wasserkörper im Gegensatz zu einem festen Untergrund dem Druck ausweicht (HOGG und WEIN 1987b; SASSER et al. 1995). Dies geschieht erst, wenn die Matten in Kontakt mit dem Sediment, z.B. der sich unterhalb der Matte auf dem Grund entwickelnden Muddeschicht treten ($100\text{-}110 \text{ gTM l}^{-1} \text{FM}^{-1}$) (KRATZ und DEWITT 1986). Wenn sich während der submersen Torfbildung mineralisches Sediment im organischen Körper absetzt, wird der Grenzwert ebenfalls überschritten und ein Aufschwimmen verhindert (SWARZENSKI et al. 1991). Aus diesem Grund entstehen schwimmende Inseln im Delta großer Fließgewässer nur abseits der sedimentführenden Hauptströme, d.h. in Bereichen, in denen die von den Hochwasserwellen

mitgeführten Sedimentfrachten nicht mehr gelangen bzw. vorher abgelagert worden sind (HOLM et al. 2000; KRAUSCH 1965; PALLIS 1917). Sobald die Decken dauerhaft schwimmen und nicht mehr überströmt werden können, ist ein nachträgliches Versinken durch Sedimenteintrag eher unwahrscheinlich (SWARZENSKI et al. 1991).

Die sich auf dem Wasser schwimmend entwickelnden Matten besitzen Dicken von 50-60 Zentimetern (FREITAG et al. 1958; HOGG und WEIN 1987a; HORST et al. 1966). Sie bestehen aus zwei Horizonten. Einem oberen ca. 30 Zentimeter mächtigen Horizont aus gering zersetzter organischer Substanz, der von den lebenden Wurzeln der Vegetation durchzogen ist. Darunter schließt sich ein Horizont aus stärker zersetzter Substanz an, der weniger durch die Wurzeln als vielmehr durch das Fasernetz der verrotten Ausgangssubstanz zusammengehalten wird (KRATZ und DEWITT 1986). An der Unterseite dieser Schicht beginnt sich das Material zu lösen und als Mudde auf den Gewässergrund zu sinken (KRATZ und DEWITT 1986; STEFFEN 1931; SUCCOW und JOSTEN 2001) (Abbildung 9). Die Dicke der Matten wird somit durch die maximale Wurzeltiefe der lebenden Vegetation bestimmt (SWARZENSKI et al. 1991). In Mooren wurzeln die meisten Arten in den oberen 15-30 Zentimetern, nur wenige Arten wie z.B. Wollgräser erreichen mit ihren Wurzeln Tiefen bis zu 50 Zentimeter (METSÄVAINIO 1931). Der Anteil der lebenden Organe nimmt daher von 26-30 Prozent in 0-7 Zentimetern Tiefe auf 2-4 Prozent in 28-35 Zentimetern Tiefe ab (SJÖRS 1991).

Eine Ausnahme stellen die Phragmites-Gesellschaften im Donaudelta dar. Diese sind innerhalb des gesamten Mattenkörpers vollständig durchwurzelt und können aufgrund der großen Sauerstofftransportdistanz eine Mächtigkeit von 2 Meter erreichen (RODEWALD-RUDESCU 1974). Eine weitere Ausnahme bilden durch Wasserüberstau aufgeschwommene Akrotelmschichten, die sich an der Grenze zum

Abbildung 9

Vertikales Tiefenprofil einer schwimmenden Vegetationsgesellschaft (verändert nach SASSER et al. 1995).

Katotelm, d.h. unabhängig der Durchwurzelung gelöst haben. Diese Matten können eine Mächtigkeit von bis zu 1,5 Meter erreichen (OUZILLEAU 1977; TOMASSEN et al. 2004).

Sumpfgasbildung

Für ältere Matten ist deshalb das innerhalb der Torfkörper produzierte Sumpfgas als Hauptauftriebsfaktor identifiziert worden (HOGG und WEIN 1988b) (Abbildung 10). Das Sumpfgas besteht in jahreszeitlich wechselnden Anteilen aus 40 Prozent Methan und 60 Prozent Kohlenstoffdioxid (HOGG und WEIN 1987a). Es verfängt sich als Bläschen innerhalb der Torf-Wurzel-Matrix (FECHNER-LEVY und HEMOND 1996). Somit sind die durchwurzelten Fasernetze sowohl Ort erhöhter Methanproduktion (CHRISTENSEN et al. 2003) als auch Kondensationsoberfläche für die gasförmige Phase (COULTHARD et al. 2009; FECHNER-LEVY und HEMOND 1996; STRACK et al. 2006). Die Blasen werden durch die Wasserspannung im Porenraum gehalten (FECHNER-LEVY und HEMOND 1996). Exakte Differenzierungen zwischen Produktion, Blasenbildung, Methanoxidation in der Rhizosphäre und Abtransport über die Gefäßpflanzen sind bisher noch nicht hinreichend untersucht (COULTHARD et al. 2009). Die durchschnittliche Gasmenge wird mit bis zu 10 Prozent (HOGG und WEIN 1988b; KIENE 1991; SUCCOW und JOSTEN 2001) angegeben, so dass eine ca. 50 Zentimeter dicke Typhamatte ca. 40,2 Liter Gasvolumen, bzw. ca. 40 Kilogramm Auftrieb besitzt (HOGG und WEIN 1988a). Dieser Anteil beträgt ca. 90 Prozent des Gesamtauftriebes und liegt damit weit über dem Auftrieb durch die Phytomasse.

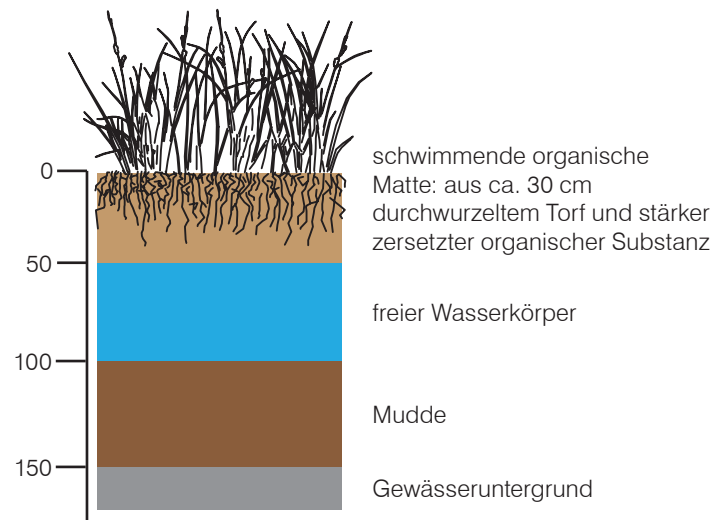
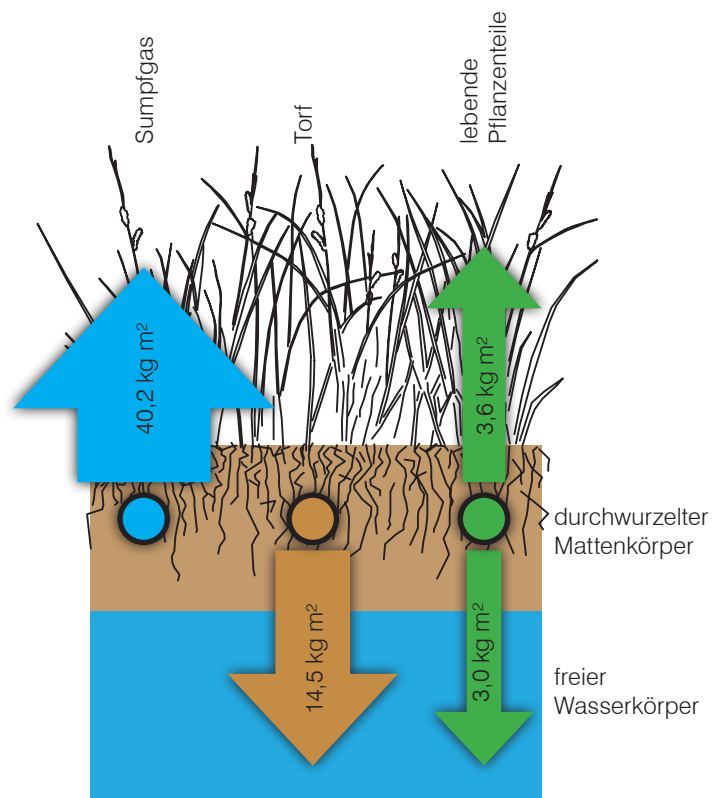


Abbildung 10

Auftrieb einer ca 50-60cm starken schwimmenden Typhamatte in kg m^{-2} (nach HOGG und WEIN 1987)



An der Wasseroberfläche schwimmende Vegetationsmatten wärmen sich über ihre gesamte Tiefe mit dem umgebenden Seewasser während des Sommers auf und weisen nicht das typische Temperaturgefälle von wassergesättigten Böden auf (SCOTT et al. 1999). Durch den verringerten Austausch mit dem umliegenden Wasserkörper steigt die Temperatur in den schwimmenden Matten bis in den Optimalbereich für methanproduzierende Bakterien von 20-25° Celsius (McKENZIE et al. 1998; SCOTT et al. 1999). Infolge der temperaturabhängig variierenden Gasproduktion schwankt die Höhe des aus dem Wasser herausstehenden Teiles des Torfkörpers zwischen einigen bis zu 20 Zentimetern (HARAGUCHI 1995; OUZILLEAU 1977; SWARZENSKI et al. 1991). Diese variiert so weit, dass junge Matten nur während der Vegetationsperiode schwimmen und während niedriger Temperaturen im Winter absinken, weil die Sumpfgasbildung zu gering ist um genügend Auftrieb zu erzeugen (SWARZENSKI et al. 1991). Schwimmende Torfkörper bieten daher optimale Bedingungen für die Produktion des Hauptauftriebsfaktors Sumpfgas.

Durch die Sumpfgasbildung können auch bewachsene Torfschichten in Mooren aufschwimmen. Wenn sie durch natürlichen oder künstlichen Wasseranstieg bis über die Geländeoberkante überstaut werden, setzen unmittelbar danach verstärkt anaerobe Abbauprozesse sowie Sumpfgasbildung ein. (GENVIAR 2007; KAROFELD 1999; KULCZYNSKI 1949; OUZILLEAU 1977; OUZILLEAU und LABERGE 1977; RUTHSATZ 1996; SCHEUERER 1997; SUCCOW und JOSTEN 2001). Das Aufschwimmen tritt kurze Zeit nach dem Überflutungsereignis ein und schließt auch mit Gehölzen bewachsene Torfschichten ein (OUZILLEAU 1977). Um aufzuschwimmen müssen sich die verwachsenen Horizonte vom Untergrund lösen können. Dieses geschieht entweder an der Grenze zwischen den unterschiedlich stark zersetzten und durchwurzelten Horizonten des Akrotelms und des Katotelms (OVERBECK 1975) oder oberhalb nicht oder schwer durchwurzelbarer Sedimentschichten

(RODEWALD-RUDESCU 1974). Lösen können sich die Schichten weiterhin, wenn die untersten Wurzeln absterben, weil diese in der durch die Überflutung hervorgerufenen größeren Wassertiefe nicht mehr ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden können (BUSCH 2000; VRETARE et al. 2001; WEISNER und STRAND 1996; WHITE und GANF 2002).

3.4 Exposition der Inseln im Wasser

Schwimmende Vegetationsgesellschaften entstehen an wind- und wellengeschützten Standorten. Das liegt zum einen daran, dass die Initialgesellschaften zu den Potamion-Gesellschaften oder Hydrocharis-Gesellschaften gehören, die nicht an Wind und Wellen angepasst sind bzw. von diesen verdriftet werden würden. Zum anderen liegt es an der bereits erwähnten Empfindlichkeit der Torfkörper gegenüber der Wasserbewegung und der dadurch hervorgerufenen Remineralisierung (MÜLLER 1973). In den Schlenken und Gewässern der Moore entstehen Schwinggrasen daher oft nur an den windgeschützten Westufern, während die Ostufer durch Erosionskanten gekennzeichnet sind. (KAROFELD 1999; MAUERSBERGER und MAUERSBERGER 1997; MÜLLER 1965). Ältere und dickere schwimmende Matten treten dagegen auch großflächig und in exponierter Lage auf Gewässern (OUZILLEAU 1977) sowie im Delta von Fließgewässern (KRAUSCH 1965; SASSER et al. 1996) auf. Eine Unterströmung der Matten und ein Verlust der unteren, stärker zersetzten und gering durchwurzelten Schichten wird als mögliche Degradationsursache vermutet (SASSER 1994). Die Auswirkungen sind bisher aber noch nicht untersucht. Vor Wind und Wellen geschützte Standortbedingungen sind somit erste Voraussetzung für die Initialphasen schwimmender Vegetationsgesellschaften.

3.5 Dauerhaftigkeit und Stabilität schwimmender Vegetationsgesellschaften

„Ökologische Stabilität ist das Bestehenbleiben eines ökologischen Systems bzw. seine Fähigkeit, nach Veränderungen in die Ausgangslage zurück zu kehren.“ (GIGON 1981). Aus der Zusammenstellung der Entstehungsprozesse schwimmender Vegetationsgesellschaften können als Kriterien für die Beurteilung das Wachstum des durchwachsenen Torfkörpers und das während des anaeroben Abbaus entstehende Sumpfgas herangezogen werden.

Schwimmende Vegetationsmatten sind progressive Sukzessionsreihen, die schwimmend auf dem Wasser von der ersten Pioniergesellschaft bis zum Klimaxstadium, d.h. einem schwimmenden ombrogenen Moor (GAGGERMEIER 1997; SCHEUERER 1997) oder schwimmenden Erlenbruchwald (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; HILBIG und REICHHOFF 1974) heranwachsen (Abbildung 11). Während der frühen artspezifischen progressiven Sukzessionsstadien entwickelt sich ein schwimmendes lockeres Wurzel-Rhizomengeflecht, das fast vollständig eingetaucht im Wasser schwimmt (OUZILLEAU 1977; SCOTT et al. 1999). Im Inneren herrschen fortlaufend anaerobe Bedingungen, unter denen kontinuierlich Sumpfgas entsteht (SCOTT et al. 1999). Die Fähigkeit das Gas innerhalb der Matte zu speichern nimmt mit deren Wachstum durch Torfakkumulation zu. Das Porenvolumen des Torfes ist ein Kriterium für das Speichervolumen des Gases, weil sowohl die produzierte Menge als auch das Porenvolumen des Torfes von der Dicke der anaeroben Schicht abhängt (MEYER et al. 2001). Junge Matten schwimmen daher nur während der Vegetationsperiode (SUCCOW and JOSTEN 2001; SWARZENSKI et al. 1991). Das Sumpfgas ist somit ein haushaltsinterner Faktor, durch den sich der Auftrieb einer jungen Vegetationsgesellschaft in einem Zustand „zyklischer Stabilität“ befindet (GIGON 1981).

Die organische Matte wächst durch die jährliche Produktion der Pionier- und Folgearten und wegen des verzögerten Abbaus der organischen Substanz zu einem festen durchwachsenen Torfkörper heran und schwimmt dauerhaft auf dem Wasser. Die maximale Mächtigkeit von ca. 50-60 Zentimetern erreicht ein aus *Typha glauca* aufgebauter Mattenkörper (5,8 Millimeter Zuwachs pro Jahr) nach ca. 100 Jahren (HOGG und WEIN 1987b). Das Wachstum einer schwimmenden Matte endet, wenn sich die Produktion organischer Substanz und der Verlust durch Abbau und Absinken aus der unteren gering durchwurzelten Schicht ausgleichen. Ab dem Zeitpunkt, ab dem der Torfkörper ganzjährig schwimmt, befindet sich der Mattenkörper in einem Zustand von „Konstanz-Stabilität“ (GIGON 1981). Dieser bleibt über den gesamten Verlauf der Sukzession in Abhängigkeit der Wurzeltiefe der beteiligten Vegetation erhalten (SWARZENSKI et al. 1991) und endet erst dann, wenn das gesamte Seevolumen mit Gytija aufgefüllt ist und die schwimmende Vegetationsgesellschaft mit dieser in Kontakt tritt (POTT 1995; STEFFEN 1931). Schwimmende Vegetationsgesellschaften auf gering produktiven Gewässern benötigen dafür länger als solche auf eutrophen Gewässern (DIERSSEN und DIERSSEN 2001). Die Sukzessionsstadien auf meso- und besonders oligotrophen Gewässern ändern sich daher über einen längeren Zeitraum wenig. Im Delta großer Ströme wird absinkendes organisches Sediment dagegen abtransportiert (SASSER 1994), während die schwimmenden Vegetationsgesellschaften den periodisch schwankenden Wasserständen folgen (SWARZENSKI et al. 1991). Ein Kontakt mit dem Gewässergrund tritt somit nicht ein, bzw. ist nur von sehr kurzer Dauer, wenn die Decke mit dem folgenden Hochwasser wieder aufschwimmt (KRAUSCH 1965; RODEWALD-RUDESCU 1974). Auf periodisch schwankenden Gewässern werden daher schwimmende Röhrichte (z.B. Scirpo-Phragmitetum) als das Endstadium der Verlandungsabfolge betrachtet (BALOGH 2001; KRAUSCH 1965; SMITH und KALIN 2000; SWARZENSKI et al. 1991).

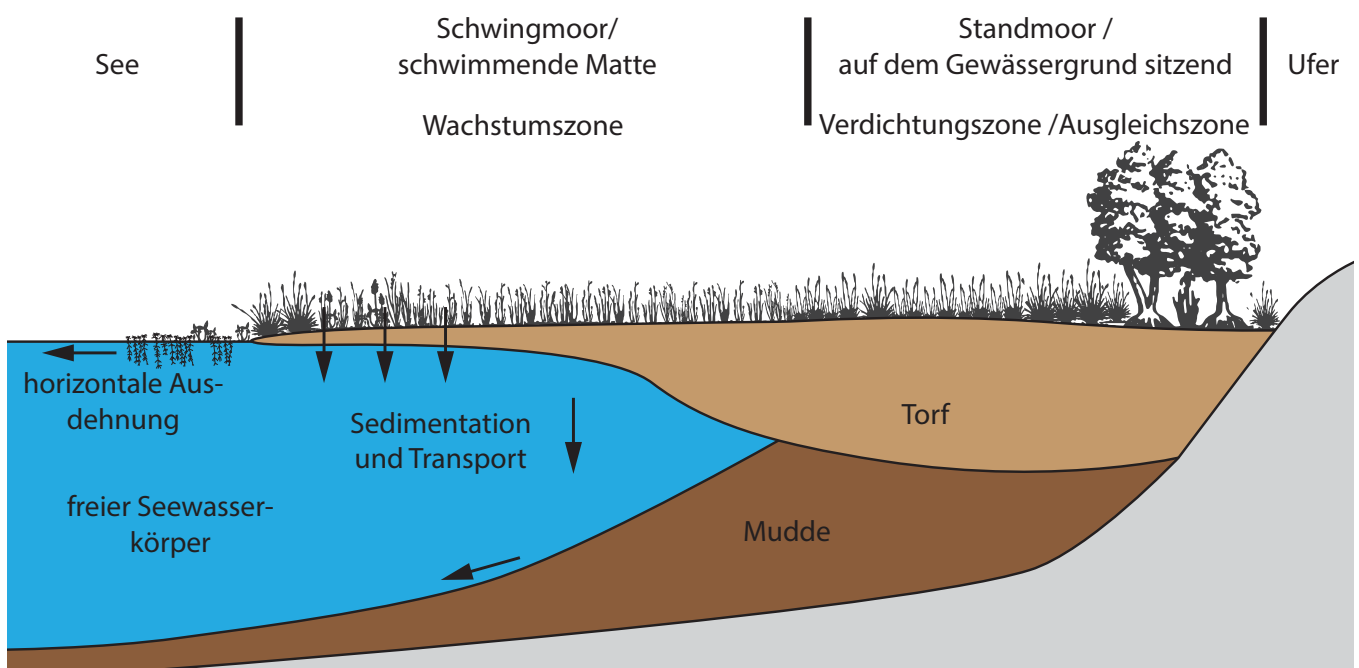
Ein schwimmender Erlenbruch kann sich aufgrund der Wasserstandsschwankungen nicht etablieren, zudem reicht die Phytomasseproduktion dieser Gesellschaft nicht aus, den eigenen Standort weiter zu erhöhen und damit den Verlust durch den Abtransport auszugleichen (ELLENBERG und LEUSCHNER 2010). Ein konstant stabiler Zustand bleibt somit erhalten, wenn durch Wasserstandsschwankungen oder durch Abtransport der abgesunkenen Sedimente dauerhaft kein Kontakt mit dem Gewässergrund eintreten kann.

