

ZUM THEMA

# Wasserpflanzen- management



# AquaMak

Das Forschungsprojekt AquaMak hat die Entwicklung von ökonomisch, ökologisch und sozial vorteilhaften Nutzungsstrategien für Wasserpflanzen zum Ziel. Aquatische Makrophyten haben eine hohe Bedeutung für Gewässer. Während des Wachstums nehmen sie Nährstoffe und CO<sub>2</sub> aus dem Gewässerkörper auf und reichern diesen gleichzeitig mit Sauerstoff an. So verbessern sie die Selbstreinigungsfähigkeit der Gewässer und die Lebensbedingungen für tierische Lebewesen. Zudem liefern sie Habitate und Verstecke für Kleinlebewesen und Fischbrut.

Bei übermäßigem Wachstum müssen Wasserpflanzen entnommen werden, damit deren Zersetzung im Gewässer nicht zu starker Sauerstoffzehrung und Freisetzung von Nährstoffen führt. Entkrautungen sind auch notwendig zur Unterhaltung der Funktion wassertechnischer Bauwerke, als Maßnahmen zum Hochwasserschutz und zur Erhaltung der touristischen Nutzbarkeit von Stillgewässern. Dabei fallen relevante Mengen an Wasserpflanzenbiomasse an.

Bereits 2008 wurden die Kosten für die Entkrautung naturferner Fließgewässer in Deutschland auf zirka 100 Mio. Euro pro Jahr geschätzt. Auf Grund der zunehmenden Ausbreitung invasiver Neophyten und bei Einbeziehung aller Gewässer ist aktuell mit erheblich höheren Kosten zu rechnen.

Mit der geernteten Biomasse steht ein innovativer Rohstoff zur Verfügung, der einer energetischen Nutzung zugeführt werden sollte. Viele Biogasanlagen stehen wegen steigender und schwankender Substratpreise unter hohem wirtschaftlichem Druck. Auch der Diskurs um eine „Vermaisung“ der Ackerflächen und die Einschränkung der Nutzung von Mais für Biogasanlagen durch den Gesetzgeber, lassen die Biogasanlagenbetreiber immer stärker nach alternativen Substraten suchen, die nicht in Konkurrenz zu Nahrungsmitteln stehen.

Neben dem Methanpotenzial bringen Wasserpflanzen wertvolle Spurenelementfrachten in den Biogasprozess ein, was zur Einsparung von Spurenelementpräparaten führen kann. Relevante Frachten an Phosphor, Stickstoff und Kalium führen zur Erhöhung des Düngewertes der Gärreste in Marktfruchtgebieten. Zur Sicherstellung der von der Erntezeit unabhängigen Verfügbarkeit von Wasserpflanzenbiomasse ist allerdings ihre Konservierung erforderlich, dazu gibt es vielversprechende Versuche mit Wasserpflanzen-Mischsilagen.

Das vorliegende Themenheft Wasserpflanzenmanagement stellt Ergebnisse des Forschungsprojekts AquaMak und Übersichtsbeiträge vor.

**Wir wünschen den Lesern eine interessante und unterhaltsame Lektüre!**

*Andreas Zehndorf, Carsten Herbes, Markus Röhl, Walter Stinner*



Bundesministerium  
für Ernährung  
und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages



BMEL-Projekt 22403013

[www.ufz.de/aquamak](http://www.ufz.de/aquamak)

# Inhalt

03

<b>Grußworte</b> <i>A. Schütte, A. Melzer</i>	<b>4</b>
<b>Biomassepotenziale submerser Makrophyten in Deutschland</b> <i>M. Röhl, S. Roth (Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen)</i>	<b>6</b>
<b>Entkrautung des Kemnader Sees</b> <i>Interview mit Michael Kuk (Ruhrverband, Essen)</i>	<b>13</b>
<b>Die Ernte aus dem Wasser und die weitere Nutzung</b> <i>L. Moeller, A. Bauer; L. Marx, S. Schmidt, J. Pörschmann, H.-J. Stärk, A. Zehnsdorf (UFZ)</i>	<b>15</b>
<b>Die GEWÄSSER-EXPERTEN!</b> <i>Interview mit Ingo Nienhaus (DIE GEWÄSSER-EXPERTEN!)</i>	<b>24</b>
<b>In Mischung konservieren</b> <i>H. Wedwitschka, M. Gießmann, D. Gallegos, P. K. Rajendran, W. Stinner (DBFZ)</i>	<b>26</b>
<b>Wasserpflanzen und deren Entfernung</b> <i>V. Brummer, C. Herbes (HFWU Nürtingen-Geislingen)</i>	<b>32</b>
<b>Wasserpflanzenmähd - aus der Sicht des Praktikers</b> <i>Interview mit Markus Liegl (Liegl GmbH und Co. Fuhrunternehmen KG)</i>	<b>40</b>
<b>Alternative Substrate für Biogasanlagen</b> <i>Marion Wiesheu (Fachverband Biogas e.V.)</i>	<b>43</b>
<b>Invasive Wasserpflanzen</b> <i>A. Hussner (Jackels Umweltdienste GmbH)</i>	<b>50</b>
<b>Wasserpestinvasion im Goitzschensee</b> <i>H. Rönicke, M. Beyer (UFZ)</i>	<b>63</b>
<b>Aquatische Makrophyten im Kontext der WRRL</b> <i>W. Schütz (Biologe)</i>	<b>55</b>
<b>Management von Flusstauseen im Ruhrgebiet</b> <i>P. Podraza (Ruhrverband, Essen)</i>	<b>72</b>
<b>Naturkosmetik mit Wirkstoffen der Schmalblättrigen Wasserpest</b>	<b>82</b>



*Eine Studie über die Entkrautung von Gewässern in Deutschland gibt Auskunft über den aktuellen Stand. **ab Seite 6***



*Eine bundesweite Stakeholderbefragung liefert eine umfassende Sicht auf die Interessen von Gewässernutzern. **ab Seite 32***



*Durch moderne Klärtechnik ging die Trübung des Wassers zurück, so dass Gewässerunterhalter heute mit großen Makrophytenbeständen umgehen müssen. **ab Seite 72***

# Grüßwort

Sehr geehrte Leserinnen und Leser,

im Rahmen des Energiekonzeptes der Bundesregierung wird ein erheblicher Beitrag der Bioenergie zur Energiewende erwartet. Neben den klassischen land- und forstwirtschaftlichen Quellen sind deshalb neue Rohstoffquellen zu erschließen. Wasserpflanzen, die in großer Menge und ungenutzt vorhanden sind, stellen eine solche, potenziell interessante Quelle dar. Im Verbundvorhaben „AquaMak“ wird nun ihre Nutzung untersucht. Das Verbundvorhaben wird im Rahmen des FNR-Förderschwerpunkts „Dezentrale Erzeugung von Wertstoffen in aquatischen Systemen“ mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) gefördert.

Wasserpflanzen haben ein erhebliches Biomassepotenzial, was sie zunächst für die Energiegewinnung interessant macht. Diese Pflanzen warten aber auch mit einem hohen Gehalt an wertvollen Inhaltsstoffen auf. Deshalb kommen auch stoffliche Nutzungen in Frage. Schließlich konkurrieren Wasserpflanzen nicht mit der Nahrungsmittelerzeugung, es handelt sich um ohne weitere menschliche Eingriffe entstehende Biomasse – ein großer Pluspunkt für die gesellschaftliche Akzeptanz.

„AquaMak“ will diese Akzeptanz von vornherein mit aufbauen und sucht den Dialog mit Interessengruppen wie Anglern, Wassersportlern und Tauchern. Diese Interessengruppen sollen in die Lösungssuche mit einbezogen werden.

Die vielen Rückmeldungen auf das Verbundvorhaben verdeutlichen das große öffentliche Interesse an der Thematik. Die stoffliche und energetische Nutzung von Wasserpflanzen stellt gegenüber der heute zumeist praktizierten Deponierung eine ökologisch sinnvollere Verwertungsmöglichkeit dar. So kann die mögliche Lösung eines für manche Kommunen bestehenden Umweltproblems einen Beitrag zu einer zukünftigen Bioökonomie darstellen.



*Dr.-Ing. Andreas Schütte  
Geschäftsführer der Fachagentur  
Nachwachsende Rohstoffe e. V.  
(FNR)*

**Dr.-Ing. Andreas Schütte**

# Grußwort

05



*Prof. Dr. Arnulf Melzer  
Extraordinariat Limnologie und  
Bevollmächtigter des Präsidenten  
für Fundraising  
Technische Universität München*

Liebe interessierte Leserinnen und Leser,

es ist mir noch in bester Erinnerung, als ich im Jahr nach dem verheerenden Hochwasser des Jahres 2002 einen Anruf von Herrn Prof. Walter Geller aus dem UFZ in Magdeburg erhielt. Durch den hochwasserbedingten Dambruch am Goitzschensee waren nicht nur 216 Mio. m<sup>3</sup> Wasser eingedrungen sondern auch Sprosse der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*). Eine beim besten Willen nicht vorstellbare explosionsartige Ausbreitung der Art war die Folge. Aus Luftbildern wurde entlang der Ufer ein 50 bis 150 m breiter Streifen mit flutenden Beständen, d.h. eine riesige bewachsene Fläche ausgemacht.

Nach Schätzungen von Prof. Geller und Dr. Rönicke entwickelten sich im Jahr 2004 unglaubliche 26.000 Tonnen Frischmaterial. Ein regulärer Boots- und Badebetrieb war unmöglich geworden. Um es gelinde auszudrücken: Es herrschte Katastrophenstimmung.

Unverzüglich kam die Idee, die ungeheure Biomasse der Wasserpest in Biogasanlagen der energetischen Nutzung zuzuführen. Hier war Prof. Zehnsdorf von Anfang an sehr initiativ und er hat aus diesem Grunde die anstehende Tagung „AquaMak – Aquatische Makrophyten – ökologisch und ökonomisch optimierte Nutzung“ organisiert.

Die Dominanzverhältnisse im Goitzschensee haben sich verändert. Das hat einer meiner Doktoranden in den Folgejahren dokumentiert. Bedauerlicherweise wird die Untersuchung von Tagebaurestseen nicht mehr mit der früheren Intensität weiterverfolgt. Umso wichtiger ist der Ansatz der jetzigen Tagung. Ähnliche Massenentwicklungen von Makrophyten wird es von Zeit zu Zeit geben und fantasievolle technische Gegenmaßnahmen, die auf diese immer wieder auftretenden Entwicklungen von Makrophyten antworten, sind gefragt.

In diesem Sinne wünsche ich der AquaMak-Tagung einen engagierten, inspirierenden Verlauf und viel Erfolg!

**Prof. Dr. Arnulf Melzer**



# Biomassepotenziale submerser Makrophyten in Deutschland

*Markus Röhl & Sandra Roth (Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen)*

© A. Künzelmann, UFZ

Im Datenbestand des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie sind für Deutschland insgesamt 169.982 Kilometer Fließgewässer und 15.653 Stillgewässer mit einer Gesamtfläche von 388.170 ha erfasst (GeoBasis-DE / BKG 2016). Bisher besteht kein bundesweiter Überblick, welcher Anteil dieser Fließ- und Stillgewässer aktuell entkrautet wird, bzw. welche Biomasse durch diese Entkrautungen anfällt. Diese Fragen sollten im Projekt „Aquatische Makrophyten - ökologisch und ökonomisch optimierte Nutzung (AquaMak)“ beantwortet werden.

# Naturschutzfachliche Synergien und Zielkonflikte einer möglichen Nutzung

In einer umfassenden bundesdeutschen Abfrage bei den zuständigen Wasserbehörden, Gewässerunterhaltern und -nutzern sowie Betreibern von Mähbooten wurden die Daten dazu ermittelt. Grundsätzlich standen dabei ausschließlich Gewässer im Fokus, die mittels Mähboot, o. ä. wassergestützter Mähtechnik, entkrautet werden. Landgestützte Techniken, zum Beispiel zur Grabenräumung, wurden nicht berücksichtigt, da hier das Erntegut häufig durch Beimengung von Sedimenten verunreinigt ist (vgl. LfU 2015), was die Eignung der Substrate für die Biogasproduktion grundsätzlich in Frage stellt (MOELLER et al. 2017, ab S. 15 in diesem Heft).

Entkrautungen in Fließgewässern werden in der Regel durchgeführt, um einen Mindestabfluss zu garantieren und somit vorbeugend den Hochwasserschutz zu unterstützen. Bei Stillgewässern dienen sie besonders der Sicherstellung von Freizeitnutzungen. Allerdings können naturschutzfachliche Zielkonflikte auftreten, vor allem wenn europarechtlich geschützte Arten in den Gewässern vorhanden sind. Im Folgenden soll ein Überblick über die Biomassepotenziale in entkrauteten Gewässern der Bundesrepublik Deutschland und die in der Umfrage angegebenen Gründe für die Entkrautung gegeben werden. Anschließend werden anhand von Einzelbeispielen naturschutzfachliche Synergien und Zielkonflikte der Entkrautung exemplarisch aufgezeigt.

## Materialien und Methoden

Da es weder eine Berichtspflicht noch eine offizielle Statistik über die Durchführung von Entkrautungen und die dabei anfallenden Biomassemengen gibt, konnten im Rahmen des Projektes die Daten nur durch Auskunft der Träger der Gewässerunterhaltung ermittelt werden.

Im Wasserhaushaltsgesetz des Bundes ist in § 40 (1) WHG bestimmt, dass die Unterhaltung der oberirdischen Gewässer den Eigentümern der Gewässer obliegt, soweit sie nicht nach landesrechtlichen Vorschriften Aufgabe von Gebietskörperschaften, Wasser- und Bodenverbänden, gemeindlichen Zweckverbänden oder sonstigen Körperschaften des öffentlichen Rechts ist. Um die zuständigen Institutionen zu identifizieren, erfolgte deshalb in einer Vorrecherche die Sichtung der Landeswassergesetze, in denen die Struktur der Wasserbehörden (Verwaltungsebenen), die Einteilung der Gewässer (Ordnungen) und die Festlegung der Zuständigkeiten in der Gewässerunterhaltung geregelt sind. Wasser- und Bodenverbände (WBV) existieren in den Bundesländern nicht flächendeckend. Zudem liegen über ihr Bestehen keine vollständigen Übersichten vor. Deshalb wurden in einzelnen Bundesländern zusätzlich auch die Landkreise angefragt, die Aufsichtsbehörden für die WBV sind.

Um eine effiziente Auswertung der zu erfassenden Daten zu gewährleisten, erfolgte die Befragung mittels eines semistand-

ardisierten Fragebogens. Für die oben genannten Fragestellungen waren darin vor allem folgende qualitative Angaben wichtig:

- Name, Art und Lage des entkrauteten Gewässers
- Frequenz der Entkrautung
- anfallende Biomassemenge
- Gründe für die Entkrautung
- Verwertung / Entsorgung der anfallenden Biomasse.

Der Fragebogen wurde in einem Pretest auf Verständlichkeit und Usability untersucht und dann per E-Mail (im PDF-Format) an die Ansprechpartner versendet. Diese konnten den Fragebogen am Computer ausfüllen und wieder per E-Mail zurücksenden.

Der Fragebogen wurde insgesamt an 1.123 Ansprechpartner von Bundes- und Landesbehörden, Kommunen und kommunalen Dienstleistungsunternehmen, Wasserverbänden und Unternehmen aus den Bereichen Erholung, Gewässerunterhaltung und Energiegewinnung gesendet. Von diesen haben 408 Ansprechpartner geantwortet. Dies entspricht einer Rücklaufquote von 36,3 %.

Jedoch zeigte die Auswertung im geographischen Informationssystem (GIS), dass mit diesem Rücklauf keine gleichmäßige Abdeckung Deutschlands erreicht werden konnte. Um diese Abdeckung zu verdichten, wurden v. a. Wasserverbände und Landesbehörden nachträglich telefonisch befragt. Zusätzlich wurden Meldungen zu Entkrautungen aus im Internet verfügbaren deutschen Tageszeitungen herangezogen.

## Entkrautungen in Fließ- und Stillgewässern in Deutschland

In den Abbildungen 1 und 2 sind die bisher für Deutschland ermittelten Entkrautungen mit Mähboot (Stand Dezember 2016) getrennt nach Fließ- und Stillgewässern auf Basis der Bundesländergrenzen und der naturräumlichen Großregionen kartographisch dargestellt.

In diesen Abbildungen sind 140 Entkrautungen von Fließgewässern und 90 Entkrautungen von Stillgewässern dargestellt. Bei einem kleinen Teil der Fließgewässer wurde der Fragebogen für mehrere Gewässer ausgefüllt (Hauptgewässer mit Seitengewässern, wie z. B. bei der Alten Oder, Brandenburg), so dass der Punkt in der Karte nicht für ein einzelnes Gewässer steht.

Die mit Mähboot entkrauteten Fließgewässer liegen demnach v. a. im Norddeutschen Tiefland und der Oberrheinischen Tiefebene. Diese Abfrage bestätigte im Wesentlichen die Hypothese, dass vor allem die abflussarmen Niederungsgewässer entkrautet werden müssen.

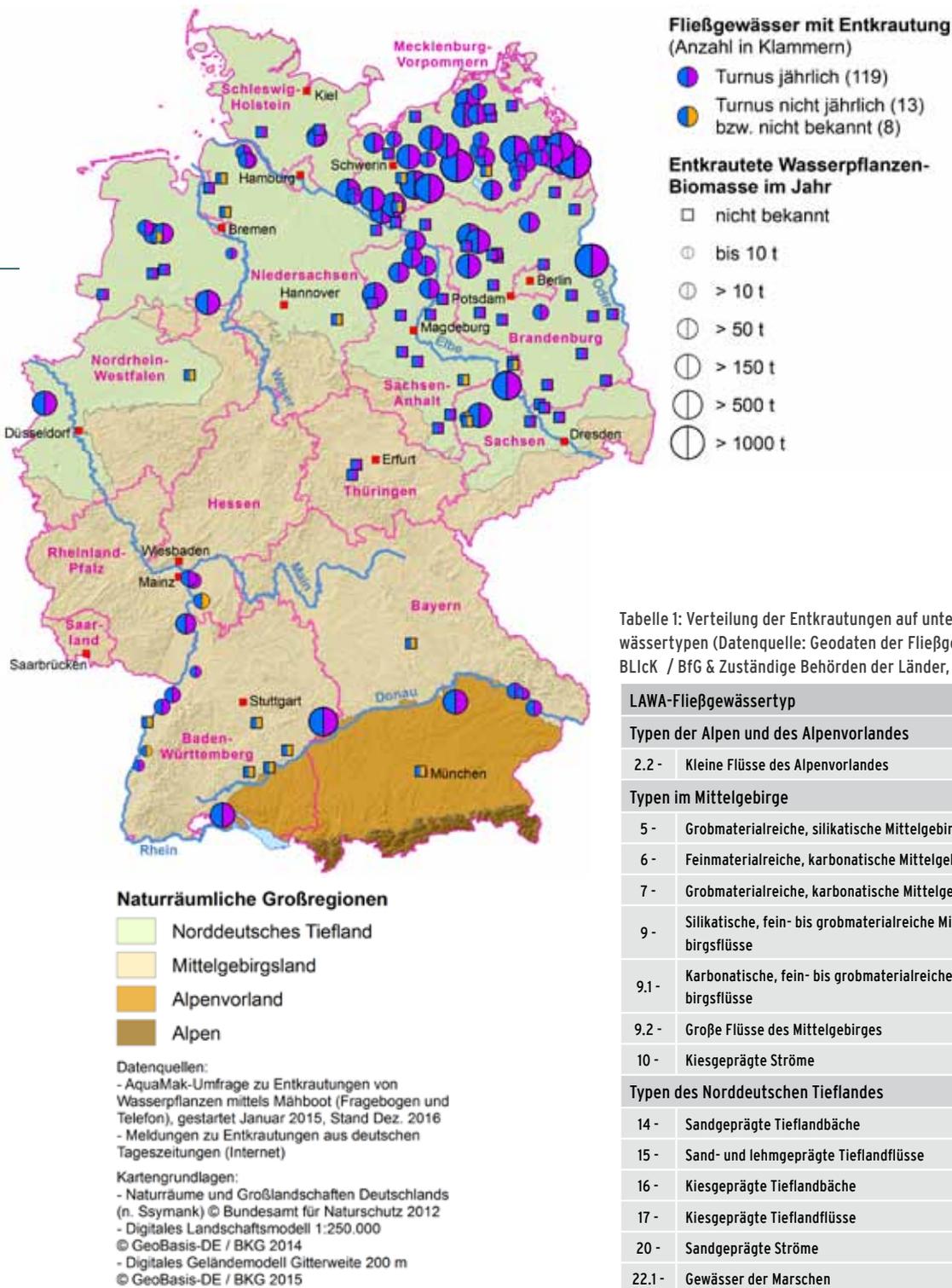


Tabelle 1: Verteilung der Entkrautungen auf unterschiedliche Fließgewässertypen (Datenquelle: Geodaten der Fließgewässertypen Wasser-BLICK / BfG & Zuständige Behörden der Länder, 22.3.2010)

LAWA-Fließgewässertyp	Anzahl
<b>Typen der Alpen und des Alpenvorlandes</b>	<b>1</b>
2.2 - Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	1
<b>Typen im Mittelgebirge</b>	<b>13</b>
5 - Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	1
6 - Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	2
7 - Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	3
9 - Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	2
9.1 - Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	3
9.2 - Große Flüsse des Mittelgebirges	1
10 - Kiesgeprägte Ströme	1
<b>Typen des Norddeutschen Tieflandes</b>	<b>60</b>
14 - Sandgeprägte Tieflandbäche	6
15 - Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	29
16 - Kiesgeprägte Tieflandbäche	7
17 - Kiesgeprägte Tieflandflüsse	7
20 - Sandgeprägte Ströme	1
22.1 - Gewässer der Marschen	3
22.2 - Flüsse der Marschen	2
23 - Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	5
<b>Ökoregion unabhängige Typen</b>	<b>50</b>
21 - Organisch geprägte Bäche	10
12 - Organisch geprägte Flüsse	19
19 - Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	14
21 - Seeausflussgeprägte Fließgewässer	7
<b>Gewässer ohne Typzuordnung</b>	<b>16</b>
<b>Fließgewässer</b>	<b>140</b>

Abbildung 1: Entkrautungen mittels Mähboot in bundesdeutschen Fließgewässern (Stand Dezember 2016)

In Tabelle 1 sind die bisher ermittelten Fließgewässertypen (n=140) getrennt nach den LAWA-Fließgewässertypen aufgeschlüsselt. Der Schwerpunkt der Entkrautungen liegt in den Typen des Norddeutschen Tieflandes sowie in Typen, die unabhängig von einer bestimmten Ökoregion sind. Hier sind vor allem anthropogen stark veränderte Fließgewässer in größeren Flusstälern wie dem Oberrhein aufgeschlüsselt. Bäche und Flüsse der Mittelgebirgslagen sind insgesamt deutlich unterrepräsentiert und nehmen insgesamt nur einen Anteil von 10 % ein.



Abbildung 2: Entkrautungen mittels Mähboot in bundesdeutschen Stillgewässern (Stand Dezember 2016)

Die Abfragen ergaben auch einen deutlich größeren Anteil von Entkrautungen in Stillgewässern wie ursprünglich angenommen. Die mit Mähboot entkrauteten Stillgewässer finden sich v. a. im Alpenvorland und im Mittelgebirgsland sowie im Übergang von diesem zum Norddeutschen Tiefland. Häufig handelt es sich um künstlich entstandene Stillgewässer, wie Talsperren und Stauseen, Abbaugewässer, Teiche und Gewässer in Parkanlagen.

Sofern der Turnus der Entkrautung (jährlich / nicht jährlich) und die anfallende Biomasse bekannt war, wurde dies in den Karten im Punktsymbol verdeutlicht. Bei den Meldungen aus der Internetrecherche gab es diese Informationen meist nicht. Für 44 % der 140 Entkrautungen in Fließgewässern und 46 % der 90 Entkrautungen in Stillgewässern liegen Mengenangaben vor. Problematisch für eine vergleichende Gesamtbilanzierung ist jedoch, dass die Mengen in Gewichts- und Volumeneinheiten, sehr selten in Flächen- oder Längenmaßen, angegeben wurden und sie sich teilweise auf die Frischmasse, teilweise auch auf mehr oder weniger getrocknete und verdichtete Trockenmasse beziehen – abhängig davon, wie und wann die Biomasse ermittelt bzw. geschätzt wurde (z. B. gewogen bei der Abgabe im Kompostierwerk oder geschätzt in LKW-Ladungen, direkt bei der Entnahme oder nach einer Woche Lagerung).

Die Umrechnungsfaktoren sind dabei abhängig von der Pflanzenartenzusammensetzung und auch vom Erntezeit-

punkt. ÖLHOFT (2013) ermittelte eine mittlere Schüttdichte von  $350 \text{ kg/m}^3$  für Proben der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*) aus abgetropften und verdichtetem Material. PIEGENSCHKE (2016) konnte aus Mischproben aus der Niers mittlere Schüttdichten von  $250 \text{ kg/m}^3$  messen. Andere Angaben liegen noch tiefer (z. B. Daten aus Mischproben des Kemnader Sees südlich von Bochum, vgl. RUHRVERBAND 2008). Da die Mengen zu 60 % in Tonnen und zu 40 % in Kubikmetern angegeben wurden, wurden die Kubikmeter-Angaben für eine einheitliche Darstellung in den Karten mit einer mittleren Schüttdichte von  $250 \text{ kg/m}^3$  in Tonnen umgerechnet.

Neben der Problematik der unterschiedlichen Mengenangaben haben sich in der Umfrage auch erhebliche Schwankungen der geernteten Biomasse ergeben. Das Biomasseaufkommen submerser Makrophyten schwankt sowohl jahreszeitlich (MOELLER et al., ab S. 15 in diesem Heft) als auch zwischen unterschiedlichen Jahren erheblich. Das Wachstum der Wasserpflanzen kann an ein und demselben Standort durch den Temperaturverlauf während der Vegetationsperiode, Wasserstandschwankungen und Hochwasserereignissen sehr unterschiedlich ausfallen. Das Beispiel der Hegauer Aach bei Singen zeigt, dass zwischen 2004 und 2015 die entnommenen Mengen submerser Makrophyten um den Faktor 10 schwanken können (vgl. Abb. 3). So wurden im Jahr 2007  $5.490 \text{ m}^3$  Erntegut abgefahren. Sechs Jahre später wurden nur  $756 \text{ m}^3$  aus dem Gewässerverlauf geborgen.

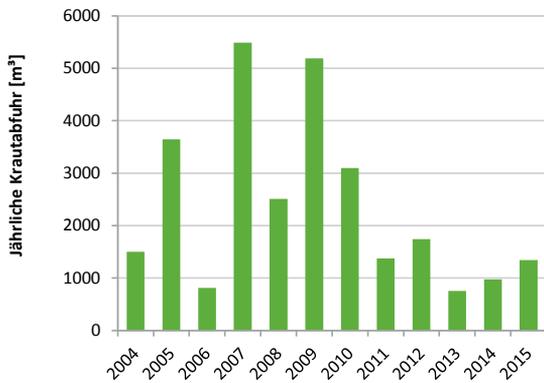


Abbildung 3: Entnommenes Mähgut in der Hegauer Aach, Baden-Württemberg in den Jahren 2004 bis 2015 (Datenquelle: Stadt Singen)

Angaben zur Verwertung bzw. Entsorgung des Mähgutes finden sich in 91 Fragebögen. Es dominiert mit 72 % der Angaben die Kompostierung. Je knapp 20 % der Fragebögen geben Deponierung oder die Unterbringung vor Ort / landwirtschaftliche Verwertung an. Nur drei von 91 Fragebögen machten Angaben, dass das Mähgut bioenergetisch in einer Biogasanlage genutzt wird. In zwei Fällen wird das Mähgut nicht geborgen (Mehrfachnennungen waren möglich).

### Gründe für die Entkräutungen

Die in der Umfrage angegebenen Gründe für die Entkräutungen sind vielfältig und unterscheiden sich zwischen Still- und Fließgewässern stark (Abb. 4). In Fließgewässern dient die Mahd vor allem zur Sicherung des Mindestabflusses und damit dem Hochwasserschutz. Hier besteht eine Überschneidung zum unspezifischen Punkt „Gewässerunterhaltung“. Selten wurde hier die Freizeitnut-

zung wie Wassersport und Erholung genannt. Dieser Grund dominiert wiederum die Nennungen bei Stillgewässern. In Stillgewässern spielt eine Nutzung als Bade- oder Angelgewässer sowie eine Befahrung mit (Freizeit-)Booten eine sehr große Rolle bei der Nennung von Gründen. Dabei sind Dopplungen bei der Benennung erkennbar (Sicherheit der Badegäste / Erholung, Wassersport / Schifffahrt).

Die Nennung „Energiegewinnung“ bezieht sich auf die Wasserkraftnutzung der Gewässer und nicht auf eine mögliche Verwertung der Substrate zur Gewinnung von Bioenergie. Relativ selten werden weitere Gründe wie der Nährstoffentzug oder die Denkmalpflege genannt.

Tieferegehender betrachten BRUMMER & HERBES (ab S. 32 in diesem Heft) in ihrer Stakeholderanalyse die Positionen und Argumente für und gegen eine Entkräutung.

### Naturschutzfachliche Synergien und Zielkonflikte

Entkräutungen werden in der Regel nur bei unerwünschten Massenvorkommen von submersen Makrophyten durchgeführt. Das Wachstum von Wasserpflanzen wird im Wesentlichen durch Abflussverhalten, Sedimentstabilität sowie die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Licht beeinflusst (FRANKLIN et al. 2008, SCHÜTZ et al. 2014). Daneben sind selbstverständlich das Vorhandensein von Konsumenten sowie die mechanische Beanspruchung durch Wellenschlag und Strömung relevante Faktoren, die die Biomasseproduktion der submersen Makrophyten beeinträchtigen können. Unerwünschte Massenvorkommen von Wasserpflanzen kommen vor allem in Gewässern vor, die einer bestimmten Nutzungsfunktion (Energiegewinnung, Freizeitnutzung) unterliegen, eu- bzw. hypertroph sind und gleichzeitig eine häufig anthropogen veränderte Gewässermorphologie aufweisen. Ein entscheidender Faktor ist dabei der Lichtgenuss in den Wasserschichten, der durch Trübung, Wassertiefe und

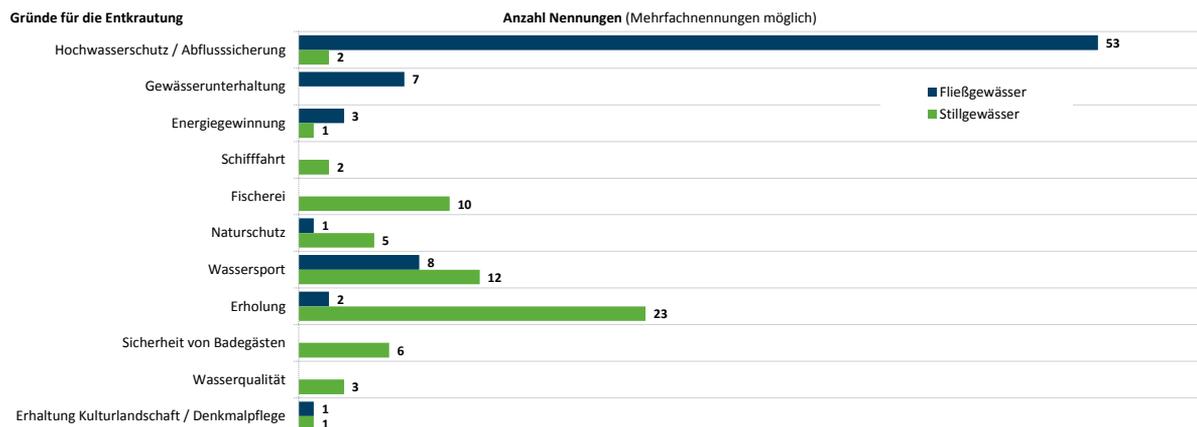


Abbildung 4: In der Umfrage genannte Gründe für eine Entkräutung von Gewässern, getrennt nach Fließ- und Stillgewässern, Antworten aus 93 von 101 Fragebögen, in denen die entsprechenden Felder ausgefüllt wurden.



Abbildung 5: Durch die Entkrautung von Igelkolben und Wasserstern in der langsam fließenden Niers werden dem Fließgewässer relevante Mengen an Nährstoffen entzogen.

Vorhandensein bzw. Fehlen von beschatteten Gehölzen am Ufer beeinflusst wird (vgl. SCHÜTZ, ab S. 55 in diesem Heft). In den 1970 und 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wurden unterschiedliche Möglichkeiten einer chemischen und biologischen Eindämmung der Massenvorkommen diskutiert (vgl. JORGA & WEISE 1978, MAYER 1982), letztendlich blieb nur die mechanische Entfernung der Biomasse aus dem Gewässer: die Entkrautung.

Der Einfluss von Entkrautungen auf die submerse Vegetation, auf ihre Struktur und Zusammensetzung ist insgesamt nur wenig bekannt. Durch häufige Entkrautungen gefördert werden Arten mit einer hohen Regenerationsfähigkeit und Tendenz zur Ausbreitung über Diasporen. Ein typisches Beispiel für eine sehr effektive, rein vegetative Ausbreitung sind die Wasserpestarten *Elodea canadensis* und *E. nuttallii*, deren Bestände sich aus zahlreichen abgebrochenen Trieben nach einer Mahd sehr schnell regenerieren und zahlreiche neue Populationen begründen können (THIÉBAUT et al. 2008). DAWSON (1978) berichtet, dass Wasserhahnenfüße (*Ranunculus spp.*) rasch nach einem Schnitt wieder regenerieren, was einen mehrfachen Schnitt im Sommer nötig macht, um die hydraulische Leistungsfähigkeit zu erhalten. Durch die Räumung werden die günstigen Wuchsbedingungen des Frühjahr in Bezug auf Licht und Nährstoffverfügbarkeit wieder hergestellt. Hahnenfuß-Schwaden wurzeln im Substrat. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für eine schnelle Regeneration nach dem Schnitt. Es ist daher nicht verwunderlich, dass eine häufige Mahd förderlich für die Ausbreitung von Wasserhahnenfuß-Gesellschaften ist (BAATTRUP-PEDERSEN & RIIS 2004). BAATTRUP-PEDERSEN et al. (2002) und BAATTRUP-PEDERSEN & RIIS (2004) belegen zudem einen starken Einfluss regelmäßiger Entkrautungen auf die Arten-Zusammensetzung in dänischen Fließgewässern. Sie beobachteten, dass das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) in nicht entkrauteten Fließgewässerabschnitten häufig war und in regelmäßig entkrauteten Abschnitten fehlte, während für den Flutenden Igelkolben (*Sparganium emersum*) genau das Gegenteil galt. Der Erfolg und wahrscheinlich auch die weite rezente

Verbreitung des Flutenden Igelkolbens in langsam fließenden Gewässern dürfte auch dem Umstand zuzuschreiben sein, dass sein Apikalmeristem (Vegetationspunkt zur Bildung neuer Sprosse und Blätter) nicht durch Räumungen gefährdet ist, weil es sich im Sediment befindet. Dies gilt auch für die in langsam fließenden Gewässern häufige Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) mit ihren langlebigen, im Sediment liegenden Rhizomen.

Durch die Entkrautungen nicht gefördert werden viele Laichkrautarten, die sich nach einem Sommerschnitt nur schlecht regenerieren, da ihre apikalen Meristeme an den Sprossenden sitzen und bei einem Schnitt fast vollständig entfernt werden. Gleichzeitig bilden sie ihre Diasporen erst im Spätsommer. Kaum einen Neuaustrieb nach Mahd zeigen auch Wasserstern-Arten (*Callitriche spp.*) und der Aufrechte Merk (*Berula erecta*) (BAATTRUP-PEDERSEN et al. 2002).

Mit den Eingriffen ins Gewässer sind unterschiedliche naturschutzfachliche Zielkonflikte verbunden. Grundsätzlich können Störungen bei folgenden Tätigkeiten auftreten:

- Mähgeräte ins Gewässer setzen
- die Mahd selbst
- Bergung des Mähgutes
- Mähgeräte aus dem Gewässer entfernen

Dabei wirken die Tätigkeiten auf die unterschiedlichen Artgruppen sehr unterschiedlich. Man kann grundsätzlich zwischen direkten und indirekten Störungen floristischer und faunistischer Artgruppen unterscheiden.

Eine relevante direkte Störgröße stellt selbstverständlich die Entfernung der makrophytischen Biomasse selbst dar. Dadurch werden die Wasserpflanzen artspezifisch sehr unterschiedlich gehemmt oder gefördert (siehe oben). Für faunistische Artgruppen ist zum Beispiel die Reduktion von Versteckmöglichkeiten oder Laichhabitats für Fische zu nennen. Gleichzeitig werden mit der floristischen Biomasse

auch anhaftende Tierarten und deren Laich entfernt. Dabei ist weniger die Entkrautung per se als Beeinträchtigung zu sehen, sondern eher die Art und Weise, wie entkrautet wird (vgl. KRAPPE et al. 2009). Die Störung durch den Mahdvorgang selbst kann vor allem für störungssensitive Vogelarten an den Gewässern relevant sein. Hier sind vor allem brutzeitliche Störungen von Arten der Uferanrisse, wie den Eisvogel, oder der Uferföhrichtchen zu nennen.

Indirekte Störungen entstehen vor allem durch die Folgenutzung, die durch die Entkrautung ermöglicht wird. Wie in den oberen Abschnitten geschildert, wird ein nicht unerheblicher Teil der Still- und Fließgewässer wegen einer Freizeitnutzung entkrautet. Diese führt wiederum durch den Bootsverkehr oder Badebetrieb zu einer anhaltenden Folgestörung der entkrauteten Abschnitte.

Die naturschutzfachliche Bewertung der Entkrautung ist deshalb naturschutzrechtlich relevant, da ein großer Teil der in der Umfrage genannten Gewässer europarechtlich als Natura 2000-Gebiete geschützt sind. Bei den Fließgewässern sind 66 %, zumindest anteilig, als Fauna-Flora-Habitat-Gebiete oder als Vogelschutzgebiete geschützt. Bei den Stillgewässern ist der Anteil deutlich geringer. Hier sind nur 22 % Teil der europäischen Schutzgebietskulisse von Natura 2000 – ein deutlicher Hinweis auf die hier intensivere Freizeitnutzung der entkrautenden Stillgewässer.

Neben den naturschutzfachlichen Zielkonflikten bestehen durch die Entkrautung allerdings auch naturschutzfachliche

Synergien. Schon in den 1960er und 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wurde auf den Zusammenhang zwischen nächtlicher Sauerstoffzehrung und Massenvorkommen submerse Makrophyten hingewiesen (EDWARDS 1968, JORGA & WEISE 1977, 1978). Ab einem Schwellenwert der Biomasse von 250 g TS/m<sup>2</sup> werden in den frühen Morgenstunden langsam fließender Gewässer durch die nächtliche Respiration der Pflanzen kritisch niedrige Werte der Sauerstoffkonzentration erreicht. Dies kann durch eine Entkrautung sehr effektiv verhindert werden.