Kurzfristige Störungen, wie das Entfernen der oberirdischen Organe und das Unterwassertauchen der Matten haben gezeigt, dass der Torfkörper nach kurzer Zeit wieder an die Wasseroberfläche zurückstrebt (KRÜSI 1989). Weil das Sumpfgas nicht abtransportiert (KIENE 1991) oder oxidiert (ARMSTRONG et al. 1992) werden konnte, hat das Gasvolumen innerhalb des Torfkörpers zugenommen und zu einem höheren Auftrieb geführt. Die unterirdischen Organe

der Vegetation können sich vegetativ ausbreiten (FIALA 1978) und sind daher nach dem Aufschwimmen erneut ausgetrieben (KRÜSI und WEIN 1988). Diese Organe und ihr Regenerationsvermögen sind innerhalb des Körper vor äußeren Einflüssen wie Feuer und Trockenheit geschützt (KRÜSI und WEIN 1988). Auf kontinuierliche Störungen der anaeroben Prozesse durch Wind und Wellen am Rand schwimmender Matten entwickelt sich eine angepasste Vegetation. Diese kann die durch die stärkere Zersetzung frei werdenden Ionen rascher aufnehmen und dämpft gleichzeitig den Einfluss der Wasserbewegung auf die dahinter liegenden Mattenbereiche (MÜLLER 1973). Vielleicht ist diese Remineralisation auch der Grund dafür, warum *Phragmites australis* im Donaudelta die höchsten Wuchseleistungen und Halmdicken auf den schwimmenden Inseln entwickelt (RODEWALD-RUDESCU 1974). Schwimmende Torfflächen reagieren somit auf natürliche und anthropogene Störungen elastisch (GIGON 1981). Kriterien wie z.B. eine

Abbildung 11

Progressive Sukzession an einem Stillgewässer mit einem Schwingmoor. Frei im Wasser schwimmende Gessellschaften ermöglichen eine horizontale Ausdehnung auf den See. Mit dem Schwingmoor wächst ein schwimmender Torfkörper heran. Der Torfkörper erhält eine Dichte von $<75 \text{ g cm}^{-3}$. Aus der schwimmenden Matte sedimentiert organische Substanz, aus der sich auf dem Gewässergrund eine Muddeschicht entwickelt. Wenn die schwimmende Matte mit dieser in Kontakt tritt, nimmt die Dichte des Torfes auf $>75 \text{ g cm}^{-3}$ zu. (KRATZ et al. 1986, verändert)



Mindestdicke des Torfkörpers, ab der ein zyklischer oder konstant stabiler Zustand vorliegen lassen sich aus den vorhandenen Daten nicht herleiten. Insbesondere große schwimmende Torfkörper stellen somit eine „geschlossene und homogene Masse“ dar, die vom Gewässer nur gering beeinflusst wird (OUZILLEAU 1977).

4. Konsequenzen für die Entwicklung selbstschwimmender Inseln

In der Ingenieurbiologie werden natürliche Sukzessionsprozesse initialisiert, genutzt und durch gerichtete Pflege gesteuert, um die von den verschiedenen Bauweisen erzielten Funktionen langfristig und möglichst pflegeextensiv zu unterstützen und zu fördern. Zur Entwicklung selbstschwimmender Inseln bietet sich ein vergleichbares Vorgehen an, um die ersten progressiven artspezifischen Sukzessionsstadien rascher als in der Natur zu durchlaufen und früher die o.g. stabilen Zustände zu erreichen. Sobald diese stabilen Zustände erreicht sind, können die schwimmenden Inseln sie über einen langen Zeitraum selber bewahren. Die mit den schwimmenden Inseln bezweckten Gestaltungs-, Wasserreinigungs- und Habitatfunktion sind auf diese Weise langfristig gewährleistet.

4.1 Aufbau einer schwimmenden Schilfrohrgabione

Ein künstlich hergestellter fester, organischer Körper würde die frühen artspezifischen progressiven Sukzessionsstadien der Schwimmblattgesellschaften oder der Torfmoossynusien ersetzen. Somit könnten von Beginn an Arten der späteren Sukzessionsstadien verwendet werden. Diese würden den organischen Körper durchwachsen und ihre unterirdischen Organe in seinem Inneren anlegen. Beispiel für diesen verkürzten Aufbau sind auf dem Wasser schwimmende Torfschichten oder

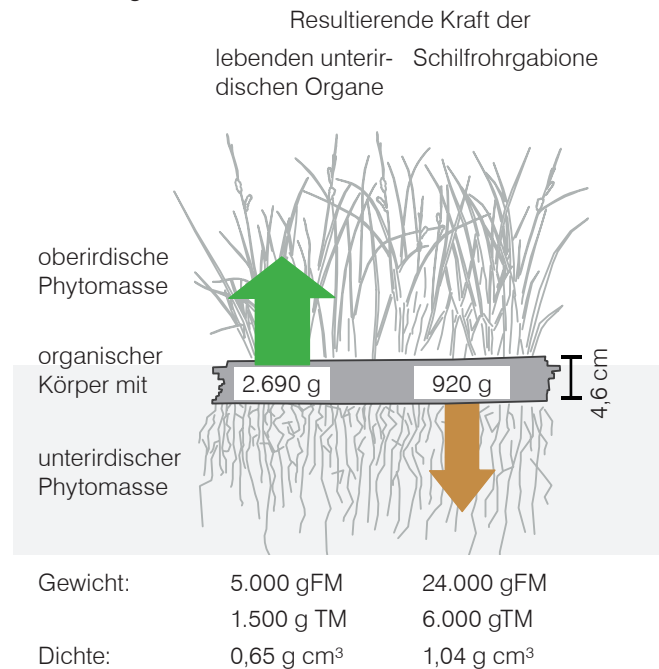
abgestorbene Halme der Röhrichte. Diese Halme sind aber zu Beginn locker gelagert und werden erst im Laufe der Zeit von den lebenden Vegetationsteilen durchwachsen und gefestigt.

Die Mächtigkeiten der Torfschichten oder der akkumulierten Röhrichthalme sind nicht bekannt. Allerdings nehmen die trockenen und abgestorbenen Halme der Röhrichte, während sie auf dem Wasser schwimmen, Wasser auf. Daher müssten sie nach einiger Zeit versinken, denn die Frischdichte von gering zersetztem Torf liegt mit 1,02 bis 1,07 g cm⁻³ über der Dichte von Wasser (POUSSETTE 1965 in ERLINGSSON 1996). Sobald die Halme und Torfschichten von den Wurzeln und Rhizomen der Helophyten durchwachsen sind, schwimmen diese Matten, weil ihr die geringe Dichte der lebenden Pflanzenteile Auftrieb verleiht. Aus diesem Grund dürfte ein künstlicher organischer Körper maximal so schwer sein, dass sein späteres Frischgewicht noch von der Vegetation getragen werden kann. Auf diese Weise könnte sich ein auf dem Wasser schwimmender Wurzel-Rhizomenkörper entwickeln, der ausschließlich durch die geringe Dichte der unterirdischen lebenden Organe der Pflanzen getragen wird.

Lebende unterirdische Organe von *Typha spec.* mit einer Phytomasse von 5.000 Gramm Frischmasse je Quadratmeter (gFM m⁻²) bzw. 1.500 gTM m⁻² und einer Frischdichte von 0,65 g cm⁻³ (HOGG und WEIN 1987a) könnten ein zusätzliches Gewicht aus verrotter organischer Substanz (Dichte 1,04 g cm⁻³) von ca. 24.000 gFM m⁻² (6.000 gTM m⁻²; 75 Prozent Wasser) tragen, ohne zu versinken (Abbildung 12). Abgestorbene und auf dem Wasser schwimmende Halme von *Phragmites australis* oder von *Schoenoplectus lacustris* bilden die organische Grundlage für die schwimmende Entwicklung des Cicuto-Caricetum-pseudocyperii. Die Frischdichte dieser Materialien ist nicht bekannt, daher wird die Dichte verrotter organischer Substanz angenommen. Für

Abbildung 12

Prinzipsskizze einer bepflanzten Schilfrohrgabione



ein mittleres 1 Meter langes trockenes Halmstück von *Phragmites australis* lässt sich ein Gewicht von 13 g ableiten (RODEWALD-RUDESCU 1974). 6.000 gTM m⁻² entsprechen damit ca. 460 Halmstücken, die bei einem mittleren Halmdurchmesser von 1 Zentimeter zu einem 4,6 Zentimeter dicken Schilfrohrkörper aufgebaut werden könnten. Diese Aufbauhöhe entspricht einem ca. 8-10 Jahre alten Sukzessionsstadium eines schwimmenden organischen Wurzel-Rhizomkörpers (5,8 Millimeter Wachstum pro Jahr (HOGG und WEIN 1987a)). Während die Halme auf dem Wasser schwimmen und Feuchtigkeit aufnehmen, verlieren diese ihren Auftrieb. Zeitgleich wird dieser von den sich entwickelnden unterirdischen Organen der Vegetation übernommen. Auf diese Weise wird innerhalb weniger Vegetationsperioden ein organischer Körper entwickelt, der aufgrund des Aerenchymgewebes der lebenden Vegetation ohne Auftriebshilfe auf dem Wasser schwimmt (Abbildung 12).

Ingenieurb biologische Bauweisen werden oft mit Hilfe von geglähtem, d.h. nicht korrosionsgeschütztem Draht hergestellt. Der Draht bietet zu Beginn die notwendige Festigkeit der Bauweise und beginnt

sich bei Kontakt mit Boden und Wasser zu zersetzen. Großbäume werden nach dem gleichen Prinzip mit Drahtballen verpflanzt. Um den Schilfrohrkörper zu Beginn fest zu binden, bietet sich ebenfalls die Verwendung von Draht an. Die Bauweise wird daher im weiteren Schilfrohrgabione genannt.

4.2 Geeignete Vegetation

Geeignete Arten sind somit solche, die eine unterirdische Phytomasse von ca. 1.500 gTM m⁻² oder mehr produzieren. Die unterirdisch angelegte Phytomasse der Röhrichtarten liegt mit 1.500 bis 7.000 gTM m⁻² zum Teil deutlich über der theoretisch notwendigen Masse (WETZEL 2001). Dagegen ist die unterirdische Phytomasse der Arten meso- und oligotropher Standorte mit 300 bis 1.000 gTM m⁻² zu gering, um einen Auftrieb der Schilfrohrgabione zu gewährleisten (WETZEL 2001). Die Arten treten jedoch im Gegensatz zu den Röhrichtarten miteinander vergesellschaftet auf, so dass sie als Gesellschaft durchaus die notwendige Größenordnung erreichen können. Eigentlich wären Daten zur jährlichen Primärproduktion geeigneter, den Auftrieb zu bilanzieren, als die über

mehrere Vegetationsperioden unterirdisch angelegte Phytomasse, weil damit eine genauere Abschätzung der ersten Entwicklungsjahre möglich wäre. Diese Daten sind aufgrund methodischer Probleme bei der Probenahme der sich vegetativ ausbreitenden Arten aber mit einer großen Ungenauigkeit verbunden, so dass darüber nur wenige Daten vorliegen (FIALA 1976; MAIER 1976; WETZEL 2001). Die Moose besitzen in den meso- und oligotrophen Gesellschaften sowohl große Anteile an der jährlichen Produktivität als auch an der Gesamtphytomasse (LÜTT 1992). Aufgrund ihrer artspezifischen Einnischung in Wasserstands- und Aziditätsstufen (DIERSEN und DIERSEN 1984) sind Arten wie *Sphagnum cuspidatum* aber für die Wiedervernässung von abgetorften Hochmooren mit Hilfe der von der Art gebildeter Schwinggrasen nur unter ganz bestimmten hydrochemischen Voraussetzungen zu etablieren (TIMMERMANN et al. 2009). Weil sie der Schilfrohgabione nur nach oben wachsend aufsitzen würden, ohne sich mit dieser zu verwachsen, erscheinen sie für eine Übertragung auf künstliche Inseln ungeeignet. Bei Betrachtung der unterirdischen Phytomasse sind somit die einzelnen Röhrichtarten

und vergesellschaftete Arten der mesotrophen Standorte geeignet, den Auftrieb der Schilfrohgabione zu übernehmen.

Eine genauere Betrachtung der Phytomasse zeigt, dass die unterirdischen Organe zu verschiedenen Anteilen aus Rhizomen und Wurzeln bestehen (Tabelle 1). Die Bestimmung dieses Verhältnisses ist aus den gleichen Gründen wie bei der Bestimmung der Produktivität mit Messungenauigkeiten verbunden. Zudem lassen sich fast nur die groben, weniger aber die feinen Haarwurzeln aus den Bodenproben selektieren (FIALA 1976; WESTLAKE 1965). Die Rhizome und Wurzeln besitzen eine unterschiedliche Frischdichte (Rhizome: 0,58-0,73 Prozent ; Wurzeln: 0,83-0,9 Prozent (HOGG und WEIN 1987a)). Daten zur Frischdichte sowohl der Wurzeln und Rhizome sind nur wenige in der Literatur zu finden. Die konkurrenzkräftigen Arten der Röhrichte legen bis zu 47 Prozent in der unterirdischen Phytomasse in ihren Rhizomen / Speicherorganen an (WESTLAKE 1965) und sichern damit ihre Standorte vor interspezifischer Konkurrenz. *Typha latifolia* kann, um neue Standorte zu erschließen,

Tabelle 1.

Durchschnittliche Phytomasse ausgewählter Helophyten (Mittelwerte in g TM m⁻²)

Art	oberirdische Phytomasse	unterirdische Phytomasse	Rhizome	Wurzeln
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	1567,7	5089,8	4133,3	1593,1
<i>Phragmites australis</i>	1683,6	4636,5	3746,1	1342,2
<i>Typha angustifolia</i>	1905,0	3595,3	3578,0	2000,5
<i>Typha latifolia</i>	2290,3	1820,0		
<i>Carex riparia</i>	1687,0	1567,0		
<i>Carex rostrata</i>	666,4	941,8	185,0	1920,0
<i>Carex vesicaria</i>	232,3	720,9	94,9	626,0
<i>Carex lasiocarpa</i>	200,5	699,5	233,0	670,0
<i>Menyanthes trifoliata</i>	52,4	406,2	231,8	174,4
<i>Comarum palustre</i>	50,4	369,6		

Quellen: (BERNARD und FIALA 1986; BERNARD et al. 1988; DYKJOVÁ 1978; DYKJOVÁ und VÉBER 1978; FIALA 1976; FIALA et al. 1968; HEJNÝ 1960; KVET und HUSAK 1978; SAARINEN 1996; SJÖRS 1991; SOUKUPOVÁ 1994)

seine Phytomasse um bis zu 150 Prozent steigern und auf diese Weise andere Arten wie *Phragmites australis* verdrängen (SZCZEPANSKA und SZCZEPANSKI 1973). Die Seggen legen dagegen bis zu 85 Prozent ihrer unterirdischen Phytomasse in Wurzeln an (SOUKUPOVÁ 1994). Sie besitzen durch verschieden ausgeprägte Wurzelsysteme (BUSCH 2000) unterschiedliche Anpassungen gegenüber Standortfaktoren wie u.a. dem Wasserregime und dem Nährstoffgehalt, nach denen sie in verschiedene ökologische Gruppen eingeteilt werden (ELLENBERG und LEUSCHNER 2010). *Carex rostrata* investiert 78 Prozent der gesamten Phytomasseproduktion in die Feinwurzeln (SAARINEN 1996). *Carex rostrata* ist besonders an dauerhaft überstaute Standorte angepasst, weil die Art über ihr verzweigtes Wurzelsystem Sauerstoff in die Rhizosphäre abgibt, so dass diese Standorte eine messbar höhere Sauerstoffsättigung aufweisen (MAINIERO und KAZDA 2005). Somit erscheinen die konkurrenzkräftigen Röhrichtarten aufgrund ihrer unterirdischen Phytomasse geeignet, um den schwimmenden Inseln ausreichend Auftrieb zu verleihen. Dagegen entwickeln die Seggen zwar nicht alle die notwendige Phytomasse, aber sie bilden ein dichtes Wurzelnetz innerhalb der Gabione aus, so dass sie den Halmkörper rasch festigen.

Die schnelle Durchwurzelung der Schilfrohrgabione ist notwendig, damit auch die Durchwurzelungsintensität rasch dem durch die Bauweise simulierten Alter von 10 Jahren entspricht. Die unterschiedlichen Strategien der konkurrenzkräftigen Röhrichte und der Seggen äußern sich in verschiedenen Wurzelbildern. Die bis zu über 50 Zentimeter langen Rhizome von *Typha spec.* werden meist radial auseinanderstrebend und waagrecht in den obersten Zentimetern der anaeroben Schicht angelegt, während die von den Nodien ausgehenden Wurzeln von dort aus tiefer in den Boden vordringen (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; HUTCHINSON 1975). Ob trotz dieser auf Expansion ausgelegten Strategie rasch ein geschlossen bewachsener, schwimmender Körper entwickelt werden kann ist unklar. Eigentlich ist diese

Art der Ausbreitung eine Pionierstrategie, um neue Standorte zu erschließen, bei der u.a. die erste lockere Rhizomensicht für schwimmende Vegetationsgesellschaften angelegt wird (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961). *Schoenoplectus lacustris* weist eine ähnliche Ausbreitungsstrategie auf, besitzt aber mit max. 50 Zentimeter einen deutlich kürzeren Zuwachs des Rhizomes (HEJNÝ 1960), so dass eine flächige Durchwurzelung der Schilfrohrgabione langsam erfolgen würde. *Phragmites australis* dagegen bildet ein dichtes und verzweigtes Rhizomennetz, welches aufgrund der langen Sauerstofftransportdistanz bis in 2 Meter Tiefe reicht. Die Art kann somit die gesamte Tiefe der Schilfrohrgabione durchwachsen und festigen. Diese Festigkeit wird dadurch, dass sich die Organe fortlaufend erneuern, dauerhaft erhalten. Eine Verdichtung wie sie für Torfböden beschrieben wird, scheint unter diesen Umständen nicht einzutreten.

Die Seggen können den Körper mit einem fein verzweigten Wurzelsystem durchwachsen und festigen. Einige der Arten wie *Carex riparia* erreichen auch die notwendige unterirdische Phytomasse. Inwieweit die einzelnen Arten aber wegen ihrer artspezifischen Anpassungen für die Bepflanzung einer Schilfrohrgabione geeignet sind, hängt von der Schwimmhöhe der Schilfrohrgabione über dem Wasser ab, die bisher nicht bekannt ist. Natürliche schwimmende Vegetationsgesellschaften sind meist vollständig im Wasser eingetaucht und heben sich mit zunehmendem Sumpfgasvolumen im Sommer aus dem Wasser. Einige Arten wie *Carex gracilis* und *Carex vesicaria* reagieren auf solch einen Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen mit einer reduzierten Feinwurzelausbildung (KONČALOVÁ 1990). Somit muss sowohl der Standort Schilfrohrgabione hinsichtlich des Wasserstandes weiter untersucht werden und für diesen Standort die Seggen entsprechend ihrer Adaptionen ausgewählt werden.

Für die Bepflanzung der Schilfrohrgabione bieten sich somit Artenkombinationen an, die sowohl Arten

mit einem ausgeprägten Aerenchymgewebe, als auch solche mit einem dichten Feinwurzelnnetz umfassen. Auf diese Weise könnte sowohl die notwendige Phytomasse als auch ein dichtes Wurzelnnetz innerhalb des Körpers angelegt werden. Eine Beispielgesellschaft findet sich in den Zwischenmooren mit dem *Caricetum lasiocarpae*. Während *Carex lasiocarpa* ein dichtes Wurzelnnetz an allen Teilen seiner unterirdischen Organe bildet (BERNARD und FIALA 1986), besitzen Arten wie *Menyanthes trifoliata* und *Eriophorum angustifolium* die mitunter höchsten Anteile an Aerenchymgewebe in ihren unterirdischen Organen mit einer Porosität von bis zu 60 bis 70 Prozent (ARMSTRONG und WOOLHOUSE 1979; COULT 1964; CRAWFORD 1983). Ein anders Beispiel sind die *Phragmites*-Gesellschaften im Donaudelta. Dort tritt *Phragmites australis* in Gesellschaft mit *Thelypteris palustris* auf, das oberflächennah ein dichtes und feines Wurzelnnetz ausbildet (HILBIG und REICHHOFF 1974; KRAUSCH 1965).