Mit dem Massenvorkommen makrophytischer Pflanzen kann zudem eine starke Faulschlammabildung einhergehen. Werden die Pflanzen nicht entnommen, verbleibt die organische Substanz im Gewässer und führt durch die Zersetzung wiederum zu einer Sauerstoffzehrung. Die Faulschlammabildung führt zudem zu einer raschen Verlandung, die vor allem bei kleineren Stillgewässern das Gewässer an sich gefährdet.

Durch die bei der Entkrautung entfernte Biomasse werden dem Gewässersystem zudem Nährstoffe entzogen. Viele submerse Makrophyten weisen ein relativ enges C/N-Verhältnis von zehn bis fünfzehn und entsprechende Nährstoffgehalte von Kalium und Phosphor auf (vgl. MOELLER et al., ab S. 15 in diesem Heft). Die Entkrautung entzieht dem Gesamtsystem diese Nährstoffanteile dauerhaft. So kann zum Beispiel nach Daten von PIEGENSCHKE (2016) berechnet werden, dass durch die regelmäßige Entkrautung der Niers auf einer Länge von 100 km jährlich zwischen fünf und zehn Tonnen Stickstoff aus dem Fließgewässersystem entfernt werden.

## LITERATUR

- Baatrup-Pedersen, A.; Larsen, S.E. & Riis, T. (2002): Long-term effect of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. In: *Hydrobiologia* 481(1): 33-45.
- Baatrup-Pedersen, A.; Riis, T. (2004): Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a danish stream. In: *River Res. Applic.* 20: 103-114.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2015): Arbeitshilfe Unterhaltung von Gräben. In: *Gewässer Nachbarschaften Bayern*: 34 S.
- Dawson, F.H. (1978): Aquatic plant management in semi-natural streams: the role of marginal vegetation. In: *J. Env. Management* 6: 213-221.
- Edwards, R.W. (1968): Plants as oxygenators in rivers. In: *Water Research* 2: 243-248.
- Franklin, P.; Dunbar, M.; Whitehead, P. (2008): Flow controls on lowland river macrophytes: A review. In: *Science of the Total Environment* 400: 369-378.
- GeoBasis-DE / BKG (2016): Digitales Landschaftsmodell 1:250.000. Open Data im Internet: [http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz\\_rahmen.gdz\\_div?gdz\\_spr=deu&gdz\\_akt\\_zeile=5&gdz\\_anz\\_zeile=1&gdz\\_unt\\_zeile=1&gdz\\_user\\_id=0](http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=1&gdz_unt_zeile=1&gdz_user_id=0), Download am 13.12.2016
- Jorga, W.; Weise, G. (1977): Biomasseentwicklung submerse Makrophyten in langsam fließenden Gewässern in Beziehung zum Sauerstoffhaushalt. In: *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 62/2: 209-234.
- Jorga, W.; Weise, G. (1978): Beziehungen zwischen Kohlendioxidgasstoffwechsel submerse Makrophyten und Sauerstoffproduktion in langsam fließenden Fließgewässern. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 6: 199-226.
- Krappe, M.; Börst, A.; Waterstraat, A. (2009): Entwicklung von Erfassungsprogrammen für die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Steinbeißer (*Cobitis spp.*) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. In: *Artenschutzreport* 24: 18-30.
- Mayer, H.-G. (1982): Biomassen submerse Makrophyten – ein landwirtschaftlicher Sekundärrohstoff. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 10: 55-59.
- Ölhoft, H. (2013): Verarbeitungsprozesse zur energetischen und stofflichen Nutzung der *Elodea nuttallii*. Großer Beleg an der Technischen Universität Dresden.
- Piegenschke, A. (2016): Ermittlung von Biomassepotenzialen submerse Makrophyten in der Niers. Unveröffentlichte Bachelorarbeit der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen.
- Ruhrverband (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht, Forschungsprojekt für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV).
- Schütz, W.; Wuchter, K.; Röhl, M.; Reidl, K. (2014): Wasserpflanzen des (Kinzig)-Schutter-Unditz-Fließgewässer-Systems in der Oberrheinebene. In: *Carolina* 72: 41-62.
- Thiébaud, G.; Di Nino, F.; Peltre, M.-C.; Wagner, P. (2008): Management of Aquatic Exotic Plants: The Case of *Elodea* Species. In: Sengupta, M. and Dalwani, R. (Hrsg.): *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*: 1058-1066.
- Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist.

# Entkrautung des Kemnader Sees

- Interview aus der Praxis



© Ruhrverband



*Michael Kuk (59 Jahre) ist seit 1993 Betriebsgruppenleiter des Ruhrverbandes und für die Entkrautung des Kemnader Sees beim Ruhrverband verantwortlich. Der Stausee, Kemnader See, ist in der Zeit von 1976 bis 1979 entstanden als ein Freizeitsee auf der Stadtgrenze zwischen Bochum und Witten. Eigentümer des Sees ist der Ruhrverband, um die Freizeitbelange kümmert sich die Freizeitzentrum Kemnade GmbH. Das Interview führte Aline Bauer.*

**Herr Kuk, wann ist das Problem des Massenbewuchses zum ersten Mal aufgetreten und gibt es einen langfristigen Trend bezüglich der Häufigkeit und Dichte der Pflanzenbestände im Kemnader See?**

**Michael Kuk:** Angefangen hat es 2000 bzw. 2001. Einen Trend kann man schwer abschätzen. Hier am Kemnader See ist die Pflanze fast jährlich aufgetreten. Bisher waren es nur ein oder zwei Jahre, in denen wir nicht gemäht haben. Der Rhythmus, der der Pflanze nachgesagt wird, demnach sie sieben Jahre bleiben sollte und dann sieben Jahren wieder verschwunden sei, ist nicht gegeben. Allerdings hat sich die Pflanze in den

Jahren 2006, 2010, 2011 und 2013 weniger verbreitet. Gründe könnten Hochwässer oder vermehrter Algenwuchs im Frühjahr sein, wodurch die Pflanze mit Sediment überdeckt bzw. beschattet wurde, und sich daher nicht entwickeln konnte. Die Bestandsdichte und die Flächen, die auf dem Kemnader See in Anspruch genommen wurden, waren teilweise sehr unterschiedlich, zumal die Pflanzenarten gewechselt haben. Die Flächen, die befallen werden, und die Pflanzendichte sind davon abhängig, ob im Winter Hochwasser mit vielen Eintrübungen zu verzeichnen waren und ob es im zeitigen Frühjahr warm und/oder sehr sonnig war. Das sind nach unserer Erfahrung Faktoren, die den Pflanzenwuchs fördern oder verringern können

**Gibt es eine bestimmte Wasserpflanzenart, die besonders dominant im Kemnader See angesiedelt ist?**

**Michael Kuk:** Hier im Kemnader See ist die *Elodea*, die im Volksmund auch Wasserpest genannt wird, die dominierende Wasserpflanzenart. Zuerst hatten wir nur die Wasserpest im See. Im Laufe der Zeit kamen dann verstärkt der Igelkolben und das Tausendblatt hinzu.

**Erfolgen die Entkrautungen in Eigenregie oder beauftragen Sie Firmen?**

**Michael Kuk:** Zunächst hatten wir uns 2001 aus Berlin von einem Lohnunternehmer ein ganz kleines Boot nur zum Versuch ausgeliehen. 2002 hat sich der Ruhrverband ein eigenes

Mähboot angeschafft. Seitdem mähen wir selber. Dieses Jahr wurde unser eigenes Mähboot auf dem Baldeneysee eingesetzt. Für die Entkrautung am Kemnader See haben wir daher für fünf Wochen ein Mietboot aus Holland eingesetzt.

#### **Wie läuft die Mahd der Wasserpflanzen ab? Welche Geräte nutzen Sie für die Mahd?**

**Michael Kuk:** Im April/Mai, solange man den Bewuchs an der Oberfläche nicht sehen kann, harken wir den Grund des Sees mit langen Harken ab. Meistens Ende Juni, wenn die Flächen des Sees stark befallen sind und die Pflanzen an der Oberfläche sichtbar, können wir mit der Mahd beginnen. Der Einsatz des Mähbootes, ohne die Pflanze an der Oberfläche sehen zu können, ist nutzlos. Andere Geräte für die Mahd werden im Kemnader See nicht genutzt. Unser Mähboot der Firma Conver hat ein absenkbares Schneidwerk, das die Pflanze in einer Wassertiefe von etwa 1,80 m abschneidet. Das Mähgut wird mit einem dahinter geschaltetem Förderband in den Laderaum transportiert. Mit dem im Laderaum befindlichen zweiten Förderband wird das Mähgut gepresst, so dass ungefähr 17 m<sup>3</sup> frische Pflanzenmasse aufgenommen werden können. Danach wird das Mähgut an der Mole in eine Ablademulde abgeworfen. Von dort wird es mit einem Bagger in einen 40 m<sup>3</sup> Container umgeladen.

#### **Wie werden die Wasserpflanzen in der Regel entsorgt? Wer kümmert sich um die Entsorgung?**

**Michael Kuk:** Das machen Transportunternehmer als Dienstleister. Die schaffen das Mähgut zur Kompostierung/Deponie und über Wiegescheine wird letztendlich abgerechnet. Früher haben wir die Wasserpflanzen vorwiegend zur Kompostierung gebracht. Aber leider gibt es nur wenige, die das Mähgut annehmen, denn durch den hohen Treibgutanteil beinhaltet es viele Störstoffe wie Holz und Plastik.

Ebenso haben wir Versuche gemacht, das Mähgut zu häckseln und in den Faulbehältern unserer Kläranlagen zu verwerten, aber das ist sehr aufwändig. Es lässt sich teilweise schlecht häckseln, verzapft und verursacht daher Probleme im Faulbehälter.

Die zusätzliche Gasausbeute ist sehr gering. Von daher ist der Aufwand fast genauso groß wie die Kosten für die Kompostierung/Deponierung. Wir werden aber im nächsten Jahr einen weiteren Versuch starten, um die Verwertung des Mähguts in den Faulbehältern zu realisieren.

#### **Welche Störstoffe kommen bei der Entkrautung zum Vorschein?**

**Michael Kuk:** Selten Plastik, sehr viel Holz und teilweise kleine Fische; ab und zu findet auch mal ein Aal den Weg auf das Förderband. Die Störstoffe kann man leider nur mit sehr großem Aufwand aus dem Mähgut aussortieren.

#### **Gibt es Konflikte durch das massive Auftreten der Wasserpflanzen, besonders zwischen den Interessen der Gewässernutzer und Umweltschützer?**

**Michael Kuk:** Man muss immer die Interessen der Einzelnen betrachten. Umweltschützer sagen: „Warum nehmt ihr die Pflanzen raus, sie sind ein idealer Rückzugsort für Fische, gerade während der Laichzeit“.

Konfliktpotenzial besteht hauptsächlich bei den Wassersportlern. Sie verfangen sich mit den Ruderblättern in den Pflanzen. Besonders betroffen sind Ruderer und Segler. Am Essener Baldeneysee sind die Beeinträchtigungen für den Wassersport im Moment besonders groß. Die Stadt Essen hat daher in Kooperation mit dem Ruhrverband für das nächste Jahr ein Konzept zur Intensivierung der Mahd erstellt. Aber auch am Kemnader See, der als Freizeitsee aufgestaut wurde sind die Probleme groß. Die Freizeitzentrum Kemnade GmbH vermietet Liegeplätze an die Wassersportvereine. Die Belegung geht stetig zurück. Viele der Segelbootbesitzer haben keine Lust mehr, unter diesen Bedingungen zu segeln und wandern zu anderen Segelrevieren ab. Dadurch entgehen dem Freizeitzentrum Einnahmen. Wettkämpfe hat man mittlerweile gezielt auf die Monate April, Mai, Juni verlegt, in denen die Pflanze noch kein ausgedehntes Wachstum hat.

Während der Mahd sprechen wir uns eng mit den Wassersportlern ab und versuchen allen Wünschen gerecht zu werden. Bei der Wachstumsgeschwindigkeit der Pflanzen gleicht das allerdings oft dem viel zitierten Kampf gegen Windmühlenflügel.

#### **Gibt es zu lösende Probleme und Herausforderungen bezüglich Wasserpflanzenentfernung aus den Gewässern – zum Beispiel gesetzliche Hürden, technische Hürden oder logistische Herausforderungen? Wo sehen Sie Forschungsbedarf?**

**Michael Kuk:** Ich verfüge jetzt über 15 Jahre Erfahrung bei der Entkrautung von Seen und für mich kommt eigentlich nur das Mähen in Frage. Es ist am effektivsten. Allerdings kostet der Mähbooteinsatz rund 2.500 € pro Tag. Letztlich stellt sich die Frage, wer bereit ist diese Kosten zu tragen.

Durch technische Verbesserungen kann die Leistungsfähigkeit der Boote sicherlich verbessert werden. Beispielsweise führt die Entladeeinrichtung zu einer Leistungsminderung. Unser Boot wird derzeit umgebaut, weil wir gesehen haben, dass wir mit dem Mietboot aus Holland, welches eine andere Entladeeinrichtung hatte, effektiver arbeiten können. Ansonsten muss man die Weiterentwicklungen am Markt für Mähboote immer im Auge behalten, vielleicht kommt es ja noch zu bahnbrechenden Neuerungen.

**Vielen Dank für das Interview.**





# Die Ernte aus dem Wasser und die weitere Nutzung

Den zunehmenden Wasserpflanzenbewuchs in deutschen Gewässern nicht als ein Problem sondern als Rohstoffquelle wahrzunehmen, war Ziel der Untersuchungen zur Eignung von Wasserpflanzenenerntegut für die weitere Nutzung.

*Lucie Moeller, Aline Bauer, Lukas Marx, Steffen Schmidt, Jürgen Pörschmann, Hans-Joachim Stärk, Andreas Zehnsdorf (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung)*

Jährlich werden in deutschen Gewässern tonnenweise Wasserpflanzen abgemäht (RÖHL et al., S. 6 in diesem Heft), sei es wegen drohender Hochwassergefahr durch Wasserpflanzenrückstände (STENGERT et al. 2008) oder der eingeschränkten Gewässernutzung im Naherholungsbereich. Diese Wasserpflanzen werden zurzeit meistens kompostiert oder direkt am Ufer zum Verrotten abgelagert. Dabei haben sie ein nicht unerhebliches Potenzial für eine weitere Verwendung. So wurde am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung in Zusammenarbeit mit der Salbenmanufaktur Beti Lue aus Leipzig mit einem Extrakt des Neophyts *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest) eine Tagescreme für die anspruchsvolle Haut entwickelt, die 2013 in den Markt eingeführt wurde. Da für kosmetische Produkte nur geringe Mengen an Wasserpflanzenbiomasse benötigt werden, wurde im Jahr 2014 das Verbundprojekt AquaMak gestartet, das sich mit der energetischen Nutzung aquatischer Wasserpflanzenbiomasse beschäftigt.

Während Rohstoffe für kosmetische Produkte hohen Qualitätsansprüchen genügen müssen, ist es für Substrate zur energetischen Nutzung vor allem notwendig zu ermitteln, wie hoch der Störstoffanteil in dem geernteten Wasserpflanzenmaterial ist. Eigene Umfragen zeigten, dass während der Wasserpflanzenenernte in Gewässern häufig nicht erwartete Gegenstände, wie zum Beispiel Fahrräder, Autoreifen oder Einkaufswagen, auftauchen (LIEGL, persönliche Mitteilung).

In innerstädtischen Naherholungsgebieten handelt es sich wiederum überwiegend um Plastikflaschen und Getränke Dosen (KRÄMER, persönliche Mitteilung). Diese Gegenstände müssen vor der weiteren Nutzung des Ernteguts händisch ausgelesen werden. Für die Anwendung der Wasserpflanzen in Biogasanlagen als Substrat ist es sehr wichtig zu wissen, wieviel Sediment das Wasserpflanzenenerntegut enthält, da dieses sich auf dem Boden des Biogasbehälters ablagern kann. Aus diesem Grund wurde der Anteil an Störstoffen und Sedimenten untersucht und die Ergebnisse sind im ersten Teil dieses Beitrags unter „Erntegutqualität“ zusammengefasst. Ebenso von Interesse ist es, die günstigste Zeit für die Ernte der aquatischen Biomasse zu ermitteln. Die Bestandentwicklung eines von der Wasserpest dominierten Wasserpflanzenbestandes im Leipziger Fluss Parthe im Verlauf der hydrologischen Jahre 2015 und 2016 wird im zweiten Teil dieses Beitrags mit dem Titel „Biomasseentwicklung“ vorgestellt.

## Erntegutqualität

Zur Beurteilung der geernteten Biomasse für weitere Nutzungen beispielsweise als Substrat in Biogasanlagen oder als Biodünger im ökologischen Landbau wurde im Herbst 2015 und im Sommer 2016 deutschlandweit an insgesamt 35 Standorten geerntetes Wasserpflanzenmaterial untersucht.

Die Standorte der Entnahme des Untersuchungsmaterials sind in Abbildung 1 dargestellt. Zehn Standgewässer (Seen, Teiche und Talsperren) und zwanzig Fließgewässer wurden gemäht; an manchen Gewässern wurden zwei Proben entnommen. Die Ernte der Wasserpflanzen erfolgte mit Hilfe von Mähbooten, sowie mit diversen weiteren Gerätschaften wie Mähkorb, Krautharke, Böschungsmäher, Messermähwerk und Schleppse.

Nach dem Eingang der Proben ins Labor wurden die enthaltenen Wasserpflanzenarten bestimmt. Danach wurde das Material gewaschen, um den Sedimentanteil zu ermitteln. Sowohl Sediment als auch Pflanzen wurden dann der Trockenmassebestimmung nach DIN 12880 unterzogen. Der organische Anteil der Pflanzenmasse wurde nach DIN 12879 bestimmt. Der Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff der getrockneten Proben wurde mit Hilfe eines TruSpec Elementaranalysators ermittelt. Die Phosphor- und Kaliumkonzentrationen wurden mit Hilfe von ICP-AES nach einem Säureaufschluss bestimmt.

Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Insgesamt wurden 17 Pflanzenarten identifiziert. Zwölf Proben beinhalteten mehr als eine Wasserpflanzenart. Die häufigste Pflanzenart war der Igelkolben (*Sparganium sp.*) in neun Proben (sechsmal im Herbst und dreimal im Sommer), gefolgt von Schilfrohr (*Phragmites australis*) und Wasserlinse (*Lemna minor*), die jeweils in sechs Proben bestimmt wurden. Unterteilt man die Pflanzenarten nach ihren Wuchsformen, gehören sieben zu den Helophyten (Ufer- und Sumpfpflanzen), acht zu den Hydrophyten (Wasserpflanzen, die am Boden haften oder im Boden wurzeln) und zwei zählten zu den Pleustrophyten (freischwimmende Wasserpflanzen). Die Untersuchung des Erntegutes auf Störstoffe und Sedimente zeigte, dass diese in der Regel lediglich einen marginalen



© A. Zehndorf, UFZ

Teil der Proben ausmachen. Zu den häufigsten Störstoffen gehörten Äste und Laub in drei Proben aus der Herbstentkrautung, sowie Muscheln und Plastikteile von Verpackungen und Flaschen in jeweils einer Probe. Die Störstoffe wurden vor der weiteren Bearbeitung der Proben entfernt. Das Sediment aus der Waschung der Wasserpflanzenproben beinhaltete Schlamm, Sand, Kies und Steine. Der Sedimentanteil lag in 25 Proben unter 1 % der Trockenmasse des Gesamtmaterials. Die Proben, die in den Sommermonaten geerntet wurden, beinhalteten bis auf eine Ausnahme wesentlich weniger Sediment als die Herbstproben. In den Proben 11 und 29 (Tab. 1) wurde ein vergleichsweise hoher Sedimentanteil von 8,7 und 13,4 % gefunden.

Für die Einschätzung der Relevanz der ermittelten Sedimentanteile in Wasserpflanzenerntegut wurde der Sedimentanteil in konventionellen Biogassubstraten ermittelt. Dafür wurden zwei Maissilagen und drei Grassilagen untersucht. Das Ergebnis zeigte, dass alle diese Substrate einen Sedimentanteil höher 1 % beinhalteten. Die Maissilagen enthielten 1,3 und 2,2 % Sediment. Der Sedimentanteil der Grassilagen bewegte sich zwischen 1,1 und 6,4 %.



Herbst 2015



Sommer 2016

Abbildung 1: Standorte der Entkrautungsmaßnahmen im Herbst 2015 und im Sommer 2016 (Karten: Sandra Roth, HfWU)

Tabelle 1: Artenspektrum und Analysedaten der Proben von aquatischen Makrophyten aus Entkrautungsmaßnahmen im Herbst 2015 (Proben 1-26) und Sommer 2016 (Proben 27-35) (MOELLER et al., 2016 und BAUER, 2016)

Nr.	Pflanzenarten in der Probe	Sediment [%TS]	Biomasse					
			TS [% FM]	oTS [% TS]	N	P	K	C/N
1	Wasserstern ( <i>Callitriche sp.</i> )	0,91	11,3	74,7	30,1	3,19	2,31	11,8
2	Tausendblatt ( <i>Myriophyllum heterophyllum</i> , <i>M. spicatum</i> )	2,21	6,76	81,0	24,8	1,67	12,4	14,5
3	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,57	11,9	84,2	26,6	3,36	14,1	14,9
4	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,40	8,40	89,3	26,2	3,24	13,5	15,0
5	Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> ), Hornblatt ( <i>Ceratophyllum sp.</i> )	0,68	5,62	90,5	12,2	1,98	7,8	34,6
6	Teich-Schachtelhalm ( <i>Equisetum fluviatile</i> )	0,90	19,2	82,5	24,3	2,79	11,6	15,8
7	Wasserschwaden ( <i>Glyceria fluitans</i> ), kleine Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> )	2,00	10,4	87,6	14,2	2,23	12,0	29,5
8	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,33	19,6	84,6	27,3	3,00	12,2	13,2
9	Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> ), Wasserschwaden ( <i>Glyceria fluitans</i> )	0,09	10,8	87,5	24,1	2,62	12,5	16,5
10	Wasserschwaden ( <i>Glyceria fluitans</i> )	0,68	6,07	81,6	29,3	3,10	9,22	14,5
11	Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> )	8,70	14,0	93,8	12,8	0,93	4,14	34,1
12	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,73	7,71	84,4	28,8	3,36	5,10	13,7
13	Wasserpest ( <i>Elodea nutallii</i> )	0,40	5,45	88,1	25,9	2,48	2,61	15,0
14	Tausendblatt ( <i>Myriophyllum spicatum</i> )	1,90	10,1	77,9	25,1	2,70	7,28	14,0
15	Wasserpest ( <i>Elodea canadensis</i> ), Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> )	2,85	9,28	78,6	23,5	4,13	6,98	15,1
16	Wasserpest ( <i>Elodea nutallii</i> )	0,18	5,75	79,7	32,8	5,47	32,6	10,8
17	Segge ( <i>Carex sp.</i> ), Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> ), Wasser-Schwerliie ( <i>Iris pseudacorus</i> )	3,90	13,2	88,7	24,2	2,42	17,3	17,7
18	Segge ( <i>Carex sp.</i> ), Wasserpest ( <i>Elodea nutallii</i> , <i>E. canadensis</i> )	0,17	9,30	88,9	26,7	2,47	23,6	15,8
19	Großes Nixenkraut ( <i>Najas marina</i> )	0,44	5,00	77,6	19,9	1,57	46,3	18,4
20	Wasserhahnenfuß ( <i>Ranunculus fluitans</i> ), Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> )	0,94	8,20	85,8	30,4	2,84	1,96	13,7
21	Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> )	0,22	22,0	91,6	14,0	1,03	7,34	31,1
22	Wasserhahnenfuß ( <i>Ranunculus fluitans</i> )	0,40	8,45	81,0	33,9	3,44	22,7	11,3
23	Rohrkolben ( <i>Typha latifolia</i> ), Teichsimse ( <i>Schoenoplectus lacustris</i> )	0,86	9,20	93,9	18,2	0,47	4,38	21,9
24	Gelbe Teichrose ( <i>Nuphar lutea</i> )	3,10	14,4	80,9	16,0	0,74	12,7	24,8
25	Igelkolben ( <i>Sparganium erectum</i> ), Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> )	1,10	7,20	73,2	26,2	4,64	18,2	13,2
26	Gelbe Teichrose ( <i>Nuphar lutea</i> )	2,70	5,90	86,3	24,3	2,54	12,9	15,8
27	Tausendblatt ( <i>M. heterophyllum</i> ), Kleine Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> ), Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> )	0,30	10,8	61,0	13,9	2,70	13,9	18,4
28	Tausendblatt ( <i>M. heterophyllum</i> ), Kleine Wasserlinse ( <i>Lemna minor</i> ), Gelbe Teichrose ( <i>Nuphar lutea</i> )	0,60	8,10	83,3	30,5	8,32	12,4	12,2
29	Tausendblatt ( <i>M. heterophyllum</i> , <i>M. spicatum</i> )	13,4	19,2	47,2	6,03	0,82	7,93	28,6
30	Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> )	0,80	35,8	93,4	22,1	1,62	9,62	19,3
31	Wasserhahnenfuß ( <i>Ranunculus fluitans</i> ), Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,80	5,00	65,4	26,5	3,39	8,64	14,3
32	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,30	7,60	80,2	36,0	2,72	5,55	11,0
33	Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	0,30	5,20	89,2	30,8	3,52	9,98	13,7
34	Glänzendes Laichkraut ( <i>Potamogeton lucens</i> )	0,80	12,5	81,8	17,3	1,77	12,5	21,4
35	Glänzendes Laichkraut ( <i>Potamogeton lucens</i> )	0,52	12,1	72,9	16,0	2,03	10,6	20,3

Der Trockensubstanzgehalt (TS) der Biomasse der Wasserpflanzen nach der Wäsche lag durchschnittlich bei  $10,9 \pm 6,21$  % Feuchtmasse (Tab. 1). Die höchsten TS-Gehalte hatten Helophyten wie das Schilfrohr ( $14\text{--}35,8$  % FM), der Igelkolben ( $5,2\text{--}19,6$  % FM), sowie der Teichschachtelhelm ( $19,2$  % FM).

Die organische Trockensubstanz (oTS) der Wasserpflanzenbiomasse betrug im Durchschnitt  $82,0 \pm 9,59$  % TS. Ähnlich wie bei der Trockensubstanz sind auch hier pflanzenspezifische Unterschiede erkennbar. Submerse und emerse Pflanzen haben niedrigere oTS als Sumpfpflanzen (z. B. Tausendblatt:  $47,2\text{--}77,9$  % TS vs. Schilfrohr:  $91,6\text{--}93,8$  % TS).

Für die Nutzung der Wasserpflanzen als Dünger oder Substrat in Biogasanlagen ist es vorteilhaft das C/N-Verhältnis sowie die Konzentrationen der drei wichtigen Makroelemente Stickstoff, Phosphor und Kalium zu kennen. Das optimale C/N-Verhältnis eines Substrates für die anaerobe Vergärung bewegt sich im Bereich zwischen 10 und 30 (EDER & SCHULZ, 2007). Das C/N-Verhältnis lag bei allen Wasserpflanzen im Durchschnitt bei  $18,2 \pm 6,54$  (Tab. 1). Die höchsten Werte wurden in Proben aus der Herbsternste, wo Schilfrohr als Hauptbestandteil vertreten war, festgestellt ( $34,6$  in der Probe 5,  $34,1$  in der Probe 11 und  $31,1$  in der Probe 21). Von allen Proben wiesen 75 % einen C/N-Gehalt im Bereich von 10–20 auf, was einem typischen C/N-Verhältnis von Gemüseabfällen entspricht (AMLINGER u. a., 2005).

Die Konzentrationen von Stickstoff ( $23,5 \pm 7,04$  g/kg TS) und Phosphor ( $2,72 \pm 1,46$  g/kg TS) waren vergleichbar mit Literaturwerten für Grassilagen mit einem N-Gehalt von  $23,5 \pm 4,25$  g/kg TS und P-Gehalt von  $2,8 \pm 0,50$  g/kg TS (SALO u. a., 2014). Die höchsten P- und N-Konzentrationen wurden vor allem in Proben von Wasserpest und Igelkolben gemessen (s. Proben 16, 25, 28 und 33 in Tabelle 1). Die Kaliumkonzentrationen hingegen lagen mit durchschnittlichen  $12,1 \pm 8,67$  g/kg TS deutlich unter dem der Grassilagen ( $23,5 \pm 6,01$  g/kg TS, SALO u. a., 2014). Es gab lediglich vier Proben, bei denen die Kalium-Konzentration höher als 20 g/kg TS lag. Alle dieser vier Proben beinhalteten Hydrophyten (Wasserpest, Wasserhahnenfuß und Nixenkraut).

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass der Sedimentanteil in 33 von 35 Proben von Wasserpflanzengut keinen Nachteil für die Nutzung als Substrat in Biogasanlagen darstellt. Die Untersuchung der Makroelemente zeigte ein ausgewogenes C/N-Verhältnis und im Vergleich zu Grassilagen günstige Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor, die Kalium-Konzentrationen waren allerdings niedriger. Ein Vergleich von Analyseergebnissen der Sommer- und der Herbstkampagne zeigt keine jahreszeitlichen Unterschiede in der Substratbeschaffenheit und -qualität.

Für die Einschätzung der Eignung von Wasserpflanzen als Substrat in Biogasanlagen ist die Ermittlung ihres Methanetrags unentbehrlich. Hierfür wurden Batch-Gärversuche nach VDI 4630 mit unterschiedlichen Wasserpflanzen als Substrat durchgeführt. Die Wasserpflanzen wurden vor ihrer Nutzung in einer Schneidmühle klein geschnitten. Als Inokulum für die Gärtests diente Gärmaterial aus der Forschungsbiogasanlage am Deutschen Biomasseforschungszentrum (DBFZ), das zuvor durch ein 5-mm-Sieb gegeben wurde und vor dem Versuchsanfang eine Woche bei  $38$  °C ausgegast wurde. Die Gärtests selbst wurden dann ebenso bei  $38$  °C inkubiert. Das produzierte Biogas wurde in Glassäulen aufgefangen, die angesäuerte gesättigte Kochsalzlösung als Sperrflüssigkeit enthielten. In regelmäßigen Abständen wurde mit Hilfe einer GC-WLD der Methangehalt im Biogas ermittelt. Die Versuche dauerten mindestens 27 Tage bis zum Erreichen des Abbruchkriteriums, d. h. bis die tägliche Biogasbildungsrate nur noch 1 % des bis zu diesem Zeitpunkt angefallenen Biogasgesamtvolumens beträgt.

Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Sie zeigen, dass die Pflanzen gut vergärbare sind. Die beste Biogas- und Methanausbeute wurde mit dem Wasserstern erreicht ( $529$  NL<sub>Biogas</sub>/kg oTS und  $309$  NL<sub>Methan</sub>/kg oTS). Das Schilfrohr erzielte die niedrigste Gasproduktion ( $269$  NL<sub>Biogas</sub>/kg oTS und  $142$  NL<sub>Methan</sub>/kg oTS) und erreichte am Versuchsende mit 53 % auch die niedrigste Methankonzentration, was vor allem auf die hohe Lignifizierung des Halmes zurückzuführen ist (GUNTLI, 1989). Die ermittelten spezifischen Biogaserträge sind im Vergleich zu Energiepflanzen recht niedrig, erreichen aber durchaus

Tabelle 2: Ergebnisse der Batch-Vergärungsversuche mit Wasserpflanzen (BAUER, 2016)

Wasserpflanze	TS [% FM]	oTS [% TS]	Spezifischer Biogasertrag [NL/kg oTS]	Spezifischer Methanertrag [NL/kg oTS]	Methanendkonzentration [%]
Igelkolben ( <i>Sparganium sp.</i> )	5,71	68,5	$377 \pm 6,0$	$215 \pm 7,6$	57
Schilfrohr ( <i>Phragmites australis</i> )	39,1	90,8	$269 \pm 24$	$142 \pm 4,5$	53
Schmalblättrige Wasserpest ( <i>Elodea nuttallii</i> )	6,42	79,7	$406 \pm 15$	$233 \pm 11$	59
Tausendblatt ( <i>Myriophyllum heterophyllum</i> )	7,81	73,9	$288 \pm 18$	$160 \pm 26$	58
Teichrose ( <i>Nuphar lutea</i> )	11,6	84,4	$333 \pm 46$	$202 \pm 22$	61
Wasserhahnenfuß ( <i>Ranunculus fluitans</i> )	6,42	73,9	$412 \pm 10$	$222 \pm 6,0$	56
Wasserstern ( <i>Callitriche sp.</i> )	6,52	61,9	$529 \pm 24$	$309 \pm 23$	58

Gasausbeuten von Rindergülle mit  $370 \text{ NL}_{\text{Biogas}}/\text{kg oTS}$ , oder von Heu mit  $250 \text{ NL}_{\text{Biogas}}/\text{kg oTS}$  (EDER & SCHULZ, 2007). Sie sind auch mit Ergebnissen von WEDWITSCHKA u. a. (2016), die eine Siliermethode zur Konservierung der *Elodea*-Biomasse in Kombination mit Stroh entwickelten, vergleichbar: die bestgeeignete Mischsilage zeigte einen Methanertrag von  $231 \pm 5 \text{ NL/kg oTS}$ . MUÑOZ ESCOBAR u. a. (2011) ermittelten Biogaserträge für fünf Wasserpest-Proben aus verschiedenen Seen. Die Biogaserträge reichten von 416 bis  $520 \text{ NL/kg oTS}$  und waren somit etwas höher als die hier dargestellte Ausbeute mit  $406 \pm 15 \text{ NL}_{\text{Biogas}}/\text{kg oTS}$ .

### Analyse der nutzbaren Inhaltsstoffe in Wasserpest und Tausendblatt

Die Neophyten der Gattungen Wasserpest (*Elodea*) und Tausendblatt (*Myriophyllum*) sind besonders problematisch, da sie eine starke Tendenz zur Ausbreitung haben und sehr dichte Bestände bilden. Ihre Nutzung als Rohstoff wäre also besonders vorteilhaft, wie im Artikel von ZEHNSDORF u. a. (2015) für die Gattung *Elodea* beispielhaft dargestellt wurde. Aus diesem Grund wurden diese beiden Wasserpflanzen näher untersucht. Die Analyse ihrer elementaren Zusammensetzung mit Hilfe von ICP-AES und ICP-MS zeigte, dass sie relativ hohe Konzentrationen von Kalzium (*Myriophyllum*) und Kalium (*Elodea*) beinhalten (Tab. 3). Die Kaliumkonzentration von  $46,7 \text{ g/kg TS}$  bei *Elodea* war höher als bei den in Tabelle 1 dargestellten Proben 13 ( $2,61 \text{ g/kg TS}$ ) und 16 ( $32,6 \text{ g/kg}$ ), sowie im Vergleich mit früheren Beobachtungen, wo in fünf *Elodea*-Proben aus verschiedenen Standorten zwischen  $14,7$  und  $46,1 \text{ g Kalium/kg TS}$  ermittelt wurden (ZEHNSDORF u. a., 2011). In *Elodea* wurde auch die doppelte Menge an Phosphor als in *Myriophyllum* nachgewiesen. Für *Elodea* ist bekannt, dass sie Phosphat speichern kann. So kann ihr Gewebe je nach Jahreszeit aus bis zu 7 % Phosphor bestehen (PODRAZA u. a., 2008). Dies bringt diesem Neophyt einen Wettbewerbsvorteil gegenüber anderen Wasserpflanzen, weil er in der Lage ist, auch in Gewässern mit sehr niedrigem Phosphorgehalt zu existieren (PODRAZA u. a., 2008).

Interessant ist auch die deutlich höhere Konzentration an Eisen in der untersuchten *Elodea*-Biomasse im Vergleich zu *Myriophyllum*. Diese erhöhte Akkumulation steht vermutlich im Zusammenhang mit der im Frühjahr auftretenden Eisen-trübung des Flusses Parthe und der hohen Aufnahmefähigkeit von Wasserpflanzen für Eisen, wie von MISHRA u. a. (2007) auch für andere Wasserpflanzenarten beschrieben wurde. Im Sinne der Düngemittelverordnung (DüMV2012) liegen in beiden Pflanzen alle als Schadstoffe bewerteten Elemente unter dem Grenzwert (Tab. 3).

Die Analyse des Fettsäureprofils wurde mit Hilfe einer GC-MS nach einer Extraktion der Wasserpflanzenbiomasse mit Dichlormethan, Veresterung und Silylierung durchgeführt. Dabei zeigte *M. heterophyllum* mit  $78,3 \text{ mg/g TS}$  einen höheren Fettsäureanteil als *E. nuttallii* mit  $54,2 \text{ mg/g TS}$  (Tab. 4).

Tabelle 3: Konzentrationen von Makro- und Spurenelementen in der Schmalblättrigen Wasserpest (*E. nuttallii*) und dem Verschiedenblättrigen Tausendblatt (*M. heterophyllum*) in  $\text{mg/kg TS}$ , gemessen mit ICP-OES und ICP-MS (MARX, 2016)

Element	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Grenzwert nach DüngemittelVO 2012
Aluminium	460	260	
Arsen	1,64	3,22	40
Blei	2,06	2,13	150
Bor	14	33	
Cadmium	0,25	0,09	1,5
Chrom	7	<3,1	
Eisen	3.850	410	
Kalium	46.690	23.400	
Kalzium	12.860	43.720	
Kobalt	7	7	
Kupfer	15	10	
Magnesium	1.790	2.920	
Mangan	820	3.410	
Molybdän	0,32	0,46	
Nickel	8	18	80
Phosphor	6.020	2.840	
Schwefel	6.510	5.870	
Zink	150	570	

Tabelle 4: Konzentrationen der wichtigsten Fettsäuren in Schmalblättriger Wasserpest (*Elodea nuttallii*) und Verschiedenblättrigem Tausendblatt (*Myriophyllum heterophyllum*), gemessen in  $\mu\text{g/g TS}$  mit GC-MS (MARX, 2016)

Säure	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>
Laurinsäure (12:0)	410	70
Myristinsäure (14:0)	1.100	1.225
Pentadecansäure (15:0)	270	90
Palmitinsäure (16:0)	21.500 (40 %)	24.800 (32 %)
Palmitoleinsäure (16:1)	1.450 (3 %)	6.480 (8 %)
Margarinsäure (17:0)	155	130
Stearinsäure (18:0)	610	645
Ölsäure (18:1)	1.750 (3 %)	3.360 (4 %)
Linolsäure (18:2)	9.300 (17 %)	7.680 (10 %)
$\alpha$ -Linolensäure (18:3)	15.600 (29 %)	32.800 (42 %)
Arachinsäure (20:0)	505	215
Behensäure (22:0)	770	230
Tricosansäure (23:0)	160	75
Lignocerinsäure (24:0)	425	410
Cerotinsäure (26:0)	155	70
Gesamtanteil Fettsäuren	54.160	78.280

Beide Fettsäuremuster wiesen eine sogenannte even-over-odd-Prävalenz aus. Dies bedeutet, dass geradzahlige Fettsäuren gegenüber den ungeradzahligen Fettsäuren dominieren, und ist für pflanzliche Biomassen typisch (KUHN u. a., 2009). Die Fettsäuren  $\alpha$ -Linolensäure und Palmitinsäure hatten in beiden Wasserpflanzen die höchste Konzentration.  $\alpha$ -Linolensäure, die bei *Myriophyllum* die dominante Fettsäure war, ist ernährungsphysiologisch besonders wertvoll. Es handelt sich um einen essenziellen Naturstoff, der entzündungshemmende Eigenschaften ausweist. Positive gesundheitliche Wirkung haben ebenso Phytosterole, die in beiden Wasserpflanzen in relevanten Konzentrationen nachgewiesen wurden. Analysiert wurden allerdings nur freie Sterole. In *Elodea* erreichte die Sterolkonzentration 530  $\mu\text{g/g}$  TS. Dabei war  $\beta$ -Sitosterol die dominierende Substanz und bildete 60 % aller Phytosterole. Diese Verbindung wird in der Pharmazie genutzt, wo sie bei Problemen mit der Prostata eingesetzt wird.