4.3 Entwicklung der Pflanzen und der Schilfrohrgabione

Nachdem die Schilfrohrgabionen bepflanzt sind, benötigen die Pflanzen Zeit, um zu wachsen und die unterirdischen- und oberirdischen Organe anzulegen. Die Angaben zur Dauer, bis die unterirdischen Organe der Helophyten ihre maximale Größe entwickelt haben, schwanken bei *Phragmites australis* mit ca. 5 Jahren (oder früher) (ONDOK und KVET 1978; WESTLAKE 1968) und *Typha* zwischen 18 Monaten (WESTLAKE 1968) bis zu 4 Jahren (HOGG und WEIN 1987b). Für die Bepflanzung sollten daher vorgezogene Pflanzen verwendet werden, die bereits einen Teil dieser Entwicklung durchlaufen haben. Wegen der einjährigen oberirdischen Organe ist mit dem für Helophyten hohen repräsentativen Phytomassezuwachs dennoch frühestens in der dem Pflanzjahr folgenden Vegetationsperiode zu rechnen (WESTLAKE 1965).

Während der Vegetationsperiode zeigen die Röhrichte typische Wachstumsfenster. Das größte Wachstum der unterirdischen Organe findet im Juli bis August statt, nachdem die größte oberirdische Phytomasse gebildet wurde und die Assimilate der Photosynthese in den unterirdischen Organen eingelagert werden. Die unterirdischen Organe haben das geringste Volumen, wenn die Assimilate zwischen April und Juni für die Entwicklung der oberirdischen Organe verwendet werden (FIALA 1978). Eine Frühjahrspflanzung zu Beginn der Vegetationsentwicklung würde somit die während der Voranzucht eingelagerten Assimilate sowie eine gesamte Vegetationsperiode für die Entwicklung der Vegetation bieten. Die Schilfrohrgabione würde gleichzeitig mit der Pflanzung auf das Wasser gesetzt werden. Ab diesem Zeitpunkt beginnt sie Wasser aufnehmen und ihren Auftrieb zu verlieren.

Weder die Zeit, in der die Schilfrohrgabione ihren Auftrieb verliert, noch die Abbaurate der Schilfrohrhalme sind bekannt. Von Feuchtgebieten weiß man, dass die oberirdischen Organe der Helophyten an der Wasseroberfläche rasch aerob zersetzt werden und dass aus diesem Grund nur ein kleiner Anteil von ihnen Bestandteil organischer Böden ist (GROSSE-BRAUKMANN 1990). Damit ist nicht klar, ob die Halme ausreichend lange Bestand haben, bis sich die lebenden Organe der Pflanzen entwickelt haben. Beim Abbau der Schilfrohrhalme können zudem Phytotoxine zu Wachstumshemmungen insbesondere bei *Phragmites australis* selber führen, während diese für Arten wie *Typha latifolia* keine Auswirkungen zeigen (LENSSEN et al. 1999; PUTTEN et al. 1997). Die Eignung der Bauweise und geeignete Pflanzenarten müssen daher weiter untersucht werden. Grundsätzlich erscheint die Schilfrohrgabione aber eine geeignete Bauweise zu sein, mit der schwimmende Inseln nach den natürlichen Vorbildern auf dem Wasser initiiert werden können.

5. Literatur

- Armstrong, J., Armstrong, W., Becket, P.M., 1992. Phragmites australis: Venturi- and humidity-induced pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. *The new phytologist* 120:197-207
- Armstrong, W., Woolhouse, H.W., 1979. Aeration in Higher Plants. *Advances in Botanical Research* Volume 7:225-332
- Balogh, M., 2000. Az úszóláp-szukcesszió kérdései [On the Sukcession of Floating Bogs, Part. I]. *Kitaibelia* 5:9-16
- Balogh, M., 2001. Az úszóláp-szukcesszió kérdései II. Az úszólápok növényzetének szukcessziója [“Die Fragen der Sukcession der schwimmenden Moorvegetation, II.”] *Kitaibelia* 6:291-297
- Bernard, J.M., Fiala, K., 1986. Distribution and standing crop of living and dead roots in three wetland *Carex* species. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113:1-15
- Bernard, J.M., Solander, D., Kvet, J., 1988. Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. *Aquatic Botany* 30:125-147
- Boer, A.C., 1942. Plantensociologische Beschrijving van de Orde der Phragmitetalia. *Nederlandsch Kruidkundig Archief* 52:237-302
- Bootsma, M.C., Broek, T.v.d., Barendregt, A., Beltman, B., 2002. Rehabilitation of Acidified Floating Fens by Addition of Buffered Surface Water. *Restoration Ecology* 10:112-121
- Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X.-F., Walz, N., Pusch, M.T., 2011. Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology* 48:916-925
- Burrichter, E., 1969. Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* 31. 60
- Busch, J., 2000. Gaswechsel und strukturelle Anpassungen einheimischer Seggen unter dem Einfluß unterschiedlicher edaphischer und atmosphärischer Standortbedingungen. *Göttingen*.
- Christensen, T.R., Panikov, N., Mastepanov, M., A. Joabson, A. Stewart, M. Öquist, Sommerkorn, M., Reynaud, S., Svensson, B., 2003. Biotic controls on CO₂ and CH₄ exchange in wetlands - A closed environment study. *Biogeochemistry* 64:337-354
- Collins, V.G., D'Sylvia, B.T., Latter, P.M., 1978. Microbial populations in peat. In: Heal, O.W., Perkins, D.F., eds. *Production ecology of British moors and montane grasslands. Ecological Studies*. Berlin. 94-112
- Coult, D.A., 1964. Observations on Gas Movement in the Rhizome of *Menyanthes trifoliata* L., with Comments on the Role of the Endodermis. *Journal of Experimental Botany* 15:205-218
- Coult, D.A., Vallance, K.B., 1958. Observations on the Gaseous Exchanges which take place between *Menyanthes Trifoliata* L. and its Environment. *Journal of Experimental Botany* 9:384-402
- Coulthard, T.J., Baird, A.J., Ramirez, J., Waddington, J.M., 2009. Modeling methane dynamics in peat: Importance of shallow peats and a novel reduced-complexity approach for modeling ebullition. In: Baird, A.J., ed. *Carbon Cycling in Northern Peatlands* 184. AGU, Washington, D. C. . 173-185
- Crawford, R.M.M., 1983. Root survival in flooded soils. In: Gore, A.J.P., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies Ecosystems of the world* 4A. Amsterdam. 257-283
- Cypert, E., 1972. The Origin of Houses in the Okefenokee Prairies. *American Midland Naturalist* 87:448-458
- Dickinson, C.H., Maggs, G.H., 1974. Aspects of the Decomposition of *Sphagnum* Leaves in an Ombrophilous Mire. *New Phytologist* 73:1249-1257
- Dierschke, H., Tüxen, R., 1975. Die Vegetation des Langholter- und Rhauder Meeres und seiner Randgebiete. In: Tüxen, R., Dierschke, H., eds. *Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 18. Göttingen. 157-202
- Dierssen, B., Dierssen, K., 1984. Vegetation und Flora der Schwarzwaldhochmoore. *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg Beihefte* 39:1-512
- Dierssen, K., Dierssen, B., 2001. Moore. *Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Stuttgart. 230
- Donselaar-Ten Bokkel Huinik, W.A.E.v., 1961. An Ecological Study of the Vegetation in three former River Beds. *Wentia* 5:112-162
- Dykyjová, D., ed. 1978. Nutrient uptake by littoral communities of helophytes. Berlin. 257-277
- Dykyjová, D., Véber, K., 1978. Experimental Hydroponic Cultivation of Helophytes. In: Dykyjová, D., Květ, J., eds. *Pond littoral ecosystems Structure and Functioning. Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 28. Berlin. 181-192
- Eggelsmann, R., 1990. Moor und Wasser. In: Göttlich, K., ed. *Moor- und Torfkunde* 3. Stuttgart 288-320
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage von Christoph Leuschner. 1334

- Emerson, F.W., 1921. Subterranean Organs of Bog Plants. *Botanical Gazette* 72:359-374
- Erlingsson, U., 1996. The Arenal Reservoir, Appendix 3: The „Gamalote“ Floating Islands Problem. Report for AB Hydroconsult, Uppsala, Sweden, for the Instituto Costarricense de Electricidad, Cost Rica. 20
- Fechner-Levy, E.J., Hemond, H.F., 1996. Trapped Methane Volume and Potential Effects on Methane Ebullition in a Northern Peatland. *Limnology and Oceanography* 41:1375-1383
- Fiala, K., 1973. Growth and production of underground organs of *Typha angustifolia* L., *Typha latifolia* L. and *Phragmites communis* TRIN. *Polskie archiwum hydrobiologii* 20:59-66
- Fiala, K., 1976. Underground organs of *Phragmites communis*: their growth, biomass, and net production. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 11:225-259
- Fiala, K., 1978. Seasonal development of helophyte polycormones and relationship between underground and aboveground organs. In: Dykyjová, D., Květl, J., eds. *Pond littoral ecosystems Structure and Functioning. Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 28. Berlin. 174-181
- Fiala, K., Dykyjová, D., Květl, J., Svoboda, J., 1968. Methods of Assessing Rhizome and Root Production in Reed-bed Stands. In: *Methods of Productivity Studies In Root Systems and Rhizosphere Organisms*. Moscow, Leningrad. 28.08-12.09.1968. 36-47.
- Freitag, H., 1962. Einführung in die Biogeographie von Mitteleuropa unter besonderer Berücksichtigung von Deutschland. Stuttgart. 214
- Freitag, H., Markus, C., Schwippl, I., 1958. Die Wasser und Sumpfpflanzengesellschaften im Magdeburger Urstromtal südlich des Fläming. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam Math-Naturw Reihe* 4:65-92
- Früh, J., Schröter, C., 1904. Die Moore in der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage. *Beiträge zur Geologie der Schweiz Geotechnische Serie*. Bern. 749
- Gaggermeier, H., 1997. Flora und Vegetation iden Naturschutzgebieten „Großer Arbersee und Arberseewand“ und „Riesenloch“. In: Meier, W., ed. *Die Naturschutzgebiete am Arber* 144. München. 28-38
- Genviar, 2007. Soulèvement des tourbières - Aménagement hydroélectrique de l'Eastmain-1 - Suivi environnemental en Phase exploitation. Version finale. Rapport de GENVIAR Société en commandite pour Hydro-Québec Production La Grande Rivière. 87
- Gigon, A., 1981. Ökologische Stabilität, Typologie und Realisierung. *Fachbeiträge zur schweizerischen MAB-Information* 7. Bern.
- Glaser, P.H., Chanton, J.P., Morin, P., Rosenberry, D.O., Siegel, D.I., Rudd, O., Chasar, L.I., Reeve, A.S., 2004. Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles* 18:2599-2605
- Görs, S., 1968. Die Flora des Schwenninger Moores. Das Schwenninger Moos - Der Neckarursprung Das Schwenninger Moos Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 5:148-189
- Grosse-Braukmann, G., 1990. Ablagerungen in Mooren. In: Göttlich, K., ed. *Moor- und Torfkunde* 3. Stuttgart 175-236
- Hacker, E., Johannsen, R., 2012. *Ingenieurbilogie*. Stuttgart.
- Hammond, M., Ellis, P., Leake, C., 2008. Floating Wetlands: Assessment of Viability as a Method for the Restoration of Wet Mineral Workings. *Minerals Industry Sustainable Technology Programme Minerals Industry Research Organisation*. 286
- Haraguchi, A., 1995. Seasonal Changes in Oxygen Consumption Rate and Redox Property of floating Peat in a Pond in Central Japan. *Wetlands* 15:242-246
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. NIWA National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. 100
- Hejný, S., 1960. Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den Slowakischen Tiefebene (Donau- und Theissgebiet). Bratislava.
- Hilbig, W., 1971. Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR, II. Die Röhrichtgesellschaften. *Hercynia NF* 8:256-285
- Hilbig, W., Reichhoff, L., 1974. Zur Vegetation und Flora des Naturschutzgebietes „Schollene See“ Kreis Havellberg. *Hercynia NF* 11:215-232
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1987a. Buoyancy and growth of floating cattail mats in a dyked impoundment in New Brunswick. In: *Proceedings SYMPOSIUM '87 Wetlands/Peatlands*. Edmonton, Alberta, Canada. 23-27. 08.1987. 581-587.
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1987b. Growth dynamics of floating *Typha* mats: seasonal translocation and internal deposition of organic material. *Oikos* 50:197-205
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1988a. The contribution of *Typha* components to floating mat buoyancy. *Ecology* 69:1025-1031
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1988b. Seasonal Change in Gas Content and Buoyancy of Floating *Typha* Mats. *Journal of Ecology* 76:1055-1068
- Holm, G.O., Sasser, C.E., Peterson, G.W., Swenson, E.M.,

2000. Vertical Movement and Substrate Characteristics of Oligohaline Marshes Near a High-Sediment, Riverine System. *Journal of Coastal Research* 16:164-171
- Horst, K., Krausch, H.-D., Müller-Stoll, W.R., 1966. Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Elb-Havel-Winkel. *Limnologica* 4:101-163
- Hueck, K., 1925. Vegetationsstudien auf brandenburgischen Hochmooren. *Beiträge zur Naturdenkmalpflege* 10:5. Berlin.
- Hueck, K., 1932. Die Pflanzenwelt der deutschen Heimat und der angrenzenden Gebiete. Band 2 Seen, Moore, Wiesen, Heiden. Berlin. 240
- Hutchinson, G.E., 1975. A treatise on limnology *Limnological Botany* 3. New York.
- Ingram, H.A.P., 1983. Hydrology. In: Gore, A.J.P., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies Ecosystems of the world* 4A. Amsterdam. 67-158
- Iversen, J., 1949. Determinations of the specific gravity of the roots of swamp. *Oikos* 1:1-5
- Jeschke, L., 1963. Die Wasser- und Sumpfvegetation im Naturschutzgebiet „Ostufer der Müritz“. *Limnologica* 1:475-545
- Kadlec, R., 2012. Interview by Frank van Dien. Newsletter No 41, November 2012 IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control
- Karofeld, E., 1999. The role of Bottom Erosion in the Development of Bog Pools. In: *Proceedings, Patterned Mires and Mire Pools: Origin and Development Flora and Fauna. University of Durham.* 6-7.04.1998. 26-33.
- Kaule, G., 1973. Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. *Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege* 3. München.
- Kaule, G., 1974. Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. *Dissertationes Botanicae* 27.
- Kiene, R.P., 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rodgers, J.E., Whitmann, W.B., eds. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen, oxides and halomethanes.* Washington D.C. 111-146
- Končalová, H., 1990. Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. *Aquatic botany* 38:127-134
- Konczak, P., 1968. Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Havelseen um Potsdam. *Limnologica* 6:147-201
- Koskenniemi, E., 1987. Development of floating Peat and Macrophyte Vegetation in a Newly Created, Polyhumic Reservoir, Western Finland. *Aqua Fennica* 17:165-173
- Kratz, T.K., DeWitt, C. B., 1986. Internal Factors controlling peatland-lake ecosystems development. *Ecology* 67:100-107
- Krausch, H.-D., 1965. Vegetationskundliche Beobachtungen im Donaudelta. *Limnologica* 3:271-313
- Krüsi, B.O., 1989. Der Einfluss von Drainage, kontrolliertem Abbrennen und Düngung auf die Nährstoffverhältnisse in schwimmenden Typha-Beständen. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel.* Zürich 124
- Krusi, B.O., Wein, R.W., 1988. Experimental Studies on the Resiliency of Floating Typha Mats in a fresh water Marsh. *Journal of Ecology* 76:60-72
- Kulczynski, S., 1949. Torowiska Polesia. (Peat bogs of Polesie). *Memoires de l'Academie Polonaise des sciences et des lettres, Classe des sciences mathématiques et naturelles Série B: Sciences naturelles* 15. Cracovie. 359
- Kvít, J., Husak, S., 1978. Primary Data on Biomass and Production Estimates in Typical Stands of Fishpond Littoral Plant Communities. In: Dykyjová, D., Kvít, J., eds. *Pond littoral ecosystems Structure and Functioning. Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 28. Berlin. 211-216
- Laan, P., Tosserams, M., Blom, C.W.P.M., Veen, B.W., 1990. Internal oxygen transport in Rumex species and its significance for respiration under hypoxic conditions. *Plant and Soil* 122:39-46
- Lang, G., 1967. Über die Geschichte von Pflanzengesellschaften aufgrund quartärbotanischer Untersuchungen. In: Tüxen, R., ed. *Pflanzensoziologie und Palynologie : Bericht über das internationale Symposium in Stolzenau/Weser 1962* 6. Den Haag. 24-37
- Lenßen, J.P.M., Menting, F.B.J., Putten, W.H.v.d., Blom, C.W.P.M., 1999. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany* 64:151-165
- Libbert, W., 1933. Die Vegetationseinheiten der neumärkischen Staubeckenlandschaft. Teil 2. *Verhandlungen des botanischen Vereins der Provinz Brandenburg* 74:229-348
- Lütt, S., 1992. Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 43. 250
- Maier, R., 1976. Untersuchungen zur Primärproduktion im Grüngürtel des Neusiedler Sees Teil I: *Carex riparia* Curt. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 23:377-390
- Mainiero, R., Kazda, M., 2005. Effects of *Carex rostrata* on soil oxygen in relation to soil moisture. *Plant and Soil* 270:311-320

- Mauersberger, H., Mauersberger, R., 1997. Die Seen des Biosphärenreservates „Schorfheide-Chorin“ : eine ökologische Studie ; Untersuchungen zur Struktur, Trophie, Hydrologie, Entwicklung, Nutzung, Vegetation und Libellenfauna. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald. 421
- McKenzie, C., Schiff, S., Aravena, R., Kelly, C., St. Louis, V., 1998. Effect of temperature on production of CH₄ and CO₂ from Peat in a Natural and Flooded Boreal Forest Wetland. *Climatic Change* 40:247-266
- Metsävainio, K., 1931. Untersuchungen über die Wurzelsysteme der Moorpflanzen. *Annales botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo* 1. 418
- Meyer, K., Höper, H., Blankenburg, J., 2001. Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz, R., Pfadenhauer, J., eds. *Ökosystemmanagement für Niedermoore Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Stuttgart. 104-111
- Müller, K., 1965. Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. . *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 36:30-77
- Müller, K., 1973. Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen -Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer berücksichtigung seiner Kolke und Seen in Nordwestdeutschland. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 49:148-235
- Ondok, J.P., Květ, J., 1978. Selection of sampling areas in assessment of production. In: Dykyjová, D., Kvet, J., eds. *Pond Littoral Ecosystems: Structure and Functioning*. Ecological Studies. Analysis and Synthesis 28. Berlin. 163-173
- Ouzilleau, J., 1977. Les tourbières flottantes du réservoir Cabonga, Parc de la Vérendrye. *Société d'énergie de la baie James*. Environnement. 80
- Ouzilleau, J., Laberge, L., 1977. Étude relative au soulèvement possible des tourbières sur les réservoirs Opinaca, LG 2 et Caniapiscou, Territoire de la baie James. *Société d'énergie de la baie James*. 115
- Overbeck, F., 1975. Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte.
- Päivänen, J., 1969. The bulk density of peat and its determination. *Silva Fennica* 3:1-19
- Pallis, M., 1917. The structure and history of Plav: the floating fen of the danube. *Journal of the Linnean Society, Botany* 43:233-291
- Pott, R., 1995. *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Stuttgart. 622
- Price, J.S., Schlotzhauer, S.M., 1999. Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland. *Hydrological Processes* 13:2591-2601
- Putten, W.H.V.d., Peters, B.A.M., Berg, M.S.v.d., 1997. Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist* 135:527-537
- Rodewald-Rudescu, L., 1974. Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. In: Thienemann, A., ed. *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten* 27. Stuttgart. 302
- Ruthsatz, B., 1996. Veränderungen der Vegetationsdecke eines Schwingrasens über Torfstichgelände nach Wassereinstau. Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen im Mürmes-Moor (Vulkaneifel). *Tuexenia* 16:117-150
- Ruthsatz, B., 1998. Sukzessionsveränderungen im Seggenriedgürtel um ein vermoortes Maar der Vulkaneifel (NSG Mürmes) und ihre möglichen Ursachen. *Tuexenia* 18:237 - 259
- Saarinén, T., 1996. Biomass and production of two vascular plants in a boreal mesotrophic fen. *Canadian Journal of Botany* 74:934-938
- Sasser, C.E., 1994. Vegetation dynamics in relation to nutrients in floating marshes in Louisiana, USA, Utrecht University. 207
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Evers, D.E., 1995. Hydrologic, vegetation, and substrate characteristics of floating marshes in sediment-rich wetlands of the Mississippi river delta plain, Louisiana, USA. *Wetlands Ecology and Management* 3:171-187
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Swarzenski, C.M., Leibowitz, N.C., 1996. Vegetation, Substrate and Hydrology in Floating Marshes in the Mississippi River Delta Plain Wetlands, USA. *Vegetatio* 122:129-142
- Scheuerer, M., 1997. Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Kleiner Arbersee“. In: Meier, W., ed. *Die Naturschutzgebiete am Arber*. München. 61-78
- Schweikle, V., 1990. Physik des Torfes und der Moorböden. In: Göttlich, K., ed. *Moor- und Torfkunde* 3. Stuttgart 272-283
- Scott, K.J., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 1999. The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry* 47:187-202
- Shaw, P.J.A., 1992. A Preliminary Ecological Survey of Gale Common. Dr. S. J. Ford of National Power. 16
- Shaw, P.J.A., 1994. Orchid Woods and Floating Islands - The Ecology of Fly Ash. *British Wildlife* 5:149-157