Weiterhin wurden in *Elodea* Stigmasterol, Cholesterol, Campesterol und Ergosterol nachgewiesen (PÖRSCHMANN u. a., 2015). In *Myriophyllum* dominierte Stigmasterol (43 % aller Phytosterole), gefolgt von  $\alpha$ -Tocopherol,  $\beta$ -Sitosterol und  $\beta$ -Amyrin (MARX, 2016). Die Gesamtkonzentration der Sterole in *Myriophyllum* war mit 9.080  $\mu\text{g/g}$  TS deutlich höher als bei *Elodea* (530  $\mu\text{g/g}$  TS).

## Biomasseentwicklung

### Biomasseaufkommen von Wasserpest im Jahresverlauf

Die Biomasseaufkommen aquatischer Makrophyten unterliegen in unseren Breiten jahreszeitlichen Schwankungen. Für die Beurteilung des Einflusses der Jahreszeit auf die Qualität der Wasserpflanzen wurde eine Langzeitbeprobung des Bestands von *Elodea* im Fluss Parthe (Fließgewässer I. Ordnung) in Leipzig (Schönefeld-Abtanaundorf) durchgeführt. Der Fluss Parthe ist 48 km lang, wovon 12,6 km im Stadtgebiet von Leipzig liegen. Der Fluss muss regelmäßig mit Hilfe eines Mähboots entkrautet werden. Diese Maßnahme dient dem Hochwasserschutz. Bei starker Verkräutung staut sich das Wasser so sehr, dass der Wasserstand in Ortslagen bis zu 1 m über Normal ansteigt. In der Parthe sind beide Arten der Wasserpest mit Wasserstern (*Callitriche* sp.) und Wasserhahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) vergesellschaftet. Die Wasserpest spielt hier aber eine besondere Rolle, da sich diese Wasserpflanze im Herbst leicht von Untergrund ablöst und mit der Strömung verfrachtet wird. Die abgerissenen Stängel bilden dann im flachen Wasser Inseln, oder sie haften an Brückenpfeilern und behindern den Wasserdurchfluss.

Am Ort der Langzeitbeprobung wurde ein *Elodea*-Bestand untersucht, der sich aus etwa 80 % *Elodea canadensis* Michx. und 20 % *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John zusammensetzt. Der Bedeckungsgrad schwankt hier zwischen rund 90 % im Spätsommer und 10 % im Spätwinter.



Im Rahmen der zweijährigen Beobachtungszeit wurde wöchentlich die Wassertemperatur bestimmt (Abb. 2A) und eine Probe von *Eloдея*-Biomasse entnommen, die im Labor analysiert wurde. Dabei wurden die Gehalte an Trockensubstanz und Organik bestimmt. Diese Daten dienen der Beurteilung des günstigsten Erntezeitpunkts der aquatischen Biomasse. Die Ergebnisse zeigen, dass die organische Trockensubstanz der *Eloдея*-Biomasse im Zeitraum von Mai bis November am höchsten ist (Abb. 2 B). Im Spätherbst und Winter kahlen die Pflanzen aus und sie bestehen dann vornehmlich nur aus Stängeln und Neuaustrieben.

In diesem Zeitraum steigt der Trockensubstanzgehalt an (Abb. 2C) und der Organikanteil sinkt. Mit sinkender Wassertemperatur nimmt auch der Organikanteil in den Pflanzen ab, wie in Abbildung 2D dargestellt ist. Dadurch sinkt in den Wintermonaten auch die Eignung des Erntegutes für seine Verwendung als Substrat für die energetische Nutzung. Durch schwankende Wasserstände sind in den Wintermonaten im Erntegut zudem vermehrt Laub, kleine Äste, teilweise auch erhöhte Anteile an Sediment enthalten.

Im zweiten Jahr der Langzeitbeobachtung wurde von Juni bis Oktober im Fluss Parthe einmal monatlich der Flächenertrag von *Eloдея*-Biomasse bestimmt. Dabei wurde von einem Quadratmeter die gesamte Wasserpflanzenbiomasse abgerntet



Abbildung 3: Bestimmung des Flächenertrags von *Eloдея* im Fluss Parthe mit einem Metallrahmen definierter Größe und einer Harke.

und ihr Gewicht bestimmt (Abb. 3). Diese Vorgehensweise wurde jedes Mal dreifach wiederholt, um die Ergebnisse statistisch abzusichern. Außerdem wurden Proben für die Analyse der Gehalte an Trockensubstanz und organischer Trockensubstanz entnommen.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Im Monat Juli wurde an einem anderen Ort geerntet, der ca. 1 km stromabwärts der Langzeitbeobachtungsstelle liegt. Zur Silierung wurde eine größere Menge von *Eloдея*-Biomasse benötigt, die an dieser verkehrstechnisch besser zugänglichen Stelle leichter zu entnehmen war. Hier ist der Wasserstand des Flusses höher, so dass die Pflanzen mehr Raum zum Wachsen haben, woraus der höhere Flächenertrag resultiert. Auf Grund dieser Besonderheit wird diese Probe in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt.

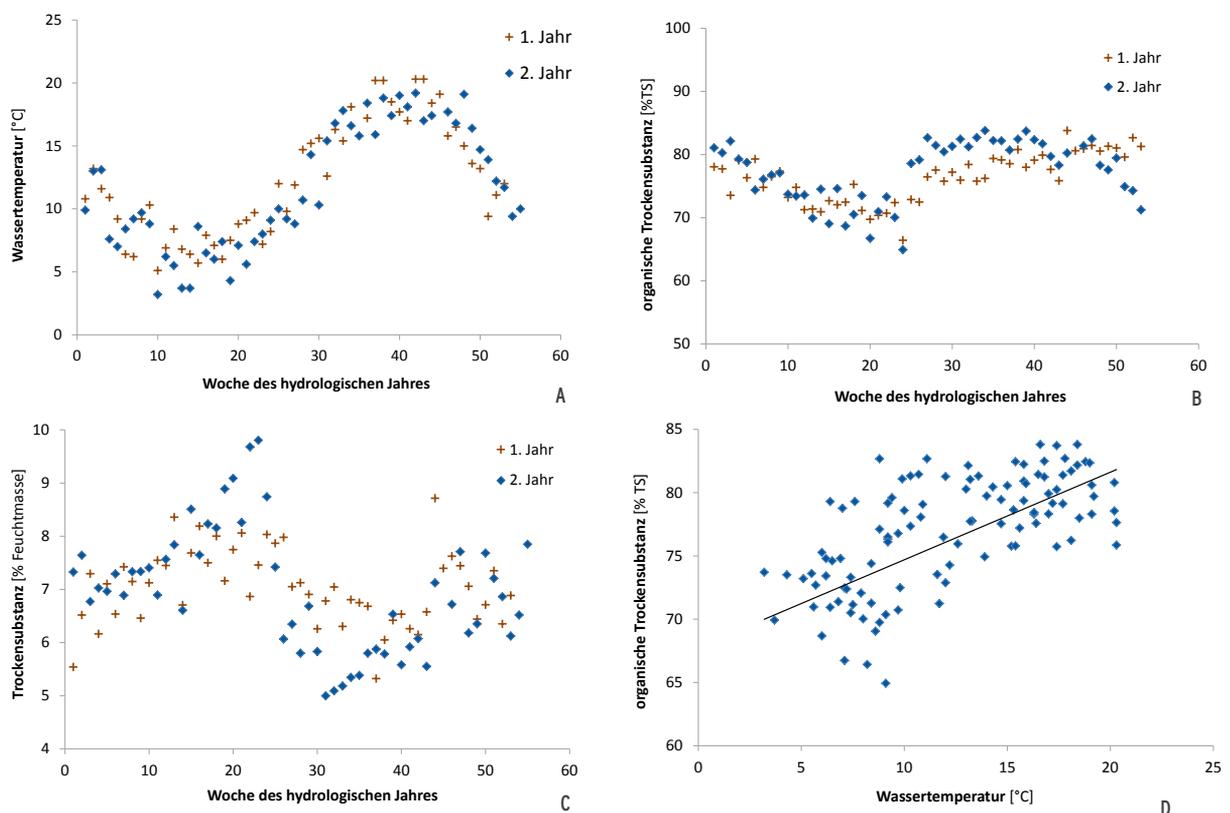


Abbildung 2: Ergebnisse der Langzeitbeobachtung eines *Eloдея*-Bestandes im Fluss Parthe in Leipzig: jährlicher Verlauf der Wassertemperatur (A), der Organik (B) und des Trockensubstanzgehalts (C) über zwei hydrologische Jahre; Streudiagramm der organischen Trockensubstanz von *Eloдея* in Bezug auf Wassertemperatur (D).

Tabelle 5: Biomasse der Wasserpest im Fluss Parthe: quantitative Bestimmung des Biomassebewuchses auf einem Quadratmeter

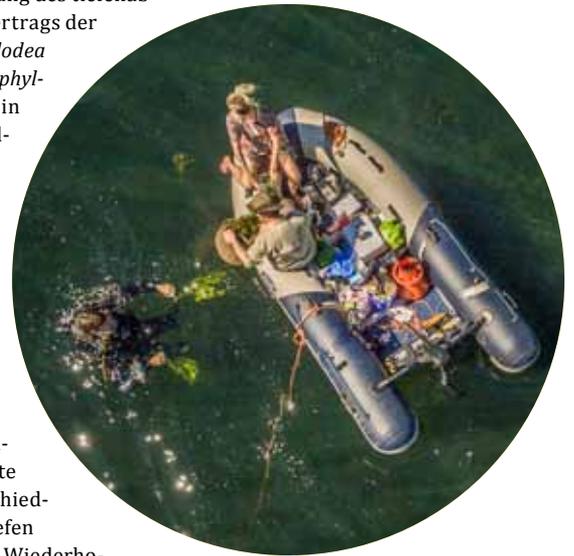
Datum	Frischmasse [kg]	TS [% FM]	TS [kg/m <sup>2</sup> ]	oTS [% TS]	oTS [kg/m <sup>2</sup> ]
6.6.2016	12,2	5,2	0,6	82,7	0,5
12.7.2016	20,6	6,5	1,3	76,4	1,0
8.8.2016	11,4	6,1	0,7	79,7	0,6
12.9.2016	13,6	6,2	0,8	78,3	0,7
10.10.2016	9,8	6,9	0,7	74,3	0,5

Trockensubstanz (TS), Organik (oTS)

Die Daten zeigen, dass die *Elodea*-Biomasse von Juni bis September einen nahezu konstanten Flächenertrag erzielt, im Oktober dünnt durch die oben beschriebene Ablösung der Pflanzenstängel der Bestand bereits aus. Der TS-Gehalt nimmt über die Zeit immer mehr zu, die Organik zeigt einen entgegengesetzten Trend. Diese Tendenz wurde bereits bei der Langzeitbeprobung beobachtet. Zusammenfassend wurde festgestellt, dass in den Monaten Juni bis September ein konstanter Biomassertrag zu erwarten ist und in dieser Zeit die Biomasse geerntet werden sollte. Im Herbst kommt es zu Bestandrückgang und Qualitätsabnahme der Biomasse.

### Räumliche Ausbreitung der aquatischen Biomasse in Seen

Für die Untersuchung des tiefenabhängigen Flächenertrags der Wasserpflanzen *Elodea nuttallii* und *Myriophyllum heterophyllum* in Seen wurde die Hilfe von Tauchern in Anspruch genommen (DIE GEWÄSSER-EXPERTEN!, Interview S. 24). Hierfür wurden drei Seen ausgesucht, wo der Wasserpflanzenbewuchs begutachtet wurde. Die Ernte erfolgte in unterschiedlichen Gewässertiefen und in jeweils drei Wiederholungen wurde je ein Quadratmeter vollständig geerntet. Vom Erntegut wurden das Frischgewicht, die Trockenmasse und der Organikanteil bestimmt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 6 zusammengefasst.



© A. Künzelmann, UFZ



© A. Künzelmann, UFZ

Abbildung 4: Großflächiger Wasserpflanzenbestand aus *Elodea nuttallii* und *Myriophyllum heterophyllum* im Cospudener See aus der Vogelperspektive

Im Cospudener See wurde ein flächendeckender Bestand von *Elodea nuttallii* bis zu 6 m Tiefe vorgefunden (Abb. 4). Die Wuchshöhe dieser Wasserpflanze erreichte hier 1,2–1,4 m. Der Bestand wurde mit zunehmender Tiefe dünner und die organische Trockensubstanz der Pflanzen sank. Ab 6,5 m Tiefe wuchsen nur noch Armleuchteralgen. Bis 2,5 m Tiefe kam es zur Vergesellschaftung von *Elodea nuttallii* mit *Myriophyllum heterophyllum*, dessen Wuchshöhe bis zu 1,5 m erreichte.

Tabelle 6: Aquatische Biomasse in drei Seen: quantitative Bestimmung des Biomassebewuchses auf einem Quadratmeter (mit drei Wiederholungen) in verschiedenen Tiefen, Trockensubstanz (TS) und Organik (oTS) der Wasserpflanzenproben

Gewässer		Tiefe	Frischmasse [kg]	TS [% FM]	oTS [% TS]
Cospudener See	<i>Elodea nuttallii</i>	2 m	8,53 ± 2,02	6,08 ± 0,72	76,51 ± 3,34
		4 m	6,80 ± 1,04	5,39 ± 0,15	73,06 ± 2,42
		6 m	4,97 ± 0,75	6,02 ± 0,16	58,53 ± 5,93
	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	2 m	7,40*	9,64*	71,95*
Seelhausener See	<i>Elodea nuttallii</i>	4 m	7,00 ± 2,07	7,10 ± 2,12	76,71 ± 3,29
Heider Bergsee	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> , <i>M. verticillatum</i>	2 m	7,67 ± 0,93	7,08*	68,35 ± 0,56
		4 m	8,53 ± 0,65	6,00*	80,69 ± 1,49

\* Einzelbestimmung

Auch im Seelhausener See kommt *Elodea* vergesellschaftet mit einer anderen Wasserpflanzenart vor – bis 3,4 m Tiefe wächst hier vorrangig *Potamogeton perfoliatus*. Der maximale Bestand an *Elodea* wurde in 4 m Tiefe vorgefunden. Hier erreichte diese Pflanzenart Wuchshöhen von 2,0 m. Ab 5,4 m Tiefe dünnte der *Elodea*-Bestand aus und in 6 m Tiefe dominieren die Armleuchteralgen. Im Heider Bergsee wachsen die beiden Arten *Myriophyllum heterophyllum* und *Myriophyllum verticillatum* bis zur Tiefengrenze von 5 m. Obwohl der Bewuchs auf 2 m insgesamt wesentlich dichter war, wurde in 4 m Tiefe mehr Frischmasse pro Quadratmeter bestimmt.

Im Ergebnis wurde festgestellt, dass in den untersuchten Seen die Wasserpflanzen bis zu einer maximalen Tiefe von 6,5 m vorkommen, wobei die Bestände umso dünner sind je tiefer die Pflanzen wachsen. Erreichte die Biomasse in 2 m Tiefe durchschnittlich 7,9 kg pro Quadratmeter, waren es in 4 m Tiefe nur noch 7,4 kg.

## LITERATUR

- Amlinger, F.; Peyr, S.; Hildebrandt, U.; Müsken, J.; Cuhls, C.; Clemens J. (2005): Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie. BMLFUW Österreich.
- Bauer, A. (2016): Potenzialermittlung bei der Gewässerentkrautung anfallender aquatischer Makrophyten für den Biogasprozess. Masterarbeit. Technische Universität Dresden, Internationales Hochschulinstitut Zittau.
- Eder, B.; Schulz, H. (2007): Der Biogas-Prozess. In: Biogas Praxis, ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg. S. 17–40.
- Guntli, A. P. (1989): Ligningehalt und andere Merkmale des Schilfhalmes (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steudel) in Beziehung zur Röhrichtbewirtschaftung (Doctoral dissertation, Diss. Naturwiss. ETH Zürich, Nr. 8980, 1989. Ref.: F. Klötzli; Korref.: E. Landolt).
- Kuhn, T.; Krull, E.; Bowater, A.; Grice, K.; Gleixner, G. (2009): The occurrence of short chain n-alkanes with an even over odd predominance in higher plants and soils. *Organic Geochemistry*. 41(2), S. 88-95.
- Marx, L. (2016): Nutzbare Inhaltsstoffe in höheren Wasserpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Gattungen *Elodea* und *Myriophyllum*. Bachelorarbeit. Hochschule Mittweida, Fakultät Angewandte Computer- und Biowissenschaften.
- Mishra, V. K.; Tripathi, B. D. (2007): Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*. 99. S. 7091-7097.
- Moeller, L.; Zehndorf, A.; Bauer, A.; Schmidt, S.; Roth, S.; Brummer, V.; Röhl, M.; Herbes, C.; Wedwitschka, H.; Stinner, W. (2016): Wasserpflanzen als Substrat für Biogasanlagen – Ernteguteigenschaften. Tagungsband 10. Rostocker Bioenergieforum. Schriftenreihe Umweltingenieurwesen Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock, Band 58, S. 431-437.
- Muñoz Escobar, M.; Vovevoda, M.; Fühner, C.; Zehndorf, A. (2011): Potential uses of *Elodea nuttallii*-harvested biomass. *Energy, Sustainability and Society* 1:4.
- Podraza, P.; Brinkmann, T.; Evers, P.; von Felde, D.; Frost, U.; Klopp, R.; Knotte, H.; Kühlmann, M.; Kuk, M.; Lipka, P.; Nusch, E.A.; Stengert, M.; Wessel, M.; van de Weyer, K. (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben Im Auftrag des MUNLV.
- Pörschmann, J.; Weiner, B.; Wedwitschka, H.; Zehndorf, A.; Koehler, R.; Kopinke, F.-D. (2015): Characterization of biochars and dissolved organic matter phases obtained upon hydrothermal carbonization of *Elodea nuttallii*. *Bioresource Technology* 189, S. 145-153.
- Salo, T.; Euroola, M.; Rinne, M.; Seppälä, A.; Kaseva, J.; Kousa, T. (2014): The effect of nitrogen and phosphorus concentrations on nutrient balances of cereals and grass silage. MTT Report No. 147.
- Stengert, M.; Podraza, P.; van de Weyer, K. (2008): Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2007 (Münster).
- Wedwitschka, H.; Stinner, W.; Moeller, L.; Roth, S.; Brummer, V.; Röhl, M.; Herbes, C.; Zehndorf, A. (2016): Wasserpflanzen als Substrat für Biogasanlagen – praxisgerechte Silierung und Vergärung. Tagungsband 10. Rostocker Bioenergieforum. Schriftenreihe Umweltingenieurwesen Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock, Band 58. S. 259-265.
- Zehndorf, A.; Korn, U.; Pröter, J.; Naumann, D.; Seirig, M.; Rönicke, H.; Pieper, B. (2011): Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) als Cosubstrat für Biogasanlagen. *Landtechnik* 66 (2), S. 136 - 139
- Zehndorf, A.; Hussner, A.; Eismann, F.; Rönicke, H.; Melzer, A. (2015): Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica* 51 , S. 110-117.