- Sjörs, H., 1991. Phyto- and Necromass above and below Ground in a Fen. *Holarctic Ecology* 14:208-218
- Smith, M.P., Kalin, M., 2000. Floating Wetland Vegetation Covers for Suspended Solids Removal. In: Proceedings of the Quebec 2000: Millennium Wetland Event (Selected Papers), "Treatment Wetlands for Water Quality Removal". Quebec City, Canada. 6-12.08.2000. 143-148.
- Soukupová, L., 1994. Allocation Plasticity and Modular Structure in Clonal Graminoides in Response to Waterlogging. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29:227-236
- Steffen, H., 1931. Vegetationskunde von Ostpreußen. Jena. 406
- Strack, M., Kellner, E., Waddington, J.M., 2006. Effect of entrapped gas on peatland surface level fluctuations. *Hydrological Processes* 20:3611-3622
- Studer, C., Brändle, R., 1984. Sauerstoffkonsum und Versorgung der Rhizome von *Acorus Calamus* L., *Glyceria maxima* (Hartmann) Holmberg, *Menyanthes trifoliata* L., *Phalaris arundinacea* L., *Phragmites communis* Trin. und *Typha latifolia* L. *Botanica Helvetica* 94:23-31
- Succow, M., Josten, H., 2001. Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart. 622
- Swarzenski, C., Swenson, E.M., Sasser, C.E., Gosselink, J.G., 1991. Marsh mat flotation in the Louisiana Delta Plain. *Journal of Ecology* 79:999 - 1011
- Szczepanska, W., Szczepanski, A., 1973. Emergent macrophytes and their role in wetland ecosystems. *Polskie archiwum hydrobiologii* 20:41-50
- Tallis, J.H., 1983. Changes in wetland communities. In: Gore, A.J.P., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies Ecosystems of the world 4A*. Amsterdam. 311-347
- Timmermann, T., Joosten, H., Succow, M., 2009. Restaurierung von Mooren. In: Zerbe, S., Wiegand, G., eds. *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Heidelberg. 55-93
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., 2004. Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71:69-87
- Vanden Berghen, A.G., 1952. Contribution à l'étude des bas-marais de Belgique (*Caricetalia fuscae* W. Koch 1926). *Bulletin du Jardin Botanique de l'Etat, Bruxelles* 22:1-64
- Vretare, V., Weisner, S.E.B., Strand, J.A., Granéli, W., 2001. Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany* 69:127-145
- Weinitschke, H., 1975. Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. In: Hentschel, P., Reichenhoff, L., Reuter, B., Rossel, B., eds. *Naturschutzgebiete der Bezirke Magdeburg und Halle (Salle)* 3. Leipzig, Jena, Berlin.
- Weisner, S.E.B., Strand, J.A., 1996. Rhizome Architecture in *Phragmites Australis* in Relation to Water Depth: Implications for Within-Plant Oxygen Transport Distances. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 31:91-97
- Westlake, D.F., 1965. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 18:229-248
1968. Methods used to Determine the Annual Production of Reedswamp Plants With Extensive Rhizomes. Moscow, Leningrad. 226-234
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology* 3. New York.
- White, S.D., Ganf, G.G., 2002. A comparison of the morphology, gas space anatomy and potential for internal aeration in *Phragmites australis* under variable and static water regimes. *Aquatic Botany* 73:115-127
- Wilmanns, O., 1998. *Ökologische Pflanzensoziologie: Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas* 6. Wiesbaden. 405
- Zimmerli, S., 1988. Vegetation und Standort von Schwinggrasen in der Schweiz. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel* 102. Zürich. 105

LIVING ISLANDS - BIOMASS AND BUOYANCY OF ARTIFICIAL FLOATING ISLANDS

Abstract

Content

1. Introduction	65
2. Methods	66
2.1 Reed Gabion Construction.....	66
2.2 Vegetation	68
2.3 Experimental Setup	68
2.4 Treatment	68
2.5 Sampling	70
2.6 Data Analysis	70
3. Results.....	71
3.1 Buoyancy	71
3.2 Living Phytomass	72
3.3 Reed Stalks.....	72
3.4 Total density of the reed gabions	72
3.5 Water	74
4. Discussion.....	76
5. Conclusion	80
6. Literature	81

Artificial floating vegetation mats are used in constructed wetlands for water purification and in natural water bodies for lake shore development. This study aims to develop auto-buoyant vegetation mats using an initial supporting construction of exclusively compostable materials. For this purpose a reed gabion was planted with different wetland species and set on the water in the growing seasons 2009 and 2010. While the unplanted control lost almost 98 % of its initial buoyancy of 139.1 ± 22.3 N after seven months the different vegetated reed gabions kept their buoyancy until the second growing season.

The gabion planted with *Carex vesicaria* lost its buoyancy after one year. Although the fresh density of its below ground structures of 0.82 ± 0.03 g cm⁻³ lead to a slower immersion of the reed gabion, the overall density resulted in >1 g cm⁻³ due to the load of the above ground structures. In contrast the type of *Phragmites australis* and a mixture of four species (*Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Carex lasiocarpa*) retained their buoyancy. Their below ground structures had a fresh density of 0.68 ± 0.03 g cm⁻³ and 0.63 ± 0.06 g cm⁻³, respectively, facilitating an overall density of <1 g cm⁻³ of the entire reed gabion. The living structures contributed 10-20 % to the total buoyancy of the reed gabion. Thus the reed gabion initializes the development of auto-buoyant floating vegetation mats following their natural counterparts.

1. Introduction

Floating vegetation is used in treatment wetlands for water purification (KADLEC and BEVIS 2009; TANNER and HEADLEY 2011) and for designing aquatic environments such as lake shorelines. By floating on the water surface, they provide the advantage of remaining in contact with the water even under highly fluctuating water levels. This is particularly important in urban water bodies. They often show strong fluctuations in water level, because of the peak discharge during and after a rain event followed by long dry periods with falling water levels. Bottom rooted vegetation is able to tolerate a variation in fluctuation up to 30-45 cm (GEIGER et al. 2009; WOODS-BALLARD et al. 2007). In contrast, artificial floating vegetation mats are capable of withstanding much higher fluctuations (TANNER and HEADLEY 2011). Using this technique, a higher volume of storm water can be retained using the same ground surface area, without reducing ecosystem benefits like vitality of the vegetation or runoff treatment. Floating vegetation is an important contribution to pond based stormwater management and provides an increased evapotranspiration by vegetation for mitigating the urban climate.

Natural floating vegetation mats are part of early and late succession stages in the development of lakes (TALLIS 1983) or they are created by anthropogenic impounded water over wetlands (OUZILLEAU 1977). The mats usually consist of pure organic material from living and dead mat building vegetation (MITSCH and GOSSELINK 2007; RODEWALD-RUDESCU 1974; SASSER et al. 1996).

Natural floating mats develop auto-buoyancy, with which they can permanently float on the water surface. The auto-buoyancy is caused by two „internal“ (KRATZ and DeWITT 1986) factors:

The first is the plant's structure that contain aerenchyma to supply their below ground structure with atmospheric oxygen (ARMSTRONG and WOOLHOUSE 1979). The air, contained in this tissue, can occupy more than 60 % of the entire root volume (CRAWFORD 1983; SMIRNOFF and CRAWFORD 1983) causing the mats to float on the water. Numerous studies on floating vegetation mats conclude that the air of those structures is regarded as the main cause for buoyancy of floating vegetation mats particularly during the early stages of development (CHOUARD and PRAT 1929; CURTIS 1987; HOGG and WEIN 1988a; KAUL 1974; KAUSCH et al. 1981; SCULTHORPE 1985; SJÖRS 1983; SUCCOW and JOSTEN 2001). The second reason is swamp gas generated during anaerobic decomposition of organic deposits accumulated over time. The swamp gas is trapped as bubbles in the densely intertwined network of roots, rhizomes and decomposing organic matter (COULTHARD et al. 2009) and thus contribute to its buoyancy (FECHNER-LEVY and HEMOND 1996; KING 1984). These gases are mostly composed of CH_4 , CO_2 and N_2 (HOGG and WEIN 1988b). Anaerobic conditions in the mat and the underlying free water column arise because the mat prevents oxygen supply from the atmosphere, and dissolved oxygen in the water is reduced due to decomposition of organic matter (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; HARAGUCHI 1992; RODEWALD-RUDESCU 1974).

Developing natural auto-buoyancy for artificial floating vegetation mats will ensure their permanent implementation and function, however it has not yet been studied to determine whether artificial floating vegetation mats achieve auto-buoyancy (HEADLEY and TANNER 2006; HEADLEY and TANNER 2012). To date artificial floating structures receive their buoyancy from buoyant bodies of inert and non-rotting material, such as PE, PP, metals or synthetic foam. These materials conflict with the ecological function of aquatic ecosystems especially when the installation of floating vegetation mats based on long-term considerations.

The use of non-organic materials should be questioned, because they cannot be separated from the root matrix and therefore contribute to the accumulation of plastics and other non-organic materials in the ecosystem. Additionally, these materials show significantly less biological activity than living root surfaces and therefore provide less water treatment potential (TANNER and HEADLEY 2011).

Mechanical load and deterioration of the artificial buoyant structures can reduce the artificial buoyancy of the mats so that the functions of the floating vegetation will only be achieved with high maintenance costs (Sabine Rühmland. personal communication 16.06.2009). Detailed information about the buoyancy of this type of artificial structure is not provided because long-term studies have not been conducted yet. Furthermore, another shortcoming of the artificial floating mats created with non-organic buoyant structures is that the plants are not able to perforate the plastic matrix to anchor (GÜNTHER and GRZESIAK 2006). Therefore we propose that using a decomposable buoyant body of dry reed stalks (using only a small amount of wire for structure) to initiate development of auto-buoyancy of artificial floating mats is prerequisite for the permanent establishment and to avoid the input of plastics and other non-organic materials into the aquatic ecosystem.

Based on this background information and the proposed design the following questions arise:

1. How does the density of the reed stalks change by water uptake and how long does the reed gabion provide its buoyancy?
2. Does the growing vegetation compensate the decreasing buoyancy when the reed gabion absorbs water?
3. To what degree is the compensation of the decreasing buoyancy dependent on the different plant species?

2. Methods

2.1 Reed Gabion Construction

For the reed gabion dry reed stalks of *Phragmites australis* were used taken from reed panels (250 x 100 cm) supplied by Hiss Reet. The panels consist of densely packed reed stalks extending over the entire length including their leaf sheaths. Both thick, basal parts and the thin tips from the top were used. Completely crushed stalks of the original mats were sorted out as well as the stem tips with inflorescences. With a saw the stalks of the mats were cut to 65 cm in length. The 65 cm long stalks were assembled into a reed gabion using a wooden frame in which a wire mesh has been inserted (70 x 70 x 10 cm, L x W x H) (Figure 1). In order to achieve a sufficient strength to the floating reed gabion against bending, the stalks were placed in two layers and crosswise to each other. Additionally, the stalks of the wire mesh were wrapped 100 x 100 cm of jute fabric prior to closure, in order to prevent slipping out of individual stalks (Hermann Meyer, nursery requirement). A wire mesh of annealed wire (1 x 1.6 m) was used with a mesh size of 5 cm and a wire thickness of 1.2 mm.

Figure 1.

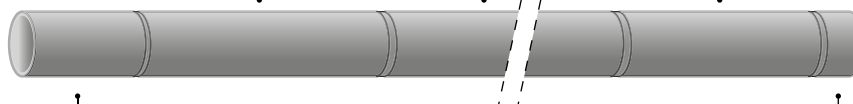
Assembling of the reed gabion: 1. wire mesh and balling fabric in wooden frame; 2. two layers of reed stalks; 3. closed reed gabion; 4. lifted reed gabion out of the frame


Figure 2.

Sketch of a single reed stalk with its average dimensions (n=550)

length: 64.68 cm volume: 34.4 cm³ mass: 9.49 g dry bulk density: 0.28 g cm⁻³

2-3 closed internodes: 46.34 cm



2 truncated internodes: 18.34 cm
external diameter: 0.79 cm
wall thickness: 0.085 cm
= volume: 6.43 cm³

reduced volume: 27.96 cm³

reduced dry bulk density: 0.34 g cm⁻³

Table 1.

Dry bulk density of the reed gabion

material	mass (g)	volume (cm ³)	density (g cm ⁻³)
stalks (n=645)	6 118.37	18 028.57	0.34
wire mesh 1.6 x 1.0 m	852.90	108.37	7.87
balling fabric 100 x 100 m	85.00	170.00	0.50
total gabion	7 056.27	18 307.94	0.39

Each reed gabion had an average dry mass of $6\,980 \pm 470$ g, including wire (779.13 ± 1.8 g). Figure 2 shows the average dimensions of one reed stalk and the resulting dry bulk density. Not shown are the leaf sheaths, they occupy 33.27 % of the stalks mass. Thus, the average reed gabion has a dry bulk density of 0.39 g cm^{-3} taking into account two truncated internodes of each stalk (Figure 2), (Table 1).

2.2 Vegetation

Helophyte species that naturally develop floating mats were selected: *Carex vesicaria* (blister sedge), *Comarum palustre* (purple marshlocks), *Carex lasiocarpa* (woollyfruit sedge), *Phragmites australis* (common reed), *Eriophorum angustifolium* (tall cotton-grass), *Menyanthes trifoliata* (buckbean).

Three types of floating mats were constructed. *Phragmites australis* and *Carex vesicaria* were placed individually on the reed gabion, *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* and *Carex lasiocarpa* were planted together as a plant community. The planting was carried out with 9 potted seedlings ($4 \times 4 \times 8$ cm) per gabion in April 2009, while *Comarum palustre* and *Menyanthes trifoliata* were planted as rhizome cuttings (Table 2).

2.3 Experimental Setup

Each gabion was placed in a butt (large cask), each with a volume of 480 l filled with water up to a distance of 3 cm from the top. The butts are 100 cm high and have a top diameter of 100 cm. They are embedded up to 10 cm above ground. The total water surface area is 0.79 m^2 , of which 62 % are covered from the gabion ($0.7 \times 0.7 = 0.49 \text{ m}^2$) (Figure 3). Seven water butts are placed in a circle around the eighth one, which was in the middle to prevent boundary effects. In addition to these a single additional control of the variants CAVE-R, ERIO-R and PHAU-R was placed on an adjacent basin ($4 \times 6 \times 0.6 \text{ m}$, 14.4 m^3).

2.4 Treatment

Between May 2009 and October 2010 a variant of the gabion was set in each block. Evaporation loss was compensated to ensure a constant water level and a constant amount of water using continuous water replenishment. To avoid reduced oxygen content as a factor influencing plant growth and to simulate the mixing in a natural body of water, the butts each were artificially ventilated with the beginning of the vegetation period 2010.

Table 2.

Variants under survey

treatment	Code
reed gabion + <i>Phragmites australis</i>	PHAU/ PHAU-R*
reed gabion + <i>Carex vesicaria</i>	CAVE/ CAVE-R*
reed gabion + <i>Eriophorum angustifolium</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Comarum palustre</i> , <i>Carex lasiocarpa</i>	ERIO/ ERIO-R*
control reed gabion	SCHK
control water	WASS

*) single replicant in adjacent basin

Figure 3.

Variants in the water butts and adjacent basin, august 2008



2.5 Sampling

The emerged thickness of the reed gabions was determined in the centimeter below the water surface. The reed gabion body was submerged at an angle in the water, because the individual stalks had different amounts of air volume in the open-sided internodes (Figure 1). The emersion depth was therefore determined as mean emersion of the reed gabion's four corners.

The buoyancy of the individual reed gabions was measured using a force meter ($\pm 1\text{N}$, Sauter) placed orthogonally to the gabion's centre after it is pushed under the surface of the water. Buoyancy is measured using the „peak function“ after the island is released and emerges back to the water surface.

The above ground phytomass was harvested at the end of the growing seasons 2009 and 2010, dried to a constant weight at 80°C and measured as dry weight ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) (LARCHER 2001). Stems were cut to a height of 10 cm above the water level/ gabion surface to prevent the culms submerging and water filling the aerenchyma.

Below ground phytomass was determined at the end of 2010 after harvesting the above ground phytomass by cutting a cylindric core of 10 cm in diameter. The sample was sorted according to the reed gabion's reed stalks and the plants living phytomass. Fresh density of the phytomass was determined using the Archimedes' principal in a calibrated glass cylinder ($\pm 10\text{ ml}$). Fresh weight was determined without any adherent water (WESTLAKE 1965).

Oxygen saturation was measured using an LDO Dissolved Oxygen Sensor (range 0.1 to 20.0 mg l^{-1}) and pH with a pH sensor (range -2.0 to 14.0 pH) from Hach Lange. Water samples were taken at 10 cm depth of

the water body. Ammonium, nitrate and phosphorus were determined on CFA (Continuous Flow Analyzer) and iron by atomic absorption spectrometry (AAS).

2.6 Data Analysis

Statistical evaluation of the measurements of buoyancy was performed using an analysis of variance (ANOVA). Total buoyancy of the reed gabion was determined with its average total fresh density, consisting of the materials fresh weight and the volume (reed stalks, wire) and the fresh weight and volume of the living plant structures:

$$\rho_{\text{total}} = \frac{(m_{\text{RG}} + m_{\text{BG}} + m_{\text{AG}})}{(V_{\text{RG}} + V_{\text{BG}})} \quad \text{Formula 1.}$$

with:

- mRG: fresh mass reed gabion (g)
- mBG: fresh mass below ground roots / rhizomes (g)
- mAG: fresh mass above ground phytomass (g)
- VRG: volume reed gabion (cm^3)
- VBG: volume roots / rhizomes (cm^3)

The above ground phytomass was considered as an additional load without its volume. The buoyancy of these structures is only relevant, if they are immersed in the water.

3. Results

3.1 Buoyancy

80-90 % of the reed gabion's volume originally floated above the water provided by the buoyancy of the dry stalks. In the course of the first year they were almost completely submerged in the water (Figure 4).

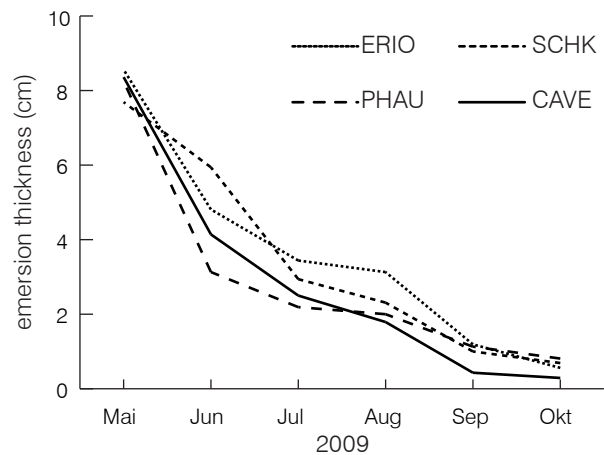
Results of buoyancy measurements are summarized in Table 3. In June 2009 shortly after the reeds gabions were placed in the water, a weight force of 139.1 ± 22.3 N was required to keep them under water regardless of the variant ($p > 0.05$). Thus, buoyancy was provided by the dry stalks of the reed gabions. The calculated weight force necessary to immerse all stalks used in a reed gabion is between 157.5 N (dry bulk density 0.28 g cm^{-3}) and 116.9 N (dry bulk density 0.34 g cm^{-3}).

The reed stalks absorbed water and their buoyancy was steadily reduced throughout 2009. The requisite weight force to immerse the reed gabions was reduced in the unplanted variant to 2.9 ± 1.5 N or about 2 % of the original weight force. This weight force remained the significant lowest (2009: $p < 0.05$, 2010: $p < 0.05$) during the entire test period compared to the *Eriophorum* plant community and *Phragmites australis*. From September 2009 the readings of the unplanted variant did not differ from the previous measurement ($p > 0.05$). Individual controls gradually lost their buoyancy and submerged, so that at the end of 2010 none of the 8 unplanted controls remained floating.

Carex vesicaria had only 3.7 % of its initial buoyancy at the end of 2009, and from summer 2010, the measurements did not differ significantly ($p > 0.05$) from the previous measurement. In contrast, the reed gabions planted with the *Eriophorum* plant community and *Phragmites australis* lost their buoyancy markedly slower and still had 6.6 % and 13.8 % of their initial

Figure 4.

Emersion thickness above water level



buoyancy at the end of 2009. Buoyancy had even increased in the end of 2010, however the increase was not a statistically significant difference to the measurements of summer 2010. The reed gabions of these two species retained some of their buoyancy, while the unplanted variant (SCHK) and *Carex vesicaria* had lost almost their entire buoyancy. The single control in the adjacent basin behaved analogous to the experimental islands. *Carex vesicaria* (CAVE-R) also lost its buoyancy, while buoyancy of *Phragmites australis* (PHAU-R) and the *Eriophorum* plant community (ERIO-R) increased too, enabling them to float over the entire experimental time.

Table 3.

Buoyancy of the reed gabions in N

Plant species	06/2009 (N)				10/2009 (N)				06/2010 (N)				10/2010 (N)			
	mean	sd	sig	n	mean	sd	sig	n	mean	sd	sig	n	mean	sd	sig	n
SCHK	139.1	± 22.3	n.s.	8	2.9	± 1.5	***	5	1.8	± 1.2	***	2	1.0	na	***	1
CAVE	149.8	± 20.7	n.s.	8	5.6	± 3.7	n.s.	7	5.2	± 1.1	n.s.	5	3.0	na	n.s.	1
ERIO	150.6	± 25.8	n.s.	8	10.0	± 5.0	*	6	14.6	± 7.0	**	6	28.6	± 8.7	*	8
PHAU	152.5	± 31.4	n.s.	8	19.8	± 6.7	***	4	11.5	± 7.5	*	6	13.2	± 9.0	*	6
CAVE-R	118.0			1	20.2			1	14.6			1	na			0
ERIO-R	167.0			1	22.2			1	14.2			1	16.5			1
PHAU-R	96.0			1	20.0			1	17.3			1	21.1			1

(Signif. codes: '***' 0.001; '**' 0.01; '*' 0.05; '.' 0.1; 'n.s.' not significant)

3.2 Living Phytomass

Above ground living phytomass is species specific between 47.2 ± 7.9 gDM m⁻² (*Eriophorum* plant community) to 317.4 ± 42.7 gDM m⁻² (*Carex vesicaria*) ($p < 0.05$), the below ground living phytomass of different plants is species specific between 318.3 ± 42.9 gDM m⁻² (*Carex vesicaria*) and 763.9 ± 81.2 gDM m⁻² (*Phragmites australis*) ($p < 0.05$). Thus, the ratio of above and below ground phytomass of *Carex vesicaria* is nearly balanced at 1:1.05, while below ground phytomass of *Phragmites australis* and the *Eriophorum* plant community predominates 1:3 or 1:6 (Table 4).

Fresh density of below ground phytomass is species-specific between 0.82 to 0.68 g cm⁻³ ($p < 0.05$). Based on this density the *Eriophorum* plant community and *Phragmites australis* are able to bear the mass of their above-ground phytomass contrary to *Carex vesicaria* (Figure 5).

3.3 Reed Stalks

The water content of the stalks used for the reed gabion was 76.32 ± 0.93 % regard-less of the variant (excluding water-filled nodes, $n = 35$, $p > 0.05$) resulting in a fresh density of 1.06 ± 0.02 g cm⁻³, thus the stalks lost their buoyancy. Based on the sub-samples calculated fresh mass of the reed-stalks used in the entire gabion is $16\,213.07 \pm 1\,297.77$ g. After drying, an average dry matter remained of $3\,811.78 \pm 350.43$ g. Thus, dry matter loss is about 2 306.59 g or 37.70 %. This loss is mainly due to the decomposition of leaf sheaths. Their initial dry matter of 3.00 ± 0.71 g or 32.7 % of the reed stalks dry weight, respectively, is reduced to 0.27 ± 0.12 g and 4.4 %, respectively. Recalcitrant organic matter of the stalks remained approximately the same ($p > 0.05$) (Figure 6).

3.4 Total density of the reed gabions

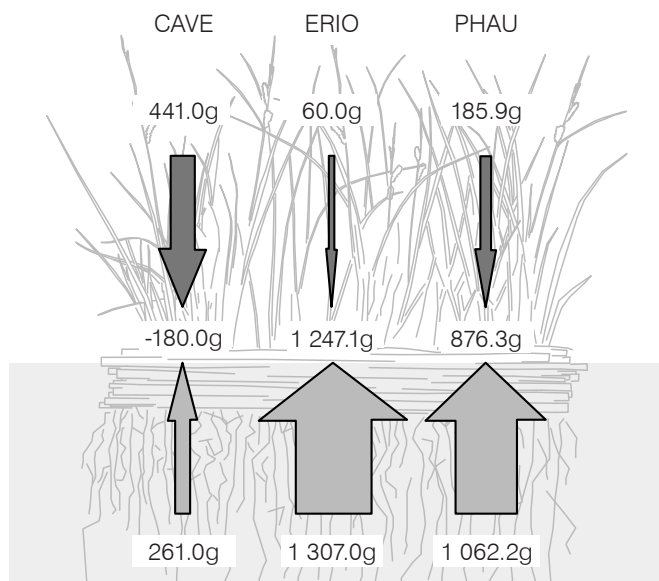
Table 5 shows the total fresh weight and volume of the reed stalks and the living below ground phytomass of the reed gabion together with the resulting joint density according to formula 1. *Phragmites*

Table 4.

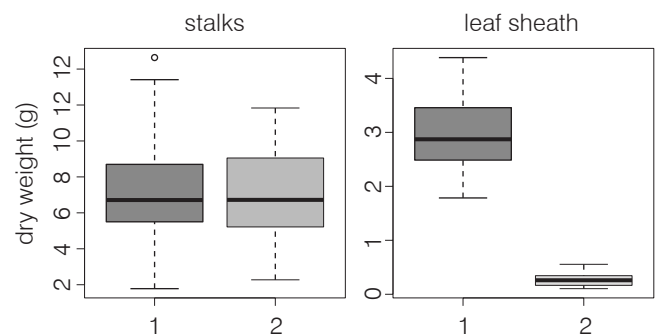
Living phytomass

2009	Above ground	
Plant species	Phytomass dry weight (gm ⁻²)	mois- ture (%)
CAVE	55.92 ±7.58	61.2
ERIO	35.00 ±6.88	61.7
PHAU	67.14 ±11.7	53.6
CAVE-R	87.35	60.6
ERIO-R	217.96	71.0
PHAU-R	335.20	57.4

2010	Above ground		Below ground				
Plant species	Phytomass dry weight (gm ⁻²)	mois- ture (%)	Phytomass dry weight (gm ⁻²)	Roots below gabion (%)	mois- ture (%)	Fresh density (gcm ⁻³)	Ratio (u/o)
CAVE	317.40 ±42.7	64.5	318.31 ±42.9	9.46	87.0	0.82 ±0.03	1.05
ERIO	47.17 ±7.9	60.6	279.78 ±36.5	5.56	87.8	0.63 ±0.06	5.96
PHAU	199.06 ±22. 5	47.5	763.95 ±81.2	32.57	83.1	0.68 ±0.03	3.76
CAVE-R	363.67	72.0	585.69	13.4	87.2	0.80	1.61
ERIO-R	332.86	64.6	2966.7	21.91	83.1	0.76	8.91
PHAU-R	556.12	42.8	2088.1	28.99	86.0	0.73	3.75


Figure 5.

Resulting load from below ground and above ground structures (=below ground volume - below ground fresh mass - above ground fresh mass)


Figure 6.

Mean dry weight of a single stalk and leaf sheaths (1: initial dry weight 2009 (n=30); 2: end of 2010 (n=37))

australis and the *Eriophorum* plant community show a buoyancy (< 1) while *Carex vesicaria*'s is negative (> 1).

In comparison in the adjacent basin the *Eriophorum* plant community (ERIO-R) and *Phragmites australis* (PHAU-R) have developed a significantly higher phytomass, whose low density results in an overall density of less than one. The phytomass of *Carex vesicaria* (CAVE-R) is even higher, but in comparison with the other plants high density leads to a total density of more than one, and loss of buoyancy.

3.5 Water

After the reed gabions were put in the water, dissolved oxygen in the water decreased to less than $0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$, while the water control (WASS) showed values of approximately $11 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Starting from the growing season 2010 dissolved oxygen increased up to $7\text{-}8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ due to artificial ventilation. When ventilation ceased, dissolved oxygen levels decreased to values from $1.4\text{-}2.8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ in the upper layers. The pH value of the water was between pH 7 and pH 8, regardless of the water depth (Table 6).

Dissolved nutrients of the water are shown in table 7.

Table 5.

Total density of the reed gabions

species	RG			BG			AG	total			
	m (g)	V (cm ⁻³)	ρ (gcm ⁻³)	m (g)	V (cm ⁻³)	ρ (gcm ⁻³)	m (g)	m (g)	V (cm ⁻³)	Buoyancy (N)	ρ (gcm ⁻³)
SCHK	16 123.8	15 274.3	1.06	na	na	na	na	16 123.8	15 274.4	-8 .3	1.06
CAVE	17 110.1	16 200.8	1.06	1 206.3	1 467.3	0.82	441.0	18 734.9	17 668.1	-10.47	1.06
ERIO	15 157.3	14 143.9	1.07	2 358.3	3 743.3	0.63	60.0	17 572.9	17 887.2	3.1	0.98
PHAU	16 559.5	15 831.1	1.05	2 363.2	3 494.2	0.68	185.9	19 241.2	19 348.6	1.1	0.99
CAVE-R	16 183.6	15 124.9	1.07	2 246.0	2 807.5	0.80	636.7	19 006.3	17 932.4	-11.1	1.11
ERIO-R	14 929.6	14 218.7	1.05	8 609.7	11 395.1	0.76	460.8	24 000.1	25 613.8	15.8	0.94
PHAU-R	17 132.0	16 533.0	1.04	7 318.2	9 982.2	0.73	477.1	25 327.3	26 583.4	15.6	0.95

(RG: reed gabion; BG: below ground phytomass (roots + rhizomes); AG: above ground phytomass; m: mass; V: volume; buoyancy (N)= (Vt-mt)*9.81m s⁻²; ρ: fresh density)

Table 6.

Dissolved oxygen content

Date	Depth	CAVE (mg l ⁻¹)	ERIO (mg l ⁻¹)	PHAU (mg l ⁻¹)	WASS (mg l ⁻¹)	SCHK (mg l ⁻¹)	temp (°C)	pH	basin ^{*)} (mg l ⁻¹)
Sept. 2009	03cm	0.3 ±0.1	0.3 ±0.1	0.3 ±0.1	11.3 ±0.4	0.4 ±0.2	16.50 ±0.4	7.4 ±0.3	3.21
	20cm	0.1 ±0.1	0.1 ±0.1	0.1 ±0.1	10.4 ±0.6	0.1 ±0.1	15.85 ±0.5	7.4 ±0.1	1.31
Jun. 2010	03cm	8.1 ±0.9	8.6 ±0.5	7.7 ±1.1	10.0 ±0.2	2.1 ±1.0	13.64 ±0.5	7.7 ±0.5	3.45
	60cm	8.2 ±0.9	8.4 ±0.7	7.5 ±1.3	9.2 ±0.3	0.1 ±0.1	13.21 ±0.4	7.4 ±0.2	1.12
Sept. 2010	03cm	1.4 ±0.4	2.8 ±1.0	2.9 ±1.3	9.2 ±0.5	2.5 ±1.1	16.32 ±0.9	7.8 ±0.9	2.42
	60cm	0.7 ±0.4	0.1 ±0.2	0.5 ±0.3	8.9 ±0.5	0.4 ±0.3	14.96 ±0.7	7.7 ±0.4	0.73

^{*)} basin of the single replicants -R

Table 7.

Nutrients and iron, Nov 2010; ^{*)} basin of the single replicants -R; ^{**)} fill up water

Species	Phosphorus (mg l ⁻¹)	Ammonium (mg l ⁻¹)	Nitrate (mg l ⁻¹)	Iron (mg l ⁻¹)
CAVE	0.5	13.2	0.1	1.4
ERIO	0.8	8.6	0.1	2.0
PHAU	0.6	13.6	0.1	1.1
SCHK	2.0	0.0	0.1	3.7
WASS	0.4	0.1	0.3	0.0
Basin ^{*)}	0.5	0.0	0.1	1.0
Zist ^{**))}	0.4	0.1	2.5	0.4

4. Discussion

Fresh Density of the Reed Gabion

Due to water uptake of the dry reed stalks the reed gabions were nearly completely submerged in the water after 7 months (Figure 4). Anaerobic conditions arose inside the reed gabion resembling water-saturated, organic soils. These conditions lead to a similar density of the stalks specific for organic matter at these sites. Oxygen as well as organic matter decomposers were absent in this environment leading to incomplete and reduced decomposition processes and a slightly increasing fresh density of the material depending on the state of decomposition (DICKINSON and MAGGS 1974).

Slightly humified peat shows a fresh density of 1.02 g cm^{-3} while strongly decomposed peat reaches values from 1.08 g cm^{-3} (POUSETTE 1965 in ERLINGSSON 1996; PÄIVÄNEN 1969). The fresh density of $1.06 \pm 0.02 \text{ g cm}^{-3}$ of all reed stalks is similar to this values found in literature.

However, the above ground structures of reed provide another starting material than peat mosses, thus these materials are not directly comparable with each other and either are their resulting densities. Literature data on the decomposition rate of reed-stalks under anaerobic conditions and their resulting fresh density was not available. In natural stands, above ground structures, such as the stalks used for the reed gabions are usually rapidly decomposed aerobically so that they only remain in the organic soil in small proportions (GROSSE-BRAUKMANN 1990). Nevertheless decomposition and a further increase in density are reduced when the starting material is composed of a high proportion of persistent substances e.g. lignin. The decomposition rate is more strongly affected by lignin content than the C:N ratio or the site conditions (RICHERT 2001). While the roots of *Phragmites* in

the investigation had a lignin content of 9.28 %, the content of reed stalks as used for the reed gabion is about 24 % (RODEWALD-RUDESCU 1974). Thus, the much higher lignin content of the reed stalks is a determining factor in terms of the decomposition.

The leaf sheaths were almost completely decomposed during the experiment, while the reed stalks still showed no significant dry matter loss ($p > 0.05$) after 36 months. In general the easily degradable organic matter is decomposed in the first two months (SWIFT et al. 1979). Thereafter, the proportion of persistent compounds such as lignin increases, resulting in a decreasing decomposition rate (OLSON 1963; WIDER and LANG 1982). Because degradation of the reed stalks has not yet started, no major increase of the density is to be expected if the anaerobic conditions in the reed gabion are preserved in the future. Thus, the value of their fresh density of 1.06 g cm^{-3} can be used for the subsequent calculation of the total density together with the living phytomass (Table 5), (Figure 9).

Living Phytomass

The plant species set on the reed gabions developed their below ground phytomass, counteracting the loss of the reed stalks buoyancy in the first growing season. Due to vegetative reproduction these species in their natural environment are highly competitive and quickly cover bare soil in the littoral zone (ELLENBERG and LEUSCHNER 2010), while the majority of the phytomass is developed as below ground structures (HEJNY 1960; PALLIS 1917; SCULTHORPE 1985; WESTLAKE 1965; WESTLAKE et al. 1998). Because of the aerenchyma tissue present in these structures their fresh density is less than that of water (GESSNER 1959; IVERSEN 1949; SMIRNOFF and CRAWFORD 1983). In natural stands depending on the nutrients, standing below ground phytomass reaches values from 3 000 to 6 000 gDM m^{-2} (DYKYJOVA and HRADECKA 1973;

FIALA 1976; KVET and WESTLAKE 1998). Depending on species, a period of 3-6 years is required to reach this mass. In hydroponic experiments using artificial nutrient solution *Phragmites australis* developed an below ground phytomass of 493 gDM m⁻² in the first year, the second year 2 730 gDM m⁻² and the third 8 886 gDM m⁻² (DYKYJOVA and VEBER 1978).

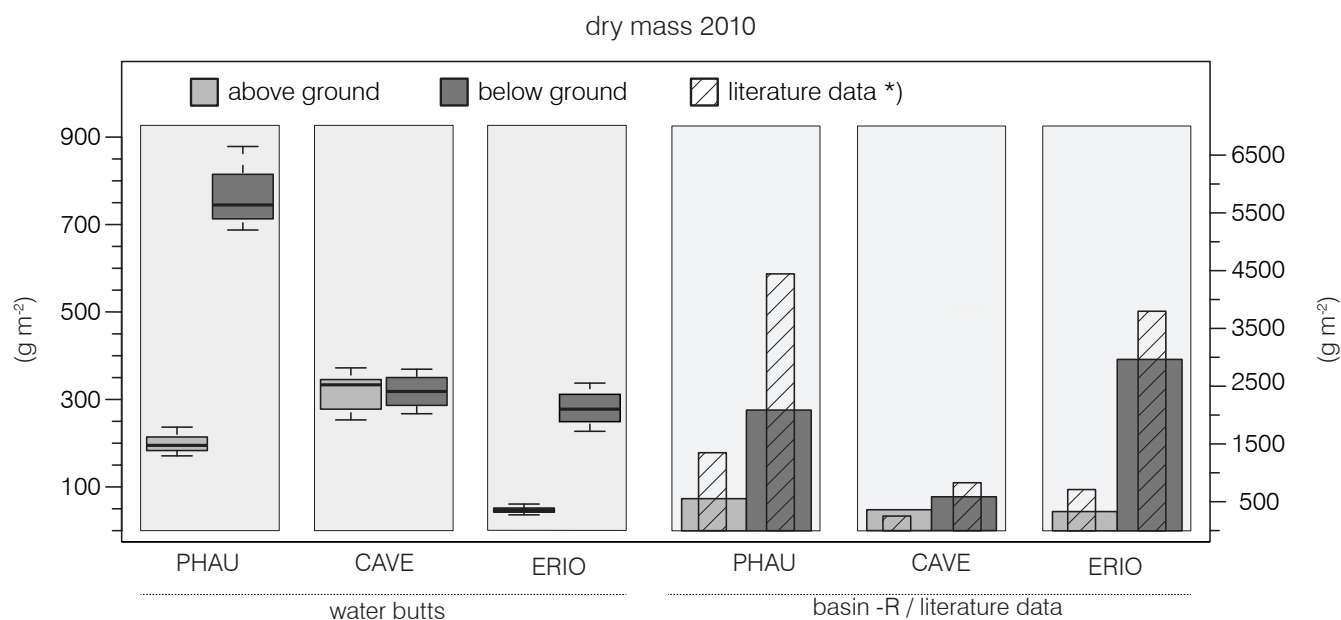
This quantity was not reached in the water butts. After 36 months *Carex vesicaria* developed a below ground dry mass of 318.31 gDM m⁻², the *Eriophorum* plant community 279.78 gDM m⁻² and *Phragmites australis* 763.95 gDM m⁻². The phytomass of the islands in the adjacent basin, however, exceeded this mass: CAVE-R: 586 gDM m⁻², ERIO-R: 2 967 gDM m⁻², PHAU-R: 2 088 gDM m⁻². Thus the island's masses in the basin are 2 to 10 times higher than the values of those in the water butts and nearly reaching the literature data (Figure 7).