# DIE GEWÄSSER-EXPERTEN!

- Unterwasserpflanzen aus nächster Nähe

24



*Dipl.-Geogr. Ingo Nienhaus (42) ist der Inhaber des Unternehmens DIE GEWÄSSER-EXPERTEN. Seit 2008 bietet seine Firma aus Lohmar (Nordrhein-Westfalen) Dienstleistungen in den Bereichen Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerplanung und Gewässerentwicklung, Kartierung – Erhebung – Bewertung, Multikopter-Luftbilder und Tauchkartierung sowie Innovation und Forschung an. Das Interview führte Annegret Faber.*

**Herr Nienhaus, Sie haben 2008 Ihre Firma gegründet und nennen sich seitdem die DIE GEWÄSSER-EXPERTEN! Wie kam es dazu?**

**Ingo Nienhaus:** Wir haben ein teures Hobby, das ist das Tauchen, und wir haben uns gesagt, das müssen wir uns irgendwie refinanzieren. Und dann haben wir überlegt, was man machen kann und haben tatsächlich auch mit einem Tauchprojekt die ganze Firma letztendlich gestartet.

**Wer fordert Sie als Gewässer-Experten an?**

**Ingo Nienhaus:** Am Anfang waren wir Dienstleister für andere Büros. Mit der Zeit ist der Kundenstamm gewachsen und vielfältiger geworden. Tauchkartierungen sind mittlerweile nur noch maximal fünf Prozent unseres Umsatzes. Wir machen vor allem Renaturierungsplanungen, unterstützen Behörden in ihrer Arbeit, erarbeiten Konzepte für die Umsetzung bestimmter Projekte unter Berücksichtigung der Wasserrahmenrichtlinie, bis hin zu Luftbilderstellung mit eigenen Drohnen.

**Wer beauftragt Sie mit den Tauchereinsätzen zur Kartierung von Wasserpflanzen?**

**Ingo Nienhaus:** Das ist ganz unterschiedlich. Die meisten Auftraggeber kommen aus der öffentlichen Hand, das heißt, das sind Landesbehörden. Diese haben ein Untersuchungsinteresse. Sie wollen wissen, in welchem Zustand ihre Seen ökologisch sind. Aber es kann auch mal sein, dass es ein Problemgewässer gibt und die Kommune möchte den Ursachen auf den Grund gehen. Privatunternehmen oder Privatpersonen beauftragen uns nur sehr selten mit der Untersuchung von Seen.

**Sie kartieren Wasserpflanzen in Seen. Wie läuft das ab?**

**Ingo Nienhaus:** Am besten wäre es, wenn man den gesamten See abtauchen und schauen würde, welche Pflanzen tatsächlich vorkommen. Es geht dabei um die Erfassung aller Pflanzen, auch um schützenswerte Arten. Aus Kostengründen wird meist nicht der ganze See abgetaucht, sondern man betaut eine repräsentative Auswahl. Das heißt, man taucht Transekte ab. Ein Transekt ist im Prinzip eine Fläche von der Uferlinie bis zu Makrophyten-Tiefengrenze. Das ist die Grenze, bis zu der Pflanzen in einem See wachsen können.

**Wo liegt diese Grenze?**

**Ingo Nienhaus:** Das ist ganz unterschiedlich und hängt von den Nährstoffverhältnissen ab. Nährstoffreiche Gewässer können sehr trüb sein. Die Tiefengrenze liegt dann vielleicht nur bei eineinhalb Metern. Das heißt unterhalb von eineinhalb Metern wächst keine Pflanze mehr. Wenn wir einen nährstoffarmen See haben, der ist dann sehr klar, ein Bergsee zum Beispiel, dann können Pflanzen schon einmal bis zu 20 Meter tief wachsen. Es hängt immer davon ab, wie tief das Licht ins Wasser eindringen kann, weil alle Pflanzen Licht brauchen zur Photosynthese.

### **Die Größe der Transekte hängt also davon ab, wie klar das Wasser ist?**

**Ingo Nienhaus:** Ja. Und dann taucht man einen bis zu 50 Meter breiten Bereich ab und schaut in allen Tiefenstufen nach was da wächst. Also null bis ein Meter, dann ein bis zwei Meter, zwei bis vier Meter und so weiter. Wir dokumentieren, welche Pflanzen vorkommen und in welcher Häufigkeit. Mit diesen Daten kann man dann einen See ökologisch bewerten, wie zum Beispiel die Nährstoffverhältnisse sind, die Wuchsbedingungen usw. .

### **Wie oft wiederholen Sie die Tauchgänge?**

**Ingo Nienhaus:** Einmal pro Untersuchungsjahr und dann wird die Untersuchung je nach Bundesland nach 3 bzw. 6 Jahren wiederholt. Ein See ist durchaus ein sehr behäbiges System und da reicht es aus, alle sechs Jahre mal nach dem Rechten zu gucken.

### **Kartieren Sie auch Fließgewässer?**

**Ingo Nienhaus:** Das machen wir auch, aber die Fließgewässer sind meist nicht so tief, dass man tauchen müsste. Da werden dann die Wasserpflanzen im Wasser stehend untersucht.

### **Zeichnet sich ein langfristiger Trend ab bezüglich der Häufigkeit und Dichte der Wasserpflanzenbestände?**

**Ingo Nienhaus:** Nein, also ein Trend ist immer nutzungsspezifisch zu sehen. Das heißt, wenn wir eine Nutzung auf einem See haben, hat das auch immer einen Einfluss auf die Wasservegetation. Ein Beispiel: Wir haben bei uns in der Region einen See, der liegt in einer landwirtschaftlich sehr intensiv genutzten Landschaft. Dieser See wurde komplett für die Öffentlichkeit gesperrt: Kein Angler, keine fischereiliche Nutzung, nichts! Der Bewuchs reicht in diesem See tatsächlich bis 20 Meter herab - außergewöhnlich. Daneben liegt ein anderes Gewässer, dass genutzt wird und dort haben wir nur bis 10 Meter Bewuchs. Das heißt, die Intensität der Nutzung und der Nährstoffeintrag bestimmen langfristig die Qualität des Gewässers.

### **Gibt es eine bestimmte Wasserpflanzenart, die Sie als besonders problematisch bezeichnen würden?**

**Ingo Nienhaus:** Letztlich sind alle Wasserpflanzen ungefährlich und stellen nur ein Problem für den Menschen dar, der das Gewässer nutzen möchte. Für Fische sind Wasserpflanzen dagegen sehr wichtig. Wasserpestgewächse, *Elodea nuttallii* oder *Elodea canadensis* können zum Beispiel zu Problemen und Nutzungseinschränkungen führen – diese kommen schon mal in großen Mengen vor. Zu Problemen können aber auch große See- oder Teichrosenbestände führen, oder das können auch Tausendblattgewächse sein. Da gibt es einige Arten, die je nach Standort besser oder schlechter wachsen. Aber letztendlich muss darüber nachgedacht werden, warum Wasserpflanzen zu Problemen führen: Einmal, weil ich als Mensch zu sehr Nährstoffe in ein Gewässer einbringe, und zum anderen, weil ich das Gewässer nutzen will.

### **Gibt es Konflikte durch massives Auftreten von Wasserpflanzen besonders zwischen den Interessen von Gewässernutzern und Umweltschützern?**

**Ingo Nienhaus:** Was ist letztendlich problematisch? Problematisch wird es, wenn ein Nutzer nicht mehr das Gewässer so nutzen kann, wie er es gerne möchte: Ein Segler beispielsweise kann aufgrund des starken Pflanzenwuchses nicht mehr mit dem Boot fahren. Grundsätzlich sind Pflanzen in Seen nicht als kritisch zu bewerten, auch wenn sie in großen Mengen vorkommen, denn sie produzieren Sauerstoff für das Gewässer, sie sind ein Lebensraum für die Jungfische, die sich im Pflanzenbestand aufhalten. Es wird problematisch, wenn wir zu viele Nährstoffe haben und dadurch zu viel Pflanzenwachstum entsteht. Dann verrottet das Pflanzenmaterial und es kommt zu Sauerstoffzehrungsprozessen. Das heißt, dass es dann zu wenig Sauerstoff im Wasser geben kann und die Fische sterben können. Diese Fälle sind aber sehr selten. Meistens ist es so, dass nur der Mensch sich durch die Pflanzen eingeschränkt fühlt.

### **Für Badeseenbetreiber kann es ein finanzielles Problem werden – die Pflanzen vertreiben die Badegäste.**

**Ingo Nienhaus:** Im Prinzip sagt dann eine Landesbehörde, rein aus ökologischer Sicht ist nichts Bedenkliches dabei, das Pflanzenwachstum ist völlig in Ordnung. Aber wenn ich bade und der Badende sich erschreckt und die bösen Schlingpflanzen ihn dann am Baden hindern, dann ist das ein Problem. Ökologisch gesehen sind Pflanzen allerdings als Aufzuchtstube der Fische sehr wertvoll. Konflikte zwischen Nutzung und Naturschutz, die gibt es immer. Aber für den See ist die Pflanze kein Problem. Sie ist nicht gefährlich. Sie gehört zum Gewässer genauso wie die Fische.

### **Was sollte man nicht mit einem See machen?**

**Ingo Nienhaus:** Eine Übernutzung sollte vermieden werden: Wenn ich einen Multifunktionssee habe, an dem eine Wasserskianlage ist, eine Badenutzung stattfindet, Angler zugelassen sind, Bootsverkehr, wildes Baden, Hundebaden, vielleicht auch noch eine Einleitung – das kann nicht funktionieren. Letztlich muss man einen guten Grad finden an Beeinträchtigung, die man einem See „antun“ kann. Da gibt es keine goldene Regel oder einen Mittelweg, aber der gesunde Menschenverstand hilft da schon häufig weiter.

### **Gibt es in Deutschland natürliche Seen?**

**Ingo Nienhaus:** Ja, gibt es. Also es gibt zum einen in Nord- und Nordostdeutschland die eiszeitlichen Seen. Wir haben aber auch die Voralpenseen in Deutschland. Es gibt die Altrheine am Rhein oder die Altgewässer an der Elbe. Aber die Großzahl unserer Gewässer in Deutschland sind künstlich - Kiesgruben, Braunkohletagebaueen, Steinbrüche – gerade in Sachsen gibt es davon viele.

Vielen Dank für das Interview.

**Weitere Informationen:** [www.gewaesser-experten.de](http://www.gewaesser-experten.de)

# In Mischung konservieren

26

Die Versuche, bei denen *Elodea*-Biomasse mit Getreidestroh am DBFZ siliert wurde, stellten sich sowohl in Hinsicht auf die Haltbarkeit als auch auf das Gasbildungspotenzial als vielversprechend heraus.

*Harald Wedwitschka, Markus Gießmann, Daniela Gallegos, Prem Kumar Rajendran, Walter Stinner (DBFZ)*



# Praxisgerechte Silierung von Wasserpflanzen als Substrat für Biogasanlagen

Die ganzjährige Nutzung aquatischer Biomasse als Rohstoff mit saisonalem Anfall für die energetische Verwertung macht in wärtekalten Klimaregionen eine Haltbarmachung des Substrates erforderlich. Am Beispiel der Wasserpflanze *Elodea nuttallii* (Wasserpest) wurde die Silierung als Konservierungsmethode eingehend untersucht. Neben der praxisgerechten Haltbarmachung stand das Biogasbildungspotential der Silage im Vordergrund. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass eine verlustarme Langzeitlagerung von *Elodea* möglich ist und hohe Biogasbildungspotenziale erzielt werden können. Aufgrund des hohen Wassergehaltes ist die Silierung von Wasserpflanzenmaterial unter Praxisbedingungen allerdings nur schwer realisierbar. Als Lösungsansatz wurde die Silierung von *Elodea*-Wasserpflanzen als Mischung mit Getreidestroh getestet. Unvermischte Wasserpflanzen und Stroh wurden als Referenz ebenfalls untersucht. Die Mischsilage war über mehr als sechs Monate lagerfähig und wies ein hohes Biogasbildungspotenzial (66 % bis 86 % von Maissilage, bezogen auf die oTS) auf. Als weiteres Ergebnis zeigte sich neben den guten Gasbildungspotenzialen der *Elodea*, dass die zielgerichtete Silierung von Stroh ein Vorbehandlungsverfahren ist, das zu einer deutlichen Steigerung des Gasertrags gegenüber der trockenen Strohprobe führt.

## Problemstellung

Wasserpflanzen stellen ein interessantes Substrat für die Biogasgewinnung dar. Vorstudien belegten, dass Wasserpflanzen hohe Biogaserträge bezogen auf den Trockensubstanzgehalt liefern. Eingesetzt als Substrat in Biogasanlagen könnten Wasserpflanzen einen Teil der NawaRo-Einsatzstoffe ersetzen. Allerdings erschwert der hohe Wassergehalt der Pflanzen (ca. 85-95 %) die Substratlogistik, Verarbeitung und Bevorratung. In Ländern mit ganzjähriger Vegetationsperiode

kann auf die Lagerung des Pflanzenmaterials weitgehend verzichtet werden, wenn die Verarbeitung direkt nach der Entnahme aus dem Gewässer stattfindet. In kühleren Regionen gedeihen Wasserpflanzen jedoch nicht das ganze Jahr über und können nur saisonal geerntet werden. Erschwerend kommt hinzu, dass Wasserpflanzen schnell nach der Ernte verderben. Praxisfähige Lösungen in Deutschland setzen daher eine verlustarme Lagerung der Wasserpflanzen voraus, so dass sie ganzjährig als Substrat für die Biogaserzeugung zur Verfügung stehen. Eine Alternative wäre der rein saisonale Einsatz ohne Lagerung, der bei geringem Umfang möglich ist.

Im Rahmen des AquaMak-Projektes sind Untersuchungen zur Konservierung von *Elodea*-Biomasse durchgeführt worden. Dabei lag der Fokus auf der Silierung des Pflanzenmaterials. In einer Laborstudie am DBFZ wurden umfassende Silierungsversuche mit unterschiedlichen Einzelsilagen und Silagemischungen aus *Elodea*-Wasserpflanzen und Weizenstroh durchgeführt, mit dem Ziel der Steigerung der Silierfähigkeit und der Silagequalität (Lagerfähigkeit, Minimierung von Silierverlusten, dadurch Erhöhung der Gasausbeute). Das Stroh diente dabei der Einstellung des Wassergehaltes in den für Fahrtilo oder Schlauchsilierung geeigneten Bereich. Neben dem Einfluss des Wassergehaltes auf die Silagequalität wurde die Wirkung von Substratvorbehandlungsmethoden und Silierhilfsmitteln auf das Biogasbildungspotential der *Elodea*-Stroh-Mischsilagen untersucht.

Zu klärende Fragen waren:

- Wie lässt sich *Elodea*-Biomasse verlustarm lagern?
- Welche Vorteile bringt die Mischsilierung mit Weizenstroh?
- Welche Silagevarianten eignen sich besonders für den praktischen Einsatz als Biogassubstrat?



Abbildung 1: Wasserpflanzenentnahme und Probenvorbereitung

## Probennahme und Bearbeitung

Das Wasserpflanzenmaterial wurde aus dem Fluss Parthe in Leipzig (Abb. 1) entnommen. Bei zwei Ernteeinsätzen 2014 und 2015 sind jeweils mehrere hundert Kilo *Elodea*-Biomasse geerntet und anschließend siliert worden (Abb. 1). Nach der Entnahme aus dem Gewässer wies das Wasserpflanzenmaterial einen Wassergehalt von ca. 95 % auf, was eine Lagerung des Materials in landwirtschaftlichen Siloanlagen (Fahrtilos) kaum als möglich erscheinen lässt. Die gemeinsame Silierung mit typischen Energiepflanzen (z. B. Maissilage) würde den Siliererfolg dieser teuren Rohstoffe wegen schwieriger Logistik und erschwerten Walzbedingungen (Rutschgefahr!), Sickersaftbildung, Säureverdünnung und Pufferwirkung (Protein- und Kationenpuffer) vermindern, bzw. die Silierverluste der Energiepflanzensilagen erhöhen. Aus diesem Grund ist die Mischsilierung von *Elodea*-Biomasse und Getreidestroh als Lösungsansatz untersucht worden. Getreidestroh fällt als landwirtschaftlicher Reststoff in großen Mengen mit vergleichsweise niedrigen innerbetrieblichen Kosten an und ist aufgrund des niedrigen Wassergehalts von ca. 15 % lagerfähig und zusätzlich saugfähig. Durch die Mischung von Stroh und *Elodea*-Pflanzenmaterial lassen sich die Beschaffenheit und der Wassergehalt der Mischsilage variabel einstellen und an praxistypische Werte zwischen ca. 60 und 70 % (resp. TS-Gehalt von 30–45 %) anpassen.

In den durchgeführten Mischsilageversuchen sind Mischungen mit zwei unterschiedlichen Wassergehalten (60 und 70 %) untersucht worden. Da Getreidestroh einen sehr hohen Verholungsgrad im Vergleich zu *Elodea*-Wasserpflanzen aufweist, kamen zur Verbesserung der Abbaubarkeit von Stroh zwei unterschiedliche Strohaufschlussverfahren vor der Silierung zum Einsatz. Dazu wurden vor der Mischung

mit *Elodea*-Biomasse bzw. der Silierung als Referenzproben (Zugabe von Wasser und ggf. Silierhilfsmitteln) größere Mengen an Getreidestroh gehäckselt bzw. per Extruder gemahlen (Abb. 2).

Die Silierung von Pflanzenmaterial ist ein traditionelles Konservierungsverfahren, das auch bei der Lagerung von Futtermitteln zur Anwendung kommt. Unter Luftabschluss stellt sich ein niedriger pH-Wert durch Gärsäurebildung ein, was zu einer Hemmung des Wachstums von Schimmel, Hefen und anderen Organismen führt. Die traditionelle Qualitätsbewertung einer Silage wird anhand des Trockensubstanzgehaltes (TS), des pH-Wertes, der Gärsäurekonzentration und Gärsäurezusammensetzung vorgenommen. Auftretende Lagerungsverluste und das Biogasbildungspotential sind weitere Kennwerte, die für die Biogassubstratbewertung von Interesse sind. Zur Silierung wird das zu lagernde Pflanzenmaterial zerkleinert, jeweils in dünnen Schichten in Fahrtilos festgewalzt und unter Luftabschluss eingelagert. Im Labor findet die Silierung im kleineren Maßstab, dafür unter kontrollierten Bedingungen statt. Im Rahmen der Arbeiten im AquaMak-Projekt sind zwei traditionelle Laborsiliermethoden (Silierung im Einweckglas und im verschließbaren Kunststofffass) und eine neu entwickelte Vakuumbeutelmethode miteinander verglichen worden (Abb. 3).

Verschiedene Silierhilfsmittel kamen mit dem Ziel der Verbesserung der Silagequalität in den durchgeführten Silierversuchen zum Einsatz. Neben den unbehandelten *Elodea*-Wasserpflanzenproben und den Mischsilagen aus *Elodea*-Biomasse und Stroh (gehäckselt bzw. extrudiert, jeweils mit TS von 30 % und TS von 40 %) wurden als Referenz reine Strohproben als Sechsfachansatz getestet. Daraus ergibt sich eine Gesamtprobenanzahl von 432 Silageproben. Zum Analysen-



Gehäckselt Stroh nach der Behandlung



Trocken extrudiertes (gemahlenes) Stroh nach der Behandlung

Abbildung 2: Darstellung der verwendeten Strohaufschlussverfahren



Abbildung 3: Darstellung der verwendeten Siliermethoden

umfang zählte die Messung des pH-Wertes, die Bestimmung des Trockensubstanz- und Aschegehaltes und die Analyse der Gärproduktbildung (Gärsäuren und Alkohole) mittels HPLC. Das Biogasbildungspotenzial der einzelnen Silagenproben wurde mittels diskontinuierlicher Gärversuche bestimmt. Ausgewählte Silagen sind anschließend im Langzeitversuch in kontinuierlichen Gärversuchen näher untersucht worden.

Folgende Silierhilfsmittelkombinationen kamen zum Einsatz:

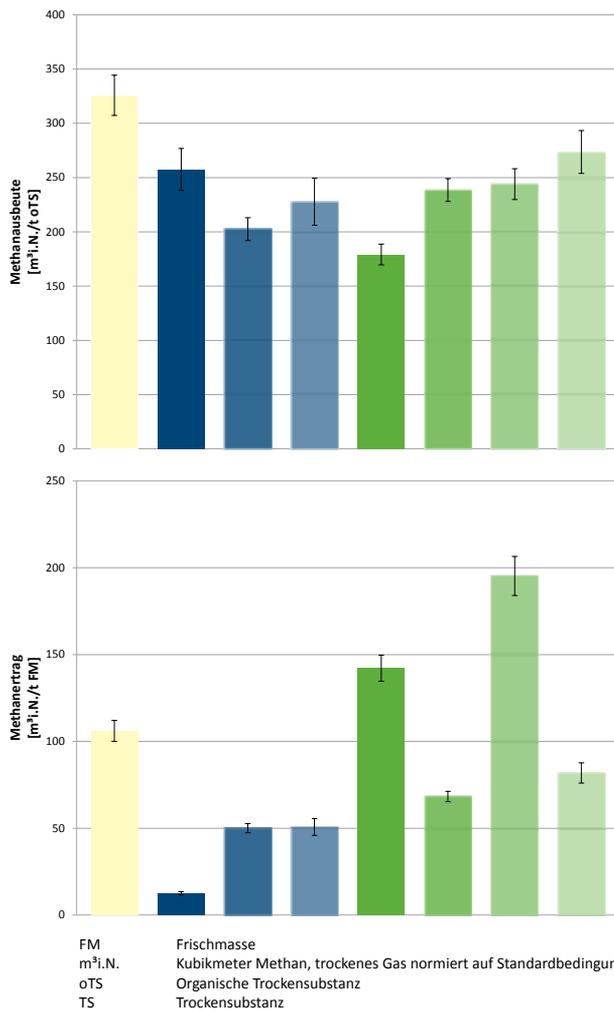
1. ohne Behandlung
2. Enzympräparat der Firma Schaumann (Cellulase)
3. Chemische Silierhilfsmittel auf Basis von Ameisensäure und Propionsäure
4. Enzyme + chemische Silierhilfsmittel
5. Chemische Silierhilfsmittel + biologische Silierhilfsmittel (Milchsäurebakterien)
6. Enzyme + chemische Silierhilfsmittel + biologische Silierhilfsmittel
7. Enzyme + biologische Silierhilfsmittel
8. Zuckerlösung + biologische Silierhilfsmittel

### Analysenergebnisse

Die TS-Gehalte der reinen *Elodea*-Silagen ohne Zugabe von Stroh lagen durchschnittlich bei  $7,2 \pm 1,1$  % Frischmasse (FM) und die pH-Werte zwischen 5,4 und 6,7. Der pH-Wert stand in direkter Abhängigkeit zu den während der Silierung gebildeten Gärsäuren. Die Konzentration niedriger Fettsäuren (C2–C6) lag zwischen  $0,99 \pm 0,7$  % FM und wurde durch die verschiedenen Silierhilfsmittel ungleich beeinflusst. Neben den gewünschten Gärsäuren Essig- und Milchsäure sind zum Teil auch Propion- und Buttersäure nachgewiesen worden,

was für einen ungünstigen Silierverlauf spricht. Insgesamt sind fünf unterschiedliche *Elodea*-Silagevarianten untersucht worden, die sich in der Silierhilfsmittelzugabe unterscheiden. Je Messparameter sind fünfzehn Analysen durchgeführt worden. Nach dreimonatiger Lagerdauer hatte sich die Struktur der Wasserpflanzen in allen Ansätzen verflüssigt. Die Biogasbildungspotenziale der ungemischten *Elodea*-Silage lagen nach sechs Monaten Lagerdauer teils bei 66 % bis 86 % von Maissilage (oTS-Bezug, korrigiert nach WEISSBACH, beschrieben in [LIEBETRAU et al., 2013]). Die Ergebnisse belegen dennoch, dass ungemischte *Elodea*-Silage wegen des hohen Wassergehaltes in der Praxis nicht silierfähig ist.

Die Methanausbeuten der Mischsilagen aus *Elodea*-Biomasse und Stroh lagen bei der Mehrzahl der untersuchten Silagevarianten in einem hohen Bereich bei  $250 \text{ ml}_{i,N} \text{ CH}_4/\text{g oTS}$ . Die pH-Werte lagen zwischen 4,4 und 5,8 und die Gärsäurekonzentrationen lagen bei  $0,82 \pm 1,19$  % FM (96 Analysen je Messparameter). Insgesamt sind zweiunddreißig unterschiedliche Mischsilagevarianten untersucht worden, die sich in der Silierhilfsmittelzugabe, den Trockensubstanzgehalten und der Strohvorbehandlungsmethode unterschieden haben. Die gewonnenen Silagen wurden nach sechs Monaten Lagerdauer beprobt. Als erfolgversprechendste Silagevariante ist auf Basis der bisherigen Auswertungen (v.a. Mittelwertvergleiche) die Mischsilage aus *Elodea*-Biomasse und gehäckseltem Stroh mit TS von 30 % und Zugabe von chemischen Silierhilfsmitteln gewählt worden. Basis dieser Auswahl war das hohe Biogasbildungspotenzial ( $231 \pm 5 \text{ ml}_{i,N} \text{ CH}_4/\text{g oTS}$ , siehe Abb. 4) in Verbindung mit der Praxistauglichkeit des Silierungsverfahrens. Der Aufwand und die Kosten für Materialaufschluss und Silierhilfsmittelsatz sind bei der gewählten Variante vergleichsweise gering. In Langzeitversuchen werden nun die



Vergärungseigenschaften dieser Mischsilage seit April 2016 näher untersucht. Die ersten vielversprechenden Ergebnisse sind in Abbildung 5 dargestellt.

Hervorzuheben sind die Ergebnisse der Silagen, die ausschließlich aus Stroh und Wasser hergestellt wurden. Auch ohne Silierhilfsmittel kam es zu einer Gär säurebildung und Verringerung des pH-Wertes, was für eine gute Lagerfähigkeit der Strohsilagen spricht. Die pH-Werte der Strohsilagen lagen zwischen 4,4 und 6,3 (96 Analysen je Messparameter). Noch stärker als die Ergebnisse der Mischsilagen scheinen die Ergebnisse der reinen Strohsilagen, die dem Projektansatz zugrunde liegende These zu bestätigen, dass die Silierung einen Aufschlusseffekt auf Lignozellulose hat.

Abbildung 4: Übersicht Methanbildungspotentiale ausgewählter Silageproben.

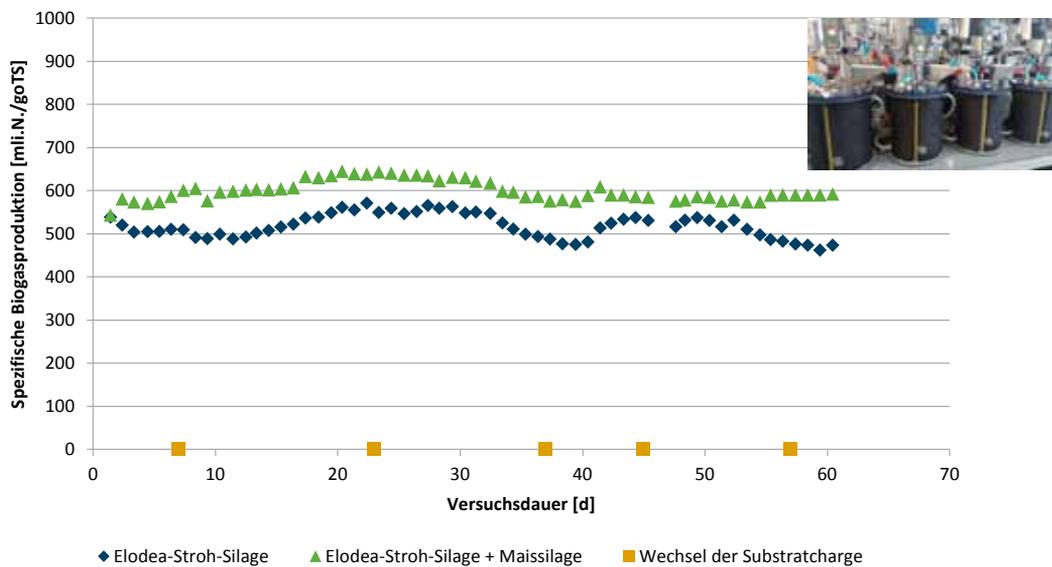


Abbildung 5: Spezifische Biogasproduktion in Versuchen mit *Elodea*-Stroh-Mischsilage (Fermenter 1 und 2) sowie mit einer Mischung der *Elodea*-Stroh-Mischsilage mit einer Maissilage im Verhältnis 1:1 (Fermenter 3 und 4).

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Zielstellung der Studie war es, die Lagerfähigkeit von Wasserpflanzen am Beispiel von *Elodea nuttallii* (Schmalbättrige Wasserpest) zu untersuchen. Es konnte gezeigt werden, dass die Silierung den Verderb des Wasserpflanzenmaterials verhindert und eine verlustarme Lagerung ermöglicht. Das konservierte Pflanzenmaterial wurde nach einer mehrmonatigen Lagerung auf seine Materialeigenschaften untersucht.

Neben einer umfassenden Analytik der Silageinhaltsstoffe ist das Biogas- und Methanbildungspotential in diskontinuierlichen Gärtests bestimmt worden. Die Silagevarianten wurden auf ihre Tauglichkeit für den praktischen Einsatz als Biogassubstrat evaluiert. Eine Lagerung von *Elodea nuttallii* als Einzelsubstrat war unter Luftabschluss ohne Energieverluste möglich. Als praxistaugliche Siliermethode erscheint allerdings die Mischsilierung mit Weizenstroh. Die Silagen waren mehr als sechs Monate bei Raumtemperatur lagerfähig und zeigten ein hohes Biogasbildungspotenzial (66 % bis 86 % von Maissilage, bezogen auf die  $\sigma$ T<sub>S</sub>).

Aufbauend auf den gewonnenen Ergebnissen sind größere Mengen der erfolgversprechendsten Silagevariante für die Durchführung kontinuierlicher Gärversuche hergestellt worden. Zielstellung der aktuellen Gärversuche ist die Simulation des Einsatzes von *Elodea*-Silage im praktischen Biogasanlagenbetrieb. Die kontinuierlichen Gärtests dienen als Langzeitversuch und geben Aufschluss über die Substrateignung von Wasserpflanzensilage unter praxisähnlichen Bedingungen. In parallelen Biogassärtests werden zurzeit die Prozessstabilität, Spurenelementversorgung und Biogasbildung aus *Elodea*-Mischsilage untersucht.

*Teile des Beitrags sind entnommen aus: Wedwitschka, H.; Stinner, W.; Moeller, L.; Bauer, A.; Schmidt, S.; Roth, S.; Brummer, V.; Röhl, M.; Herbes, C.; Zehnsdorf, A.: Wasserpflanzen als Substrat für Biogasanlagen - praxisgerechte Silierung und Vergärung - Beitrag 10. Rostocker Bioenergieforum, 16. und 17. Juni 2016, Universität Rostock.*

## LITERATUR

Liebetrau, J.; Pfeiffer, D.; Thrän, D. (Hrsg.) (2013): Messmethodensammlung Biogas – Methoden zur Bestimmung von analytischen und prozessbeschreibenden Parametern im Biogasbereich; Schriftenreihe des Förderprogramms „Energetische Biomassennutzung“ BAND 7, Aufl. 2.

Eder, B.; Schulz, H. (2007): Biogas Praxis, Ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg.

Hermann, C. (2010): Ernte und Silierung pflanzlicher Substrate für die Biomethanisierung: Prozessgrundlagen und Bewertung, Cuvillier Verlag, Göttingen

Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren, Springer Verlag Berlin-Heidelberg  
Praxishandbuch Futterkonservierung: Silagebereitung – Siliermittel – Dosiergeräte – Silofolien; DLG-Verlag; Auflage: 7., Aufl. (Juni 2006) ISBN-13: 978-3769006773

# Wasserpflanzen und deren Entfernung

- eine Stakeholderanalyse

32



*Vasco Brummer und Carsten Herbes (Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen)*

Gewässer werden von unterschiedlichen Akteuren genutzt. Vom normalen Bürger, der Erholung sucht, über die Wasserwirtschaft, die Landwirtschaft, Naturschutzverbände, Angler oder Freunde des Bootsports. Im Projekt AquaMak wurde daher eine Stakeholderanalyse durchgeführt, die die Ansprüche, Meinungen und Konfliktfelder zwischen den Interessengruppen in Bezug auf Wasserpflanzen und deren Entfernung beleuchtet. Neben einer umfangreichen Literatur- und Presserecherche und einer bundesweiten Fragebogenaktion wurden qualitative Interviews geführt, die erstmals eine umfassende Sicht auf die Interessen am Gewässer bieten.

Im Projekt AquaMak wurde die bei der Gewässerunterhaltung anfallende Biomasse aus Wasserpflanzen unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Belange daraufhin untersucht, inwiefern diese z. B. in Biogasanlagen zur Verwertung kommen kann. In deutschen Fließ- und Stillgewässern gibt es ein hohes Aufkommen von Wasserpflanzen, die die Gewässernutzung z.T. erheblich einschränken. Daher werden sie häufig entfernt. Durch Mahd und Entsorgung der Biomasse entstehen Kosten, die eine Schätzung aus dem Jahr 2008 für Deutschland mit 100 Mio. Euro beziffert (ZERBE & WIEGLEB 2009).

### Achtung Neophyten

Ein weiterer Aspekt, der den Bewuchs von Gewässern in Deutschland beeinflusst, ist das Auftreten und die Verbreitung von Neophyten, hier allen voran die Schmalblättrige Wasserpest *Elodea nuttallii*. Neophyten werden vor allem deshalb kritisch gesehen, weil sie als nicht heimische Wasserpflanzen aquatische Ökosysteme stören und als Konkurrenten hiesige Pflanzen verdrängen können.

Fließ- und Stillgewässer haben stets mehrere Funktionen, die für den Menschen relevant sind. Diese können unter dem Begriff der Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) zusammengefasst werden. Je nach Beschaffenheit werden einem Gewässer unterschiedliche Ökosystemdienstleistungen zugewiesen (siehe Infobox).

### Ökosystemdienstleistungen (nach Limburg 2009)

- Darbietende Dienstleistungen wie die Bereitstellung von Nahrungsmitteln und Wasser
- Regulierende Dienstleistungen, die verschiedene Prozesse kontrollieren, wie z. B. Überflutungsschutz oder die Verhinderung von Krankheitsausbrüchen
- Unterstützende Dienstleistungen, wie Nährstoffrecycling und die Balance von Material und Energie
- Kulturelle Dienstleistungen, die spirituelle, moralische und ästhetische Güter bereitstellen

Durch die Überformung der Landschaft und Gewässer durch den Menschen kann dieser einen erheblichen Einfluss auf die erbrachten Ökosystemdienstleistungen nehmen. Beispielsweise kann die Begradigung eines Fließgewässers die Abflussleistung erhöhen, während sein Wert im naturschutzfachlichen Sinn abnimmt (Abb. 1).

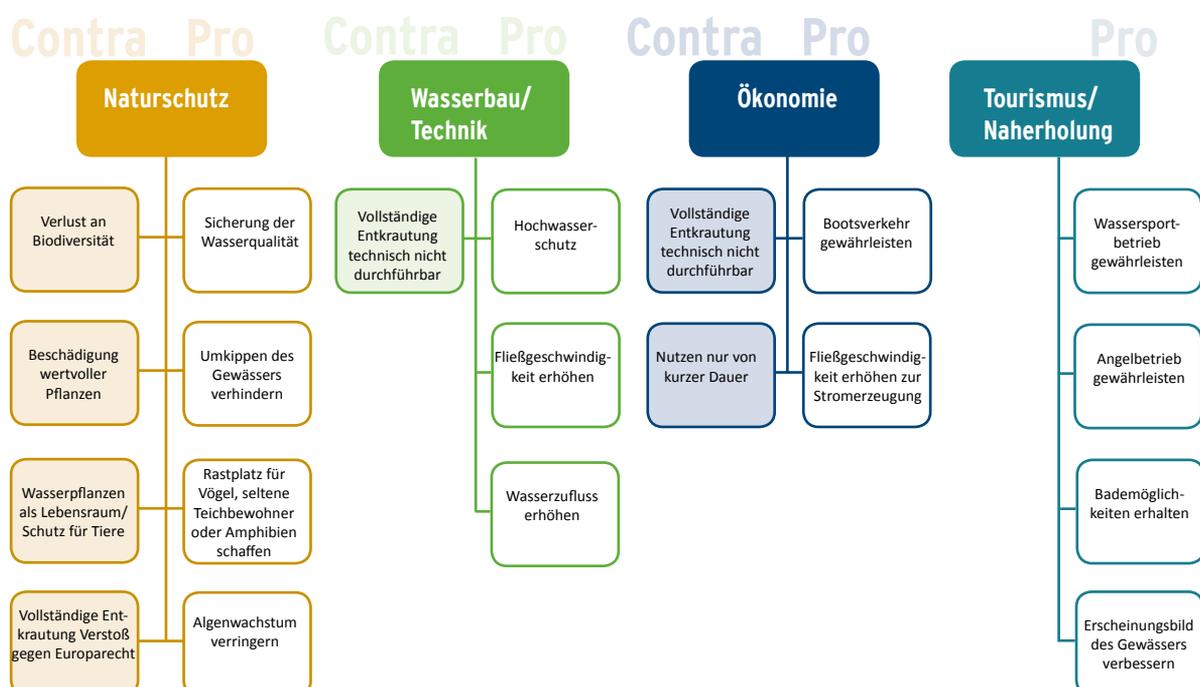


Abbildung 1: Auswertung der Presseartikel, Contra- und Pro-Argumente

## Nutzung durch den Menschen

In Deutschland wurden viele Gewässer im Hinblick auf einen Zweck geschaffen oder umgestaltet, während andere Nutzungen und Zwecke entweder nur zweitrangig waren oder später hinzukamen. Im Laufe der Zeit kann sogar der primäre Zweck wegfallen. Ein Beispiel ist der Baldeneysee bei Essen, der im Jahr 1929 als Stausee angelegt wurde. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit sollten Schwebstoffe aus dem Wasser gefiltert werden. Schon früh wurde der See als Naherholungsgebiet genutzt. Durch moderne Kläranlagen werden heute weniger Schwebstoffe eingeleitet. Dennoch ist der Ruhrverband, der Eigentümer des Sees ist, in seiner Satzung einseitig nur auf Aufgaben festgelegt, welche der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser sowie der Freihaltung der Einläufe für das Wasserkraftwerk dienen.