Growth Inhibition

Obviously the decomposition of the reed gabions led to unfavorable site conditions in the water butts (anaerobic conditions, high iron content). Because of this reduced plant growth, less below ground phytomass was developed, to compensate for the loss of the gabion's buoyancy. The anaerobic decomposition of organic compounds leads to the development of phytotoxic substances (LERCH 1991). Particularly iron and its toxic effect on the vegetation represents a limiting factor for establishment of plants in wetlands (SNOWDEN and WHEELER 1993). Helophytes are adapted to those site conditions due to oxygen diffusion in the rhizosphere moderating the toxic effects (SMIRNOFF and CRAWFORD 1983). Thus the resistance to iron increases with the proportion of aerenchyma tissue (LAAN et al. 1990). Thin hydrous iron plaques can form in this way around the roots of wetland plants (CROWDER and

Figure 7.

Above and below ground standing phytomass (2010) compared with literature data



*) authors of literature data: (BERNARD and FIALA 1986; DYKYJOVA and VEBER 1978; FIALA 1976; FIALA et al. 1968; KVET and HUSAK 1978; SAARINEN 1996; SJÖRS 1991; SOUKUPOVA 1994)

MACFIE 1986; MITSCH and GOSSELINK 2007; OHLE 1934; XU et al. 2009), which reduces the uptake of phosphorus (MITSCH and GOSSELINK 2007; XU et al. 2009).

The iron content in the water of the butts in September 2010 reached values between 1.1-3.7 mg Fe l⁻¹ while in the water variant (without a reed gabion) no iron could be detected and in the adjacent basin (-R) the value was at 1.0 mg Fe l⁻¹ (Figure 8). Phosphorus increases with the iron content in the water ($R^2 = 0.87$), thus phosphorus is immobilized due to iron and therefore not available for plant uptake. Because phosphorus is the limiting factor, especially for the fast growing species such as *Phragmites*, reduced phosphorus availability by iron limits the productivity and thus the compensation of buoyancy through the growth of below ground structures.

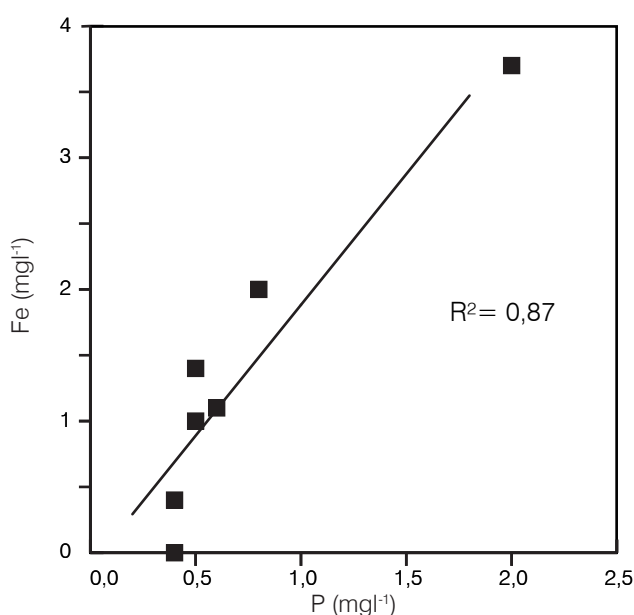


Figure 8.
Correlation of iron and phosphorus

Fresh Density

Little information can be found on the fresh density generated from fresh weight and fresh volume and the buoyancy of helophyte species. Values for *Phragmites australis* have been determined to be <0.8 g cm⁻³ (IVERSEN 1949) and for *Typha glauca* 0.58-0.73 g cm⁻³ (HOGG and WEIN 1988b).

Highest fresh density of the species studied is that of *Carex vesicaria* with values of 0.8 g cm⁻³. At the same time this species has the lowest porosity (percentage of air filled volume) of 11.6 to 22.1 % (KONCALOVA 1990). In addition, this tissue does not expand under anaerobic conditions (SOUKUPOVA 1994). The fresh density of the below ground structures of *Phragmites australis* is 0.7 g cm⁻³. The proportion of the aerenchyma tissue is much higher at 23 to 60 % (58±0.9 % rhizomes, roots 23±1.3 % - 28±1.6 %) (GRIES et al. 1990) or 43.5 % to 51.9 % (JUSTIN and ARMSTRONG 1987). The *Eriophorum* plant community below ground structures consist of the 4 species used, species specific porosity is between 10 % and 70 % (*Carex lasiocarpa*: 20.4 % (LU 2011), *Eriophorum angustifolium*: 42 %; *Comarum palustre*: 10 % (CRAWFORD 1982; CRAWFORD 1983) *Menyanthes trifoliata*: 69 % (COULT 1964)), and thus result in the lowest fresh density of 0.6 g cm⁻³ (Figure 9).

Due to the amount and density of its below ground structures *Phragmites australis* is able to compensate for the loss of the reed gabion's buoyancy while carrying its above ground phytomass with a buoyancy of 1.1 N per island. In this way the *Eriophorum* plant community even achieves a total buoyancy of 3.1 N for each island. Although below ground phytomass of *Carex vesicaria* does have a density of less than one, its above ground weight is too large for buoyancy (Table 5). Therefore harvesting of above ground phytomass in 2009 reduced the load, and the buoyancy of the reed gabion increased. But when

above ground phytomass developed again in 2010, buoyancy decreased, resulting in a complete loss of the controls buoyancy. Nevertheless when compared to the unplanted controls, the living phytomass results in a slower decrease of buoyancy of the reed gabion, because the unplanted control had already lost its buoyancy after 7 months.

Total Buoyancy

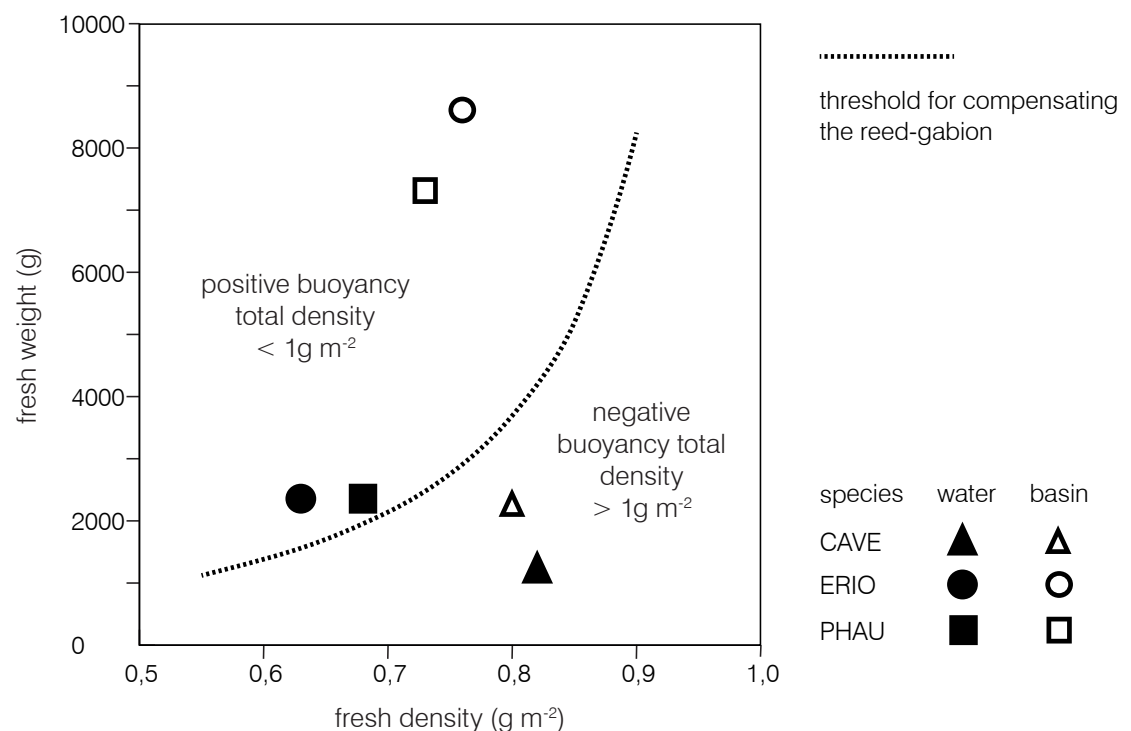
While total buoyancy of the islands is 13.2 N for the *Phragmites australis* variants and 28.6 g for the *Eriophorum* plant community (Table 3), the calculated buoyancy based on the living phytomass is only 1.1 N for *Phragmites australis* and 3.1 N for the *Eriophorum* plant community (Table 5). Thus only a small proportion (7-10 %) of the overall buoyancy can be explained with the living phytomass, while the major part, a difference of 12.2 N for *Phragmites australis* and 25.5 N for the *Eriophorum* plant community is determined by other factors. A portion of this difference can be explained with measurement uncertainty when pressing the reed gabion under water for determining total buoyancy including the bases

of the stalks. The bases represent a large proportion of above ground phytomass (WESTLAKE 1965) and displaced water that contributes to total buoyancy. Therefore, a lower total buoyancy would be expected as recorded during the measurement. Furthermore, the bases could not be considered when determining the above ground phytomass to prevent stalks coming under water during winter and suffocating the plants (BRIX 1989; OSTENDORP and KRUMSCHEID-PLANKERT 1993). However, the buoyancy difference is a multiple of the entire above ground phytomass. This measurement uncertainty appears to be rather low.

In addition to the below ground structures of helophytes the main factor for buoyancy is the swamp gas entrapped in the floating mats (FECHNER-LEVY and HEMOND 1996; KING 1984). HOGG and WEIN (1988a) concluded that in a 20-year old floating *Typha*-mat 92 % of the total buoyancy is provided by the swamp gas. The difference between total buoyancy and calculated buoyancy lies within these values (*Phragmites australis* 92 %, *Eriophorum* plant community 89 %). The swamp gas itself could not be quantified and qualified. When measuring total buoyancy of the

Figure 9.

Threshold of fresh weight and fresh density for compensating buoyancy of the reed gabion ($m = 16\,213\text{ g}$; $\rho: 1.06\text{ g cm}^{-3}$) shown together with the fresh weight and fresh density of the species under investigation.



Eriophorum plant community, gas bubbles escaped, showing clear signs of the presence of entrapped gas bubbles within the reed gabion. This pathway for swamp gas is called „episodic ebullition“ (COULTHARD et al. 2009). The amount of gas trapped in the pores of water-saturated organic soils and floating vegetation mats is specified at about 10 % of the volume (HOGG and WEIN 1988b; KIENE 1991). A gas volume of about 1 500 ml can be derived from the volume of the reed stalks ($\sim 15\,000\text{ cm}^3$; (Table 5)). This volume provides a buoyancy of 14.7 N that corresponds to the difference of buoyancy of the *Phragmites australis* variant. The *Eriophorum* variant should have an even greater amount of swamp gas within the reed gabion. The dense intertwined roots in organic soils may be areas in which a large amount of gas is produced and retained in the form of gas bubbles (CHRISTENSEN et al. 2003; COULTHARD et al. 2009). Detailed studies of the production and especially the storage of gas bubbles in organic soils are still being discussed and analyzed (COULTHARD et al. 2009; GLASER and CHANTON 2009). Species-specific characteristics of the plants involved seem to have an important impact (COULTHARD et al. 2009), because in stands of *Eriophorum angustifolium* a particularly high gas bubble formation was observed (GREEN and BAIRD 2012). *Carex lasiocarpa* forms fine roots over its entire below ground structures (BERNARD and FIALA 1986) whose dense network can serve as a surface for the formation and trapping of gas bubbles. Thus the high difference in buoyancy of the *Eriophorum* variant may be due to a plant specific high gas production and storage in the dense root network inside the reed gabion. The species specific differences in methane production and storage thus affect the buoyancy of the reed gabion already in the first years of its development.

5. Conclusion

The reed gabion is suitable for developing auto buoyant floating vegetation mats. Due to the vegetation establishment and growth, the reed gabion develops into an organic mat densely perforated by the roots and rhizomes. Although the reed stalks receive a density of 1.06 g cm^{-3} , total density is lower 1 g cm^{-3} due to the under ground structures, so that a planted reed gabion will float.

Contrary to the initial assumption, swamp gas can provide up to 90 % of the total buoyancy in the second year of development. The gas is generated under the anaerobic conditions caused by the decomposition of reed gabion's organic matter. Thus the reed gabion passes into stable self-preservation ensuring permanent auto-buoyancy. In addition to the aerenchyma and the standing phytomass as a selection criterion for the vegetation, future studies should take into account the vegetation root systems, in which the gas bubbles are trapped.

6. Literature

- Armstrong, W., Woolhouse, H.W., 1979. Aeration in Higher Plants. *Advances in Botanical Research* Volume 7:225-332
- Bernard, J.M., Fiala, K., 1986. Distribution and standing crop of living and dead roots in three wetland *Carex* species. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113:1-15
- Brix, H., 1989. Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany* 35:81-98
- Chouard, P., Prat, H., 1929. Note sur les tourbières du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). *Bulletin de la Société Botanique de France* 76:113-130
- Christensen, T.R., Panikov, N., Mastepanov, M., A. Joabson, A. Stewart, M. Öquist, Sommerkorn, M., Reynaud, S., Svensson, B., 2003. Biotic controls on CO₂ and CH₄ exchange in wetlands - A closed environment study. *Biogeochemistry* 64:337-354
- Coult, D.A., 1964. Observations on Gas Movement in the Rhizome of *Menyanthes trifoliata* L., with Comments on the Role of the Endodermis. *Journal of Experimental Botany* 15:205-218
- Coulthard, T.J., Baird, A.J., Ramirez, J., Waddington, J.M., 2009. Modeling methane dynamics in peat: Importance of shallow peats and a novel reduced-complexity approach for modeling ebullition. In: Baird, A.J., ed. *Carbon Cycling in Northern Peatlands* 184. AGU, Washington, D. C. . 173-185
- Crawford, R.M.M., 1982. Physiological responses to flooding. In: Lange, O.L., ed. *Physiological Plant Ecology* II. Berlin. 453-477
- Crawford, R.M.M., 1983. Root survival in flooded soils. In: Gore, A.J.P., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies Ecosystems of the world* 4A. Amsterdam. 257-283
- Crowder, A.A., MacFie, S.M., 1986. Seasonal deposition of ferric hydroxide plaque on roots of wetland plants. *Canadian Journal of Botany* 64:2120-2124
- Curtis, J.T., 1987. The vegetation of Wisconsin. Madison, Wisconsin. 657
- Dickinson, C.H., Maggs, G.H., 1974. Aspects of the Decomposition of Sphagnum Leaves in an Ombrophilous Mire. *New Phytologist* 73:1249-1257
- Donselaar-Ten Bokkel Huinik, W.A.E.v., 1961. An Ecological Study of the Vegetation in three former River Beds. *Wentia* 5:112-162
- Dykyjova, D., Hradecka, D., 1973. Productivity of reed-bed stands in relation to the ecotype, microclimate and trophic condition of the habitat. *Polskie archiwum hydrobiologii* 20:111-119
- Dykyjova, D., Veber, K., 1978. Experimental Hydroponic Cultivation of Helophytes. In: Dykyjová, D., Květ, J., eds. *Pond littoral ecosystems Structure and Functioning. Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 28. Berlin. 181-192
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage von Christoph Leuschner. 1334
- Erlingsson, U., 1996. The Arenal Reservoir, Appendix 3: The „Gamalote“ Floating Islands Problem. Report for AB Hydroconsult, Uppsala, Sweden, for the Instituto Costarricense de Electricidad, Costa Rica. 20
- Fechner-Levy, E.J., Hemond, H.F., 1996. Trapped Methane Volume and Potential Effects on Methane Ebullition in a Northern Peatland. *Limnology and Oceanography* 41:1375-1383
- Fiala, K., 1976. Underground organs of *Phragmites communis*: their growth, biomass, and net production. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 11:225-259
- Fiala, K., Dykyjová, D., Kvet, J., Svoboda, J., 1968. Methods of Assessing Rhizome and Root Production in Reed-bed Stands. In: *Methods of Productivity Studies In Root Systems and Rhizosphere Organisms*. Moscow, Leningrad. 28.08-12.09.1968. 36-47.
- Geiger, W.F., Dreiseitl, H., Stemplewski, J., 2009. *Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten*. München. 256
- Gessner, F., 1959. *Hydrobotanik: Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser* Band 2: Stoffhaushalt. Berlin. 701
- Glaser, P.H., Chanton, J.P., 2009. Methane Accumulation and Release From Deep Peat: Measurements, Conceptual Models, and Biogeochemical Significance. In: Baird, A.J., ed. *Carbon Cycling in Northern Peatlands* 184. AGU, Washington, D. C. . 145-158
- Green, S.M., Baird, A.J., 2012. A mesocosm study of the role of the sedge *Eriophorum angustifolium* in the efflux of methane—including that due to episodic ebullition—from peatlands. *Plant Soil* 351:207-218
- Gries, C., Kappen, L., Losch, R., 1990. Mechanism of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steudel. *New Phytologist* 114:589-593
- Grosse-Braukmann, G., 1990. Ablagerungen in Mooren. In: Göttlich, K., ed. *Moor- und Torfkunde* 3. Stuttgart 175-236
- Günther, H., Grzesiak, C., 2006. Ingenieurbiologische Versuchsanlage Lebende Inseln. *Mitteilungsblätter der Gesellschaft für Ingenieurbiologie* 27:2-13

- Haraguchi, A., 1992. Seasonal change in the redox property of peat and its relation to vegetation in a system of floating mat and pond. *Ecological Research* 7:205-212
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. NIWA National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. 100
- Headley, T.R., Tanner, C.C., 2012. Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42:2261-2310
- Hejny, S., 1960. *Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den Slowakischen Tiefebene (Donau- und Theissgebiet)*. Bratislava.
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1988a. The contribution of Typha components to floating mat buoyancy. *Ecology* 69:1025-1031
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1988b. Seasonal Change in Gas Content and Buoyancy of Floating Typha Mats. *Journal of Ecology* 76:1055-1068
- Iversen, J., 1949. Determinations of the specific gravity of the roots of swamp. *Oikos* 1:1-5
- Justin, S.H.F.W., Armstrong, W., 1987. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytologist* 106:465-495
- Kadlec, R.H., Bevis, F.B., 2009. Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: Vegetation response. *Ecological Engineering* 35:1312-1332
- Kaul, R.B., 1974. Ontogeny of foliar diaphragms in Typha latifolia. *American Journal of Botany* 61:318-323
- Kausch, A.P., Seago, J.L., Marsh, L.C., 1981. Changes in starch distribution in the overwintering organs of Typha latifolia (Typhaceae). *American Journal of Botany* 68:877-880
- Kiene, R.P., 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rodgers, J.E., Whitmann, W.B., eds. Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen, oxides and halomethanes. Washington D.C. 111-146
- King, G.M., 1984. Methane Production in Okefenokee Peats. In: Cohen, A.D., Casagrande, D.J., Andrejko, M.J., Best, G.R., eds. The Okefenokee Swamp: Its natural History, Geology, and Geochemistry. Los Alamos, NM. 371-379
- Koncalova, H., 1990. Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. *Aquatic botany* 38:127-134
- Kratz, T.K., DeWitt, C. B., 1986. Internal Factors controlling peatland-lake ecosystems development. *Ecology* 67:100-107
- Kvet, J., Husak, S., 1978. Primary Data on Biomass and Production Estimates in Typical Stands of Fishpond Littoral Plant Communities. In: Dykyjová, D., Kvet, J., eds. Pond littoral ecosystems Structure and Functioning. *Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 28. Berlin. 211-216
- Kvet, J., Westlake, D.F., 1998. Primary production in wetlands. In: Westlake, D.F., Kvet, J., Szczepanski, A., eds. The production ecology of wetlands The IBP Synthesis. Cambridge. 77-168
- Laan, P., Tosserams, M., Blom, C.W.P.M., Veen, B.W., 1990. Internal oxygen transport in Rumex species and its significance for respiration under hypoxic conditions. *Plant and Soil* 122:39-46
- Larcher, W., 2001. *Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt*. Stuttgart. 408
- Lerch, G., 1991. *Pflanzenökologie*. Berlin. 535
- Lu, Y., 2011. Growth and morphological responses to water level variations in two Carex species from Sanjiang Plain, China. *African Journal of Agricultural Research* 6:28-34
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands* 4ed. New Jersey. 735
- Ohle, W., 1934. Entstehung und Zusammensetzung der Röhrensteine des Großen Plöner Sees. *Geologische Rundschau* 25:225-246
- Olson, J.S., 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44:322-331
- Ostendorp, W., Krumscheid-Plankert, P., 1993. Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. *Limnologie Aktuell* 5. Stuttgart. 269
- Ouzilleau, J., 1977. Les tourbières flottantes du réservoir Cabonga, Parc de la Vérendrye. *Société d'énergie de la baie James. Environnement*. 80
- Päivänen, J., 1969. The bulk density of peat and its determination. *Silva Fennica* 3:1-19
- Pallis, M., 1917. The structure and history of Plav: the floating fen of the danube. *Journal of the Linnean Society, Botany* 43:233-291
- Richert, M., 2001. Wurzelabbau und seine Bedeutung für die Torfbildung. In: Kratz, R., Pfadenhauer, J., eds. *Ökosystemmanagement für Niedermoore Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Stuttgart. 120-124
- Rodewald-Rudescu, L., 1974. Das Schilfrohr Phragmites communis Trinius. In: Thienemann, A., ed. *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie*

- und ihren Nachbargebieten 27. Stuttgart. 302
- Saarinen, T., 1996. Biomass and production of two vascular plants in a boreal mesotrophic fen. *Canadian Journal of Botany* 74:934-938
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Swarzenski, C.M., Leibowitz, N.C., 1996. Vegetation, Substrate and Hydrology in Floating Marshes in the Mississippi River Delta Plain Wetlands, USA. *Vegetatio* 122:129-142
- Sculthorpe, C.D., 1985. The biology of aquatic vascular plants. London. 610
- Sjörs, H., 1983. Mires of Sweden. In: Goodall, D.W., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor Regional studies Ecosystems of the world 4B*. Amsterdam. 69-94
- Sjörs, H., 1991. Phyto- and Necromass above and below Ground in a Fen. *Holarctic Ecology* 14:208-218
- Smirnoff, N., Crawford, R.M.M., 1983. Variation in the Structure and Response to Flooding of Root Aerenchyma in some Wetland Plants. *Annals of Botany* 51:237-249
- Snowden, R.E.D., Wheeler, B.D., 1993. Iron Toxicity to Fen Plant Species. *Journal of Ecology* 81:35-46
- Soukupova, L., 1994. Allocation Plasticity and Modular Structure in Clonal Graminoides in Response to Waterlogging. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29:227-236
- Succow, M., Josten, H., 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*. Stuttgart. 622
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Studies in Ecology* 5. 372
- Tallis, J.H., 1983. Changes in wetland communities. In: Gore, A.J.P., ed. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies Ecosystems of the world 4A*. Amsterdam. 311-347
- Tanner, C.C., Headley, T.R., 2011. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering* 37:474-486
- Westlake, D.F., 1965. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 18:229-248
- Westlake, D.F., Kvet, J., Szczepanski, A., eds, 1998. *The productoin ecology of wetlands*. Cambridge.
- Wider, R.K., Lang, G.E., 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63:1636-1642
- Woods-Ballard, B., Kellagher, R., P.Martin, Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P., 2007. *The SUDS Manual*. London.
- Xu, D., Xu, J., He, Y., Huang, P., 2009. Effect of Iron Plaque Formation on Phosphorus Accumulation and Availability in the Rhizosphere of Wetland Plants. *Water, Air, & Soil Pollution* 200:79-87

SYNTHESE

1. Das Prinzip „Schilfrohrgabione“

Mit Hilfe der Schilfrohrgabione lassen sich schwimmende Inseln nach dem natürlichen Vorbild initiieren. Die Inseln schwimmen ohne zusätzliche Auftriebshilfe auf dem Wasser und bestehen ausschließlich aus organischen und verrottbaren Materialien. Die Schilfrohrgabione unterstützt das Wachstum der Pflanzen auf dem Wasser, indem sie ihnen zu Beginn Auftrieb und gleichzeitig Wurzelraum zur Verankerung bietet. Neben den Halmzwischenräumen wird von den Rhizomen von *Phragmites australis* und *Carex vesicaria* auch das Halminnere durchwachsen. Gleichzeitig setzen unmittelbar sauerstoffzehrende Prozesse ein, die innerhalb der Gabione anaerobe Bedingungen gewährleisten. Diese waren deutlich durch Schwarzfärbung des Gabioneninneren zu erkennen. Somit sind innerhalb des Gabionenkörpers analog zu wassergesättigten Böden anaerobe Bedingungen entstanden, die die Grundvoraussetzung für das spätere Wachstum des Körpers sind. Das Prinzip wird in Mooren „Verdrängungstorf“ genannt (GROSSE-BRAUKMANN 1990). Die lebenden Wurzeln dringen in die abgestorbenen anaeroben Schichten ein und werden, wenn sie selber dort absterben, sofort anaerob abgebaut und als Torf innerhalb des Gabionenkörpers angelegt. Die Schilfrohrgabione entspricht mit ihrer Aufbauhöhe von 10 Zentimetern Dicke einem ca. 15-20 Jahre altem Sukzessionsstadium eines schwimmenden durchwachsenen Torfkörpers (5,8 Millimeter Wachstum pro Jahr (HOGG and WEIN 1987b). Somit würde sich aus der Schilfrohrgabione in ca. 80 Jahren ein vollständig entwickelter Torfkörper mit 50-60 Zentimetern Dicke entwickelt haben.

Für das Wachstum steht nicht die gesamte produzierte Phytomasse zur Verfügung. Alle untersuchten Arten legten waagerechte Ausläufer und Rhizome sowie einen Teil der Wurzeln innerhalb der Schilfrohrhalme an. Gleichzeitig wurden aber auch unterhalb der Gabione ca. 30-40 Zentimeter lange Wurzeln gebildet, die frei im Wasser hängen. Diese stellen ca. 9-15 Prozent der gesamten unterirdischen Phytomasse dar. Somit ist unklar, ob die unter der Schilfrohrgabione hängenden Wurzeln zum Aufbau des Torfkörpers beitragen oder ob diese Teile, nachdem sie abgestorben sind, auf den Gewässergrund absinken und für das Wachstum des Wurzel-Rhizomenkörpers nicht mehr zur Verfügung stehen. Aus der Natur sind keine Beispiele mit unter den Körpern hängenden Wurzeln bekannt. Aufgrund der oft gefundenen Beschreibung eines unteren, stärker zersetzten und weniger durchwurzelten Horizontes, ist davon auch nicht auszugehen (KRATZ and DEWITT 1986; SASSER et al. 1995; SASSER et al. 1996). Lediglich von den schwimmenden *Phragmites*gesellschaften im Donaudelta ist bekannt, dass ihr gesamter Torfkörper von lebenden Organen durchwurzelt ist, allerdings sind auch hier keine Angaben zu freien Wurzeln unterhalb des Körpers zu finden (RODEWALD-RUDESCU 1974). Allerdings bilden einige Helophyten wie *Phragmites australis* oder *Typha angustifolia* als Adaption an anaerobe Standorte zweierlei Typen von Wurzeln aus. Während im anaeroben lockeren Sediment vorrangig Verankerungswurzeln gebildet werden, erfolgt die Nährstoffaufnahme über die Wasserwurzeln aus dem freien und meist aeroben Wasser (KONČALOVÁ 1990; KONČALOVÁ and PAZOUREK 1988). Die Pflanze vermeidet damit die Aufnahme reduzierter und phytotoxischer Substanzen. Weil diese Wurzeln unterhalb der Gabione somit eine Adaption der Pflanzen sind, können sie nicht als konstruktionsbedingter Verlust von Phytomasse für das Wachstum des Rhizomenkörpers gewertet werden.

Innerhalb der Schilfrohrgabione haben sich anaerobe Bedingungen eingestellt unter denen Sumpfgas entstanden ist. Neben der hohen Phytomasseproduktion als Auswahlkriterium geeigneter Pflanzenarten könnte daher auch das Wurzelwerk und seine Eignung zum Einfangen des Gases ein weiteres Auswahlkriterium sein. Das Sumpfgas hat sich ab der zweiten Vegetationsperiode in dem dichten Wurzelgeflecht der *Eriophorum*-Gesellschaft und von *Phragmites australis* verfangen und zu einem messbar größeren Auftrieb geführt. Die Vegetation hat Einfluss auf die Produktionsrate, weil ein großer Teil des Gases aus von den Pflanzen exsudiertem Kohlenstoff sowie jungen abgestorbenen Pflanzenwurzeln metabolisiert wird (GREEN and BAIRD 2012; WILLIAMS and YAVITT 2011). Ein dichtes Wurzelnetz der Arten führt zu einer Ansammlung von Gasbläschen im Porenraum (COULTHARD et al. 2009).

Die Wurzelnetze der *Eriophorum*-Gesellschaft und von *Phragmites australis* waren im Vergleich unterschiedlich dicht. *Carex lasiocarpa* kann nicht nur an den Nodien, sondern an den gesamten Rhizomen Feinwurzeln bilden. Von der gesamten Wurzelmenge dieser Art liegen 16 Prozent (589 gTM m^{-2}) als lebende Wurzeln vor, während der weitaus größere Teil aus abgestorbenen Wurzeln (3.030 gTM m^{-2}) besteht. Der Anteil der Rhizome liegt bei 19 Prozent der gesamten unterirdischen Phytomasse (BERNARD and FIALA 1986). Die Art ist vergesellschaftet mit weiteren feinwurzelnbildenden Arten wie *Eriophorum angustifolium* und *Comarum palustre* (KUTSCHERA and LICHTENEGGER 1982). Dagegen legt *Phragmites australis* 77 Prozent der unterirdischen Phytomasse als Rhizomen an (FIALA 1976).

Carex vesicaria besitzt mit einer Porosität zwischen 11 und 22 Prozent das am geringsten ausgeprägte Aerenchymgewebe der untersuchten Arten (KONČALOVÁ 1990). Bei Überflutung und Sauerstoffdefizit im Wurzelraum reagieren morphologisch weniger

angepasste Arten durch eine Reduzierung des Feinwurzelaufbaues in den tiefen, anaeroben Schichten und verstärkter Wurzelbildung in den oberflächennahen Schichten (BUSCH 2000; KONČALOVÁ 1990). Somit könnte *Carex vesicaria* weniger geeignet sein, innerhalb der Gabione ausreichend Feinwurzeln anzulegen, um bereits frühzeitig einen Auftrieb durch Sumpfgas zu unterstützen. Eine Pflanzenauswahl wie die *Eriophorum*-Gesellschaft, die besonders Arten mit einem dichten Wurzelnetz unter den anaeroben Bedingungen berücksichtigt, kann somit, sobald die Gabione vollständig in das Wasser eingetaucht ist, das entstehende Sumpfgas für den Auftrieb nutzen.

Wenn bereits ab der zweiten Vegetationsperiode der Auftrieb durch das Sumpfgas erfolgt, könnte die Dicke der Schilfrohrgabione unabhängig des Auftriebes der Vegetation gewählt werden. Ursprünglich war eine Dicke von 5 Zentimetern anhand der lebenden Phytomasse von 5.000 gFM m⁻² überschlagen worden. Die Dicke der Gabione wurde jedoch für den Versuch mit 10 Zentimetern doppelt so dick gebaut und die Grundfläche der Gabione halbiert, so dass das Gesamtgewicht von 6.000 gTM nicht überschritten wurde. Die 10 Zentimeter dicke Schilfrohrgabione ist innerhalb der ersten 6 Monate vollständig durch Wasseraufnahme der jeweils untersten Halme in das Wasser eingetaucht. Eine Schilfrohrgabione mit einem Aufbau von 5 Zentimetern wäre wahrscheinlich rascher eingetaucht und ggf. bereits während der ersten Vegetationsperiode versunken. Für zukünftige Schilfrohrgabionen könnte somit eine Aufbaustärke von 10 Zentimetern je Quadratmeter gewählt werden, wenn die Auswirkungen des Wurzelgeflechtes der Arten auf eine Sumpfgasproduktion und -speicherung weiter untersucht werden. Ein dickerer Gabionenkörper würde günstigere Voraussetzungen für die Sumpfgasbildung bieten, weil die Methanproduktion mit zunehmender Mächtigkeit des anaeroben Horizontes, d.h. der Gabionendicke ansteigt (MEYER et al. 2001). Die Konstruktion bietet somit zu Beginn

Auftrieb durch die trockenen Halme und leitet direkt über zu einem Auftrieb mit Hilfe des Sumpfgases. Somit würde die Schilfrohrgabione nicht nur das Wachstum des Torfkörpers der ersten 15-20 Jahre verkürzen, sondern auch gleichzeitig direkt den natürlichen Eigenauftrieb durch das Sumpfgas einleiten. Aus der schwimmenden Bauweise kann damit eine konstant stabile Pflanzengesellschaft (GIGON 1981) hervorgehen, die sich selbstschwimmend und damit langfristig auf dem Wasser erhalten kann.

1.1 Verwendung auf großen Oberflächengewässern

Selbstschwimmende Inseln sind für einen großflächigen und dauerhaften Einsatz geeignet und können für das Stadtklima einen günstigen Beitrag durch gesteigerte Verdunstung leisten. Weil durch die Bauweise ausschließlich organische Materialien verwendet werden, können die sich daraus entwickelnden, schwimmenden Pflanzengesellschaften eine wichtige Rolle als Ersatzhabitat an den meist steilen und verbauten Ufern städtischer Gewässer übernehmen. In Amsterdam wurden aus diesen Gründen zahlreiche schwimmende Pflanzenbestände entlang von Kanalufern installiert, allerdings unter Verwendung von künstlichen Auftriebskörpern und -konstruktionen (Jan H. de Jager. Mitteilung per E-mail. 06.09.2012).

Ein Problem an größeren Gewässern stellt die auftretende Wind- und Wellenbelastung dar, die einer Etablierung schwimmender Inseln entgegenwirkt. Die Exposition zu Wind und Wellen ist ein wichtiges Kriterium für das Auftreten von schwimmenden Vegetationsgesellschaften auf großen Gewässern (AZZA et al. 2006; OUZILLEAU 1977) oder für Schwingrasen in Kolken und Moorseen (MÜLLER 1965; MÜLLER 1973). Die Folgen der Belastung durch Wind und Wellen sind der Eintrag von sauerstoffreichem Wasser in den Körper der schwimmenden Vegetationsgesellschaft,

so dass an deren Rand aerobe statt anaerobe Bedingungen entstehen und abgestorbene organische Substanz nicht verrotft, sondern zerkleinert und mineralisiert wird (SUCCOW and JOSTEN 2001). Durch sein hohes Porenvolumen besitzt Torf einen Anteil von bis zu 94 Prozent fest gebundenen Wassers, das der Wasserbewegung im Torfkörper entgegen wirkt (DIERSSEN and DIERSSEN 2001; SUCCOW and JOSTEN 2001; ZIMMERLI 1988). Der Wassergehalt der Schilfrohrhalme lag bei 70 Prozent (12,8 Liter bzw. ca. 26 Prozent des Gabionenvolumens) während das Wasser in den Halmzwischenräumen (30,7 Liter bzw. ca. 60 Prozent des Gabionenvolumens) nicht fest gebunden ist. Diese Zwischenräume werden erst im Laufe der Entwicklung durch die Wurzeln der Vegetation geschlossen. Somit scheint die Schilfrohrgabione in den ersten Entwicklungsjahren anfällig gegenüber Wind- und Wellenbewegungen zu sein, weil diese leicht sauerstoffreiches Wasser in das noch junge Wurzel-Rhizomennetz eintragen können. Während des Versuches waren die einzelnen Gabionen aufgrund der kleinen Tonnen und Becken keinen mit großen Gewässern vergleichbaren Einflüssen ausgesetzt. Eine schwimmende Gabione sollte daher möglichst an windgeschützten Lagen und in einem großflächigen Verband zur Hauptwindrichtung auf das Wasser gesetzt werden. Auf diese Weise würde das Verhältnis zwischen Rand und Gesamtfläche klein sein. Der größte Teil der Gabionen wäre vor dem Einfluss durch sauerstoffreiches Wasser geschützt, so dass sich in den Poren anaerobe Bedingungen dauerhaft erhalten. Genauere Aussagen zu den Randeffekten, wie sie am Rand von Schwingrasen in nährstoffarmen Gewässern auftreten, lassen sich mit diesen Informationen noch nicht treffen.

Die Wellenbewegungen können Erschütterungen der schwimmenden Gabionen auslösen. Durch Erschütterungen schließen sich in den Poren der Torfböden kleine Gasbläschen zu großen Blasen zusammen und treten aus dem Boden an die

Oberfläche (episodic ebullition) (BAIRD et al. 2004; FECHNER-LEVY and HEMOND 1996; SCHÄFER et al. 2012). Ob eine durch Wellenbewegung ausgelöste Erschütterung schwimmender Gabionen Einfluss auf die Gasemissionsrate hat und sich dadurch der Auftrieb der Gabione verringert, ist bisher noch nicht untersucht. Unempfindlich gegenüber Bewegung erscheinen die großflächigen und bis zu 2 Meter tief im Wasser schwimmenden Vegetationsgesellschaften mit *Phragmites australis* im Donaudelta zu sein (RODEWALD-RUDESCU 1974). Deshalb erscheint eine 10 Zentimeter dicke Schilfrohrgabione geeigneter als eine 5 cm dicke Gabione. *Phragmites australis* scheint aufgrund des tiefreichenden und die gesamte Schilfrohrgabione durchdringenden Rhizomennetzes geeignet zu sein, eine gegenüber Wind- und Wellen möglichst tolerante Bauweise zu unterstützen. Für genauere Aussagen wie zum Dickenwachstum der Wurzel-Rhizomenkörper, sind weiterführende Untersuchungen zum Einfluss durch Wind und Wellen notwendig. Trotz der verkürzten Sukzessionsstadien bestehen noch große Unterschiede zwischen der Schilfrohrgabione und gleichgroßen Torfkörpern, denn letztere wären bei gleichem Volumen mit bis zu 80 kg m^{-2} doppelt so schwer als eine Schilfrohrgabione (RODEWALD-RUDESCU 1974).

1.2 Verwendung auf Retentionsteichen

Regenwasserretentionsteiche sind charakterisiert durch hohe Wasserstandsschwankungen, verbunden mit hohen Stofffrachten. Die Retentionsanlagen sollen Abflussspitzen auffangen und die mitgeführten gelösten Substanzen und suspendierten Trübstoffe zurückhalten. Der Abbau organischer Substanz, d.h. der Schilfrohrgabione, kann unter den hohen Nährstofffrachten wie Phosphor rascher und vollständiger ablaufen, allerdings ist auch unter eutrophen Bedingungen der im Wasser gelöste Sauerstoff der limitierende Faktor und führt zu reduzierten Abbauprozessen (DIERSSEN and DIERSSEN 2001). Somit wäre ein Erhalt

des Körpers unter diesen Bedingungen denkbar. Für die lebenden Pflanzenteile stellen diese periodisch auftretenden hohen Nährstoffbelastungen aber eine Gefahr dar. Aus eutrophen bis polytrophen Gewässern ist bekannt, dass Schwingmoorvegetation in Folge von Schwefelwasserstoff in kurzer Zeit vollständig abstirbt und versinkt (SUCCOW and JOSTEN 2001). Für Phragmitesbestände wird ein Grenzwert von 5 mg l^{-1} Schwefelwasserstoff angegeben, der innerhalb eines Jahres zum Absterben des gesamten Bestandes führen kann (RODEWALD-RUDESCU 1974). Wenn daher die Wurzeln unterhalb der Schilfrohrgabione nach der dimorphen Aufgabenverteilung der Wurzeln die sind, die im aeroben Bereich die Nährstoffe aufnehmen, und ggf. gegenüber anaeroben Bedingungen weniger tolerant sind, dann wären diese von periodisch stark schwankenden Nährstoffbelastungen und einem geringen Sauerstoffgehalt besonders betroffen. Selbst bei den Wurzeln toleranter Arten können, wenn sich nach der Belastung wieder aerobe Bedingungen einstellen, auch später noch Zellschäden durch postanoxischen Stress auftreten (BRÄNDLE 1996). Eine Vorreinigung des Wassers analog des Prinzipes am Potzdamer Platz würde somit helfen, die Pflanzen vor zu hohen Stofffrachten zu schützen.

Die Größe des Wasserkörpers und sein Volumen haben ebenfalls Einfluss auf die Stoffkonzentration und deren Einflüsse auf das Wachstum der Pflanzen. Der Draht zur Herstellung der Gabione hat bei allen Arten der Versuchstonnen ($0,79 \text{ m}^2$, 62 Prozent Bedeckung) zu einer Phosphor-Fixierung und damit zu reduziertem Wachstum geführt. In den größeren Wasserbecken (24 m^2 , 4 Prozent Deckung) wurde dagegen von allen Arten eine höhere Phytomasse produziert. Daher ist zu erwarten, dass sich in größeren Wasserkörpern eine geringere Konzentration einstellt, die geringere Auswirkungen auf eine Phosphor-Fixierung und das Pflanzenwachstum besitzen. Ein alternatives Material, welches vergleichbare Eigenschaften besitzt, d.h. hohe Festigkeit im Wasser für 2-3 Jahre, während es

langsam zersetzt wird, ist derzeit nicht bekannt (Jens Mählmann. Mündliche Mitteilung 17.09.2012). Somit ist für den Einsatz von schwimmenden Pflanzenbeständen auf stark schwankenden Regenwasserteichen das Verhältnis zwischen der bedeckten und der unbedeckten Fläche sowie dem Wasservolumen in Verbindung mit phytotoxischen oder wachstumshemmenden Stoffkonzentrationen weiter zu untersuchen.

Erste Versuche mit bepflanzten schwimmenden Konstruktionen zur Reinigung von anaeroben Abwasserteichen haben erwartungsgemäß zu einem Ausfall zahlreicher Arten wie *Iris pseudacorus*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha spec.* geführt (HUBBARD 2010). Die in künstlichem Regenwasser untersuchten Arten von HEADLEY und TANNER (2011) waren *Carex virgata*, *Cyperus ustulatus*, *Juncus edgariae* und *Schoenoplectus tabernaemontani* und besaßen ein Verhältnis zwischen oberirdischer Phytomasse und Wurzeln unterhalb des Schwimmkörpers von 3,7:1 bis 4,6:1. Dieses Verhältnis wird aus Sicht der Wasserreinigung als günstig betrachtet, weil durch eine Beerntung der oberirdischen Phytomasse dem Gewässer Nährstoffe entzogen werden können (HUBBARD 2010). Aufgrund der daraus resultierenden hohen Auflast ist eine zusätzliche technische Konstruktion erforderlich, die der Vegetation ausreichend Auftrieb bietet. Aufgrund der geringen unterirdischen Produktion ist nur mit einer langsamen Entwicklung eins Wurzel-Rhizomenkörpers zu rechnen, die für das Prinzip Schilfrohrgabione nicht geeignet ist. Für die Wasserreinigung mit gegenüber hohen Belastungen toleranten Arten können aufgrund deren fehlender Schwimmfähigkeit technische Konstruktionen als Schwimmhilfe erforderlich werden.

1.3 Stadt- und Globalklima

Der Hauptauftriebsfaktor natürlicher schwimmender Inseln ist das innerhalb des organischen Körpers entstehende Sumpfgas, das je nach Jahreszeit zu 10-90 Prozent aus Methan besteht (CHANTON and WHITING 1995; HOGG and WEIN 1987a). Moore sind eine natürliche Kohlenstoffsенке und Methanquelle (MEYER et al. 2001), 40-50 Prozent der globalen Emissionen sind auf Moore zurückzuführen (DIERSSEN and DIERSSEN 2001; WHITING and CHANTON 1993). Wenn Methan in die Atmosphäre gelangt, ist es dort als Treibhausgas 21 mal wirksamer als Kohlenstoffdioxid (HOUGHTON et al. 1995). Damit steht der für das Stadtklima wichtigen Verdunstungsleistung bepflanzter Regenwasserteiche das Methan mit seiner hohen Bedeutung für das Globalklima gegenüber. Dieser Konflikt ist aus der Wiedervernässung von Feuchtgebieten und Mooren bekannt. Hier steigt in den ersten Jahren nach dem Wasseranstieg die Emission bis auf eine Tonne je Hektar und Jahr an (MEYER et al. 2001). Die Varianz dieser Werte kann aufgrund methodischer Ungenauigkeiten bis zu 100 Prozent betragen (COULTHARD et al. 2009; SUCCOW and JOSTEN 2001). Dieser Zustand ist nur vorübergehend, nach einer Übergangszeit stellen sich Emissionsraten natürlicher Moore ein. Die Dauer dieser Übergangszeit ist aber unklar (MEYER et al. 2001).

Sowohl die Verdunstung als auch die Methanemission sind mit der Primärproduktion der Pflanzen korreliert (BEHRENDT et al. 2000; WHITING and CHANTON 1993). Eine Bilanzierung der stadtklimatisch wichtigen Verdunstung mit dem für das Globalklima bedeutsamen Methan ist im Rahmen der Arbeit nicht möglich. Über Methanemissionen von schwimmenden technischen Konstruktionen liegen bisher keine Untersuchungen vor. Die Methanemissionen von technischen Feuchtgebieten werden wegen der unterschiedlichen Charakteristik von Kohlenstoffdioxid und Methan hinsichtlich deren Klimarelevanz und der

kurzen Verweildauer von Methan in der Atmosphäre kurzfristig (< 60 Jahre) als Treibhausgasquelle, langfristig jedoch als Senke (> 100 Jahre) betrachtet. (BRIX et al. 2001). Somit besitzen nur langfristig auf dem Wasser lebende Inseln sowohl für das Stadtklima als auch für das Globalklima einen positiven Effekt.

2. Literatur

- Azza, N., Denny, P., van de Koppel, J., Kansime, F., 2006. Floating mats: their occurrence and influence on shoreline distribution of emergent vegetation. *Freshwater Biology* 51:1286-1297
- Baird, A.J., Beckwith, C.W., Waldron, S., Waddington, J.M., 2004. Ebullition of methane containing gas bubbles from near surface Sphagnum peat. *Geophysical Research Letters* L21505 31:1-4
- Behrendt, A., Schaltz, G., Hölzel, D., Müller, L., Schindler, L., Dannowski, R., 2000. Water consumption of wetland plants in a temperate climate. In: 11th International Peat Congress. Québec Canada. 6-12.08.2000. 827-832.
- Bernard, J.M., Fiala, K., 1986. Distribution and standing crop of living and dead roots in three wetland *Carex* species. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113:1-15
- Brändle, R., 1996. Überflutung und Sauerstoffmangel. In: Brunold, C., Rügsegger, A., Brändle, R., eds. *Stress bei Pflanzen*. Bern, Stuttgart, Wien. 133-148
- Brix, H., Sorrell, B.K., Lorenzen, B., 2001. Are Phragmites dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* 69:313-324
- Busch, J., 2000. Gaswechsel und strukturelle Anpassungen einheimischer Seggen unter dem Einfluß unterschiedlicher edaphischer und atmosphärischer Standortbedingungen. Göttingen.
- Chanton, J.P., Whiting, G., 1995. Trace gas exchange in freshwater and coastal marine systems: ebullition and plant transport. In: Matson, P., Harriss, R., eds. *Methods in Ecology: Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*. 98-125
- Coulthard, T.J., Baird, A.J., Ramirez, J., Waddington, J.M., 2009. Modeling methane dynamics in peat: Importance of shallow peats and a novel reduced complexity approach for modeling ebullition. In: Baird, A.J., ed. *Carbon Cycling in Northern Peatlands* 184. AGU, Washington, D. C. . 173-185
- Dierssen, K., Dierssen, B., 2001. Moore. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Stuttgart. 230
- Fechner-Levy, E.J., Hemond, H.F., 1996. Trapped Methane Volume and Potential Effects on Methane Ebullition in a Northern Peatland. *Limnology and Oceanography* 41:1375-1383
- Fiala, K., 1976. Underground organs of *Phragmites communis*: their growth, biomass, and net production. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 11:225-259
- Gigon, A., 1981. Ökologische Stabilität, Typologie und Realisierung. *Fachbeiträge zur schweizerischen MAB-Information* 7. Bern.
- Green, S.M., Baird, A.J., 2012. A mesocosm study of the role of the sedge *Eriophorum angustifolium* in the efflux of methane including that due to episodic ebullition from peatlands. *Plant Soil* 351:207-218
- Grosse-Braukmann, G., 1990. Ablagerungen in Mooren. In: Göttlich, K., ed. *Moor- und Torfkunde* 3. Stuttgart 175-236
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1987a. Buoyancy and growth of floating cattail mats in a dyked impoundment in New Brunswick. In: *Proceedings SYMPOSIUM '87 Wetlands/Peatlands*. Edmonton, Alberta, Canada. 23-27.08.1987. 581-587.
- Hogg, E.H., Wein, R.W., 1987b. Growth dynamics of floating *Typha* mats: seasonal translocation and internal deposition of organic material. *Oikos* 50:197-205
- Houghton, J.T., Filho, L.G.M., Callander, B.A., N. Harris, Kattenberg, A., Maskell, K., eds, 1995. *Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Contribution of WGI to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Hubbard, R.K., 2010. Floating Vegetated Mats for Improving Surface Water Quality. In: Shah, V., ed. *Emerging Environmental Technologies* 2. Dordrecht. 211-244
- Končalová, H., 1990. Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. *Aquatic botany* 38:127-134
- Končalová, H., Pazourek, J., 1988. Root dimorphism in flooded *Carex gracilis* CURT. *Acta Universitatis Carolinae / Biologica* 31:43-50
- Kratz, T.K., DeWitt, C. B., 1986. Internal Factors controlling peatland lake ecosystems development. *Ecology* 67:100-107
- Kutschera, L., Lichtenegger, E., 1982. *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen*. Band 1: Monocotyledoneae Band 1: Monocotyledoneae. Stuttgart. 516
- Meyer, K., Höper, H., Blankenburg, J., 2001. Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz, R., Pfadenhauer, J., eds. *Ökosystemmanagement für Niedermoores Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Stuttgart. 104-111
- Müller, K., 1965. Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. . *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 36:30-77
- Müller, K., 1973. Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen. Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in Nordwestdeutschland. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 49:148-235

- Ouzilleau, J., 1977. Les tourbières flottantes du réservoir Cabonga, Parc de la Véréndrye. Société d'énergie de la baie James. Environnement. 80
- Rodewald-Rudescu, L., 1974. Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. In: Thienemann, A., ed. Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten 27. Stuttgart. 302
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Evers, D.E., 1995. Hydrologic, vegetation, and substrate characteristics of floating marshes in sedimentrich wetlands of the Mississippi river delta plain, Louisiana, USA. *Wetlands Ecology and Management* 3:171-187
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Swarzenski, C.M., Leibowitz, N.C., 1996. Vegetation, Substrate and Hydrology in Floating Marshes in the Mississippi River Delta Plain Wetlands, USA. *Vegetatio* 122:129-142
- Schäfer, C.M., Elsgaard, L., Hoffmann, C.C., Petersen, S.O., 2012. Seasonal methane dynamics in three temperate grasslands on peat. *Plant and Soil* 357:339-353
- Succow, M., Josten, H., 2001. Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart. 622
- Whiting, G.J., Chanton, J.P., 1993. Primary production control of methane emission from wetlands. *Nature* 364:794-795
- Williams, C.J., Yavitt, J.B., 2011. Temperate wetland methanogenesis: the importance of vegetation type and root ethanol production. *Soil Science Society of America Journal* 74:317-325
- Zimmerli, S., 1988. Vegetation und Standort von Schwingrasen in der Schweiz. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel 102. Zürich. 105

ANHANG

Abbildungen

I.

- Figure 1.**
Design and functioning of floating vegetation.22
- Figure 2.**
Leaf Area Index (LAI) is defined as the one sided green leaf area per unit ground area and is used in microclimate models to simulate the surface-plant-air interactions.23
- Figure 3.**
Comparison of the water and energy balance of sealed surfaces and single trees: while 74 per cent of the rainwater runs off the sealed surfaces, 37 per cent of the incoming radiation is converted into sensible heat. A single tree evaporates up to 86 per cent of the rainwater and thus converts up to 53 per cent of the incoming radiation into latent heat. (P: annual rainfall; ET_a : actual evaporation; R_{ob} : run off; R_{vers} : percolation; RG: global radiation; R: reflection; LE: latent heat flux; H: sensible heat flux) (modified according to HARLASS 2008)24
- Figure 4.**
Young street trees are most affected by urban design factors such as drought stress. Management practices such as tree irrigation are needed during the establishment period of young street trees which is most crucial to its survival.25
- Figure 5.**
Floating vegetation mats are installed along the shoreline of channels in Amsterdam/ The Netherlands for amenity purposes (Foto: Jan H. de Jager, Nautilus Eco-Civiel b.v.)25
- Figure 6.**
Annual water and energy balance for open water surfaces. Evaporation is only limited by solar radiation and wind action, and can be increased due to the oasis effect, therefore, high annual evapotranspiration rates can be expected. (abbreviations see Figure 3; modified according to HARLASS 2008).26
- Figure 7.**
Vegetated surface waters provide opportunities for increasing evapotranspiration due to the large evaporative surface area of the plants leaves.26
- Figure 8.**
Water level fluctuation during a 30 day drought period due to evapotranspiration of bottom rooted aquatic vegetation along the shoreline and floating vegetation of a retention pond.27
- Figure 9.**
Theodor Wolff Park after technical completion and plantation of the trees, 1989 (Foto: Office Regina Poly). With a size of nearly 1 ha the park is taking over a significant climatic function in the built up environment. In summer, drought stress leads to a lost of this function because the lawn dies off.....29

Figure 10.

The urban waters at the Potsdamer Platz are a semi-centralized stormwater storage system with subsurface flow wetlands for water purification. Deviations of a maximum of 30 cm of the water level can be tolerated, higher deviations should be avoided to ensure water supply for the bottom rooted vegetation.30

Figure 11.

Along the shore line of the River Spree the the riparian vegetation is missing due to hard edges of the channelized river for shipping.31

II.

Abbildung 1

Schwimmende Verlandungsabfolge eutropher Gewässer von einer initialen Schwimmblattgesellschaft (1a), einem Schwingröhricht (1b) bis zu einem schwimmenden Erlenbruch (1c). Mit schwimmenden Blättern der Europäischen Seekanne (*Nymphoides peltata*) bedeckte Wasserfläche im Donaudelta (2). Schwimmende Insel im Riegsee (Bayern) aus einem von *Cladium mariscus* dominiertem Röhricht und beginnender Gehölzentwicklung (3).40

Abbildung 2

Schwimmende Verlandungsabfolge mesotropher und oligotropher Gewässer von einer initialen schwimmenden Torfmoosgesellschaft (1a) über einen Schwinggrasen (1b) zu einem Schwingmoor mit Randzone (1c). *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* und *Carex rostrata* bilden die vordere Verlandungszone eines Stillgewässers in der Kaschubischen Schweiz (Polen) (2). NSG Himmelreichsee bei Rheinsberg, oligotrophes Kesselmoor mit Übergangs- und Schwinggrasemooren (Foto: Rüdiger Knösche) (3).41

Abbildung 3

Typha angustifolia wächst mit seinen Ausläufern in schwimmende Initialbestände aus *Stratoides aloides* und kann eine schwimmende Sukzessionsreihe einleiten.42

Abbildung 4

Cicuta virosa und *Carex pseudocyperus* besiedeln schwimmende organische Decken auf der Wasserseite von Röhrichtgesellschaften (Jezero Dronicki - West-Polen, 1985; Foto: Rüdiger Knösche).43

Abbildung 5

Rhynchospora alba in einer geschlossenen *Sphagnum ssp.* Decke am Kögelweiher/ Allgäu.44

Abbildung 6

Lage der Ausläufer und Wurzeln von *Typha angustifolia* in den Sedimenten. Wenn die Wurzeln im bindigen Boden (a) abreißen, kann das in der darüber liegenden Mudde verlaufende Rhizomgeflecht (b) aufschwimmen. (Höhen ohne Maßstab, verändert nach DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961).45

Abbildung 7

An der Vorderkante eines Schwinggrasens tauchen die Rhizome und Wurzeln vom *Menyanthes trifoliata* aufgrund ihres ausgeprägten Luftleitgewebes aus dem Wasser auf und erschließen selbstschwimmend die freie Wasserfläche.45

Abbildung 8

Aufgessenes Teilstück einer ehemals schwimmenden Schilfinself (*Phragmites australis*) im Donaudeelta. Die abgestorbene und vertorfte organische Substanz (dunkelbraun) ist dicht von den lebenden Rhizomen und Wurzeln (gelb) durchzogen.47

Abbildung 9

Vertikales Tiefenprofil einer schwimmenden Vegetationsgesellschaft (verändert nach SASSER et al. 1995)....49

Abbildung 10

Auftrieb einer ca 50-60cm starken schwimmenden Typhamatte in kg m⁻² (nach HOGG UND WEIN 1987)49

Abbildung 11

Progressive Sukzession an einem Stillgewässer mit einem Schwingmoor. Frei im Wasser schwimmende Gessellschaften ermöglichen eine horizontale Ausdehnung auf den See. Mit dem Schwingmoor wächst ein schwimmender Torfkörper heran. Der Torfkörper erhält eine Dichte von <75 g cm⁻³. Aus der schwimmenden Matte sedimentiert organische Substanz, aus der sich auf dem Gewässergrund eine Muddeschicht entwickelt. Wenn die schwimmende Matte mit dieser in Kontakt tritt, nimmt die Dichte des Torfes dauf >75 g cm⁻³ zu. (KRATZ et al. 1986, verändert)52

Abbildung 12

Prinzipsskizze einer bepflanzten Schilfrohrgabione54

III.

Figure 1.

Assembling of the reed gabion: 1. wire mesh and balling fabric in wooden frame; 2. two layers of reed stalks; 3. closed reed gabion; 4. lifted reed gabion out of the frame.....69

Figure 2.

Sketch of a single reed stalk with its average dimensions (n=550)69

Figure 3.

Variants in the water butts and adjacent basin, august 2008.....71

Figure 4.

Emersion thickness above water level73

Figure 5.

Resulting load from below ground and above ground structures (=below ground volume - below ground fresh mass - above ground fresh mass)75

Figure 6.

Mean dry weight of a single stalk and leaf sheaths (1: initial dry weight 2009 (n=30); 2: end of 2010 (n=37))75

Figure 7.

Above and below ground standing phytomass (2010) compared with literature data79

Figure 8.

Correlation of iron and phosphorus80

Figure 9.

Threshold of fresh weight and fresh density for compensating buoyancy of the reed gabion
($m=16\,213\text{ g}$; $\rho: 1.06\text{ g cm}^{-3}$) shown together with the fresh weight and fresh density of the
species under investigation.....81

Tabellen

II.

Tabelle 1.

Durchschnittliche Phytomasse ausgewählter Helophyten (Mittelwerte in g TM m ⁻²)	53
---	----

III.

Table 1

Dry bulk density of the reed gabion	68
---	----

Table 2

Variants under survey	69
-----------------------------	----

Table 3

Buoyancy of the reed gabions in N	72
---	----

Table 4

Living phytomass	73
------------------------	----

Table 5

Total density of the reed gabions	75
---	----

Table 6

Dissolved oxygen content	75
--------------------------------	----

Table 7

Nutrients and iron, Nov 2010; *) basin of the single replicants -R; **) fill up water.....	75
--	----