## Was sagt die Forschung?

In der Forschung wird das Thema Wasserpflanzen und Entkrautung unter verschiedenen Gesichtspunkten behandelt. Ein großer Teil beschäftigt sich mit der Entwicklung

und Bewertung technischer Maßnahmen zur Entfernung von Wasserpflanzen. Da das Problem des übermäßig starken Bewuchses von Gewässern oftmals im Zusammenhang mit der Entwicklung moderner Düngemethoden in der Landwirtschaft steht, wurden erste Betrachtungen in den 1950er Jahren angestellt. Während die Gründe für das Auftreten schnell erkannt wurden, beschäftigen sich viele Forschungsansätze mit der Symptombekämpfung. Dabei ist ein zeitlicher Wandel bei der Auswahl in Frage kommender Techniken festzustellen, der parallel zur Entwicklung eines modernen Verständnisses von Umweltschutz verläuft. Während EICHER (1947) noch den Einsatz von Anilin als Beschattungsmittel zur Bekämpfung von Wasserpflanzen untersucht, gehen Autoren wie CAFFREY et al. (2010) auf verträglichere Methoden wie den Einsatz von biologisch abbaubaren Jutematten zur Abdeckung des Gewässerbodens ein.

Die Thematik des massenhaften Auftretens von Neophyten wird ebenfalls in mehreren Veröffentlichungen untersucht. Beispielhaft ist die Betrachtung von RAYNES (1964), der ausführlich die Probleme der Schifffahrt und der Energiewirtschaft beschreibt, die durch ein massenhaftes Auftreten von Wasserpflanzen entstehen können. In der globalen Perspektive ist hierbei insbesondere die Verbreitung der Wasserhy-

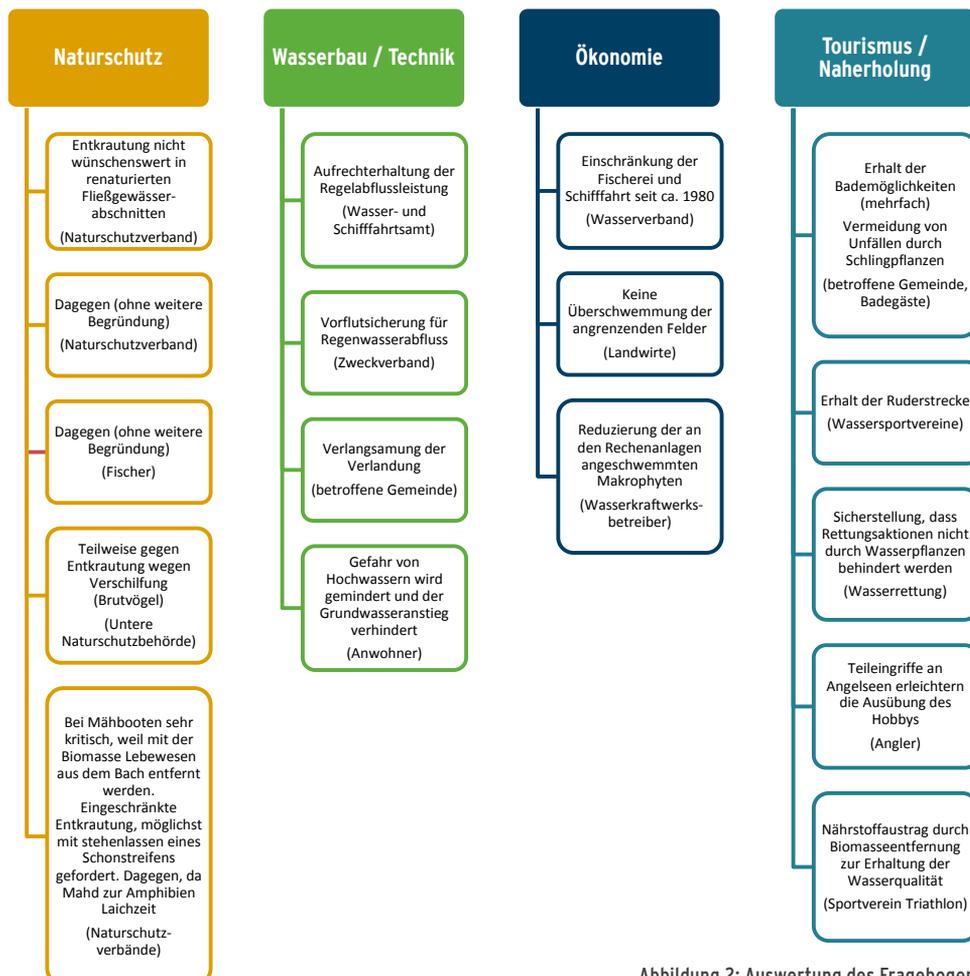


Abbildung 2: Auswertung des Fragebogens



azinthe *Eichhornia crassipes* im Fokus wissenschaftlicher Beobachtungen, so auch bei GUTIÉRREZ et al. (1994). Als Bekämpfungsmethoden werden neben technischen Maßnahmen wie bei JORGA et al. (1979) in vielen Fällen auch biologische Möglichkeiten erörtert. Natürliche Fressfeinde von Wasserpflanzen stehen dabei im Fokus. Dies betrifft entweder spezifische Organismen wie den Käfer *Agasicles hygrophila*, dessen Ernährungsweise auf *Alternanthera philoxeroides* (Alligatorkraut) spezialisiert ist (RAYNES 1964) oder Lebewesen, die generell zur Kontrolle von Wasserpflanzen in Frage kommen. Hier ist vor allem die Forschung zum Einsatz von *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen) hervorzuheben, die durch ihren hohen Bedarf an pflanzlicher Biomasse als tauglich zur Bekämpfung von Wasserpflanzen gesehen werden. Allerdings bestehen bei vielen Forschern Zweifel zu den möglichen negativen Effekten der Einbringung dieses Neophyten in heimische Gewässer (vgl. CROSS 1969). Zur Thematik der möglichen Nutzung werden verschiedene Ansätze erörtert. So stellen JORGA et al. (1979) die mögliche Nutzung der Wasserpflanzenbiomasse als Viehfutter in den Mittelpunkt ihrer Betrachtungen. Als ein weiterer Nutzungspfad wird von mehreren Autoren (FITZSIMONS et al. 1982; SUDHAKAR et al. 2013) die Verwertung von Wasserpflanzenbiomasse als Substrat für Biogasanlagen erörtert. Auch ein Blick in die Presse zeigt die Vielfalt der Nutzungsabsichten auf, die einer Entkrautung von Gewässern mit Pro- und Contra-Argumenten begegnen (Abb. 1).

Neben dem Blick in die wissenschaftliche Literatur und Presse wurden offene Fragen in einem Fragebogen formuliert, der an 1.123 Akteure verschickt wurde. Die je spezifischen Interessen von Naturschutz, Wasserbau und Technik, Ökonomie sowie Gesundheit und Erholung sind in Abbildung 2 dargestellt.

### Qualitative Interviews

Für ausgewählte Gewässer (Tab. 1) wurden 16 qualitative Interviews (leitfadengestützte Telefonbefragungen) mit unterschiedlichen Stakeholdern (Wasserverbände und Ämter, Segel- und Kanusport, Naturschutzvereine, Landwirtschaftliche Verbände, Tourismusverbände, u. a.) geführt, so dass sich sämtliche Interessen und Nutzungsformen abbilden lassen.

Tabelle 1: Ausgewählte Gewässer Stakeholderbefragung (Interviews)

Name des Gewässers	Bundesland	Art des Gewässers
De-Witt See	Nordrhein-Westfalen	Stillgewässer mit Durchfluss
Niers	Nordrhein-Westfalen	Fließgewässer
Baldeneysee	Nordrhein-Westfalen	Stausee
Leipziger Floßgraben	Sachsen	Fließgewässer

Bei der Auswertung der Aussagen zur Entkrautung zeigt sich, dass sich bestimmten Interessengruppen wiederkehrende Argumente zuordnen lassen. Insgesamt überwiegen jene, die für eine Entkrautung von Gewässern vorgebracht wurden.

In Abbildung 3 ist zusammengefasst, welche Funktionen die Befragten in den Interviews den Gewässern zuordneten, wobei eine Mehrfachnennung möglich war. Dabei führten die Befragten keine erkennbare Wertung der jeweiligen Funktionen durch.

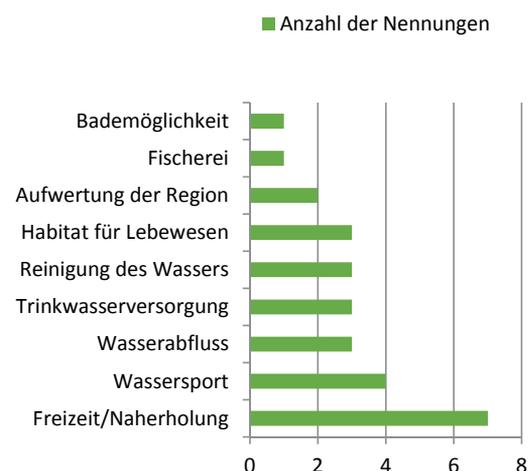


Abbildung 3: Gewässerfunktion

Unterhaltungsverband:  
 „ausgenommen wieder die Kanufahrer,  
 die sagen, „Boah, so viel Kraut drin, ich  
 kann mit meinem Kanu gar nicht fahren,  
 schneidet doch mal eine ordentliche Kanu-  
 trasse hier frei.“



Unterhaltungsverband:  
 „Und für die Flachwasserseen, die wir  
 haben, sind diese Wasserpflanzen auch  
 eigentlich typisch. Also die Ökologen  
 befürworten eigentlich eine Besiedlung mit  
 Wasserpflanzen.“

Demgegenüber steht die Auswertung, inwiefern den Befragten die Belange anderer Akteure bekannt sind. Abbildung 4 zeigt die Anzahl der Nennungen der Belange anderer Akteure durch die Befragten:

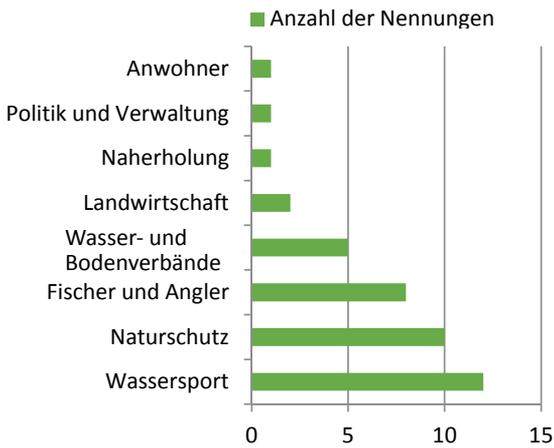


Abbildung 4: Belange von anderen Stakeholdern

Die Daten zeigen, dass die Belange des Wassersports und des Naturschutzes den Befragten eher bekannt sind als z. B. die Belange der Landwirtschaft sowie der Anwohner. Die Einstellung der Stakeholder zu Wasserpflanzen wurde anschließend abgefragt. Es wurden 15 negative Aussagen getätigt, jedoch konnten auch acht positive sowie zehn neutrale Aussagen festgestellt werden. Um die Relevanz der wertenden Aussagen genauer zu definieren, wurden die Antworten daraufhin ausgewertet, welche Bereiche die Befragten nannten (Abb. 5). Die Ergebnisse lassen rückschließen, dass in den Bereichen Wassersport, Ökologie und Tourismus eine hohe Bedeutung des Themas Wasserpflanzen zugeordnet wird. Hier sind

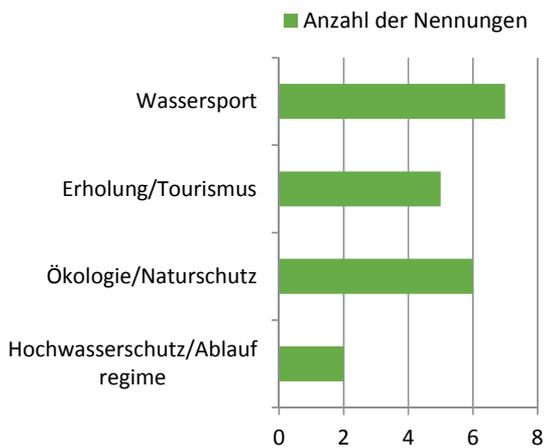


Abbildung 5: Relevanz von Wasserpflanzen

© Rainer Sturm\_pixelio.de

Bereiche unterrepräsentiert, die für viele Wasserverbände Grundlage von Entkrautungen sind, wie z. B. die Regulierung des Grundwasserspiegels für die Landwirtschaft oder auch die Freihaltung von Turbineneinlässen für die Stromerzeugung.

Die Interessengruppen wurden auch zu Entkrautungen und deren Begründungen befragt (Abb. 6). Als augenscheinliche Gründe gegen eine Entkrautung wurden die ungenügende Wirksamkeit und die hohen Kosten genannt. Dies zeigt folgendes Zitat, welches Bezug auf die mechanische Entkrautung nimmt:

**Unterhaltungsverband:** „Ja, ich weiß nicht, ob wir das empfehlen würden. Nein, würden wir wahrscheinlich nicht, weil wir natürlich die Möglichkeiten alle untersucht haben, die es gäbe. Und man muss leider sagen, wir haben keine Möglichkeit gefunden, diese Pflanzen effektiv zu beseitigen „

**Vertreter des Wassersports** sagten im Hinblick auf die Kosten: „Ja, es ist teuer und es bringt nichts. Die Pflanzen wachsen so schnell wieder nach.“

Die Ergebnisse zeigen klar, dass für die Befragten die Wirksamkeit in Verbindung mit den als hoch empfundenen Kosten eine Entkrautung als problematisch erscheinen lässt.

**Gründe für das Auftreten von Wasserpflanzen**

In den Befragungen wurde als Ursache für die zunehmende Besiedlung der Gewässer mit Pflanzen in den meisten Fällen eine Verbesserung der Wasserqualität genannt. Vielen Befragten war der Zusammenhang zwischen einer geringeren Trübung des Wassers und besseren Wachstumsbedingungen der submersen Makrophyten bekannt. Darüber hinaus brachten mehrere Befragte das Auftreten von Wasserpflanzenbewuchs direkt in Verbindung mit dem Bau von Kläranlagen. Der rechtliche Hintergrund dieser Entwicklung, die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wurde an zwei Stellen genannt (Abb. 7).

**Wassersport:** „Das Wasser ist klar geworden, das ist so rein gewesen. Wir haben uns gewundert, mein Gott, früher trüb und Grünspan, und was weiß ich was, drin. Und plötzlich ist es so. Und jetzt sage ich mal, ist der See ziemlich flach an einigen Stellen. Die Sonne scheint bis auf den Boden. Die Pflanzen wachsen.“

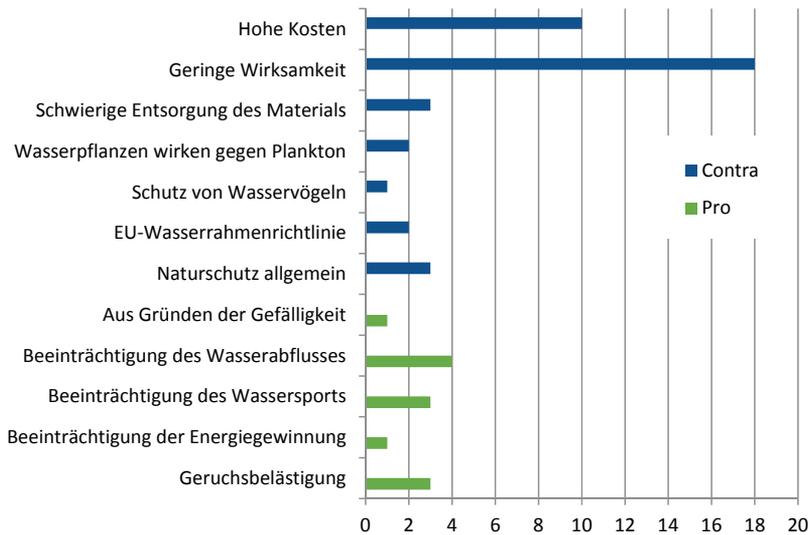


Abbildung 6: Gründe die für und gegen eine Entkrautung sprechen

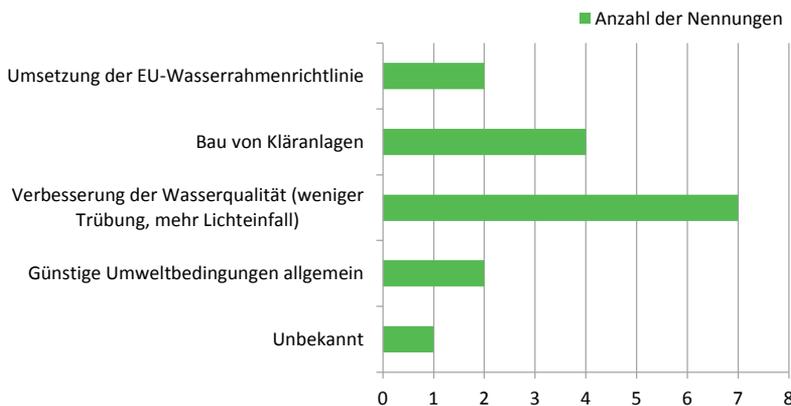


Abbildung 7: Gründe für das Auftreten von Wasserpflanzen

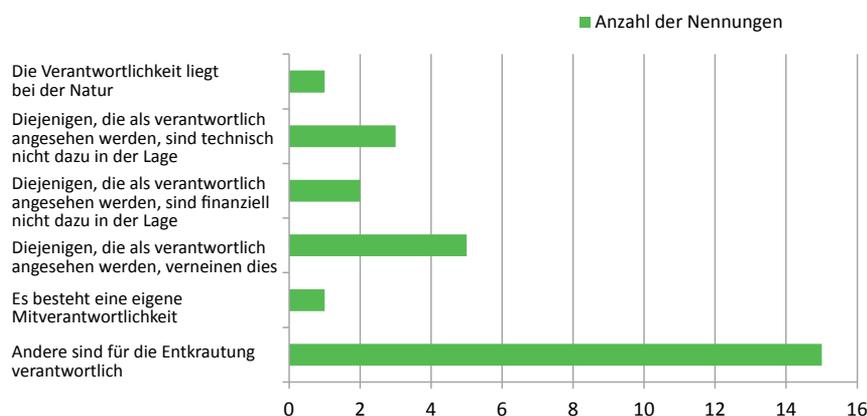


Abbildung 8: Verantwortlichkeit

### Verantwortlich für die Pflege

Einer der kontroversen Aspekte bei der Entkrautung von Gewässern ist die Verantwortlichkeit (Abb. 8). Während sich viele Gewässer im Besitz von Wasser- und Bodenverbänden oder kommunalen Trägern befinden, ist deren Nutzung überwiegend privat. Die Satzungen der Träger legen den Zweck der Gewässer und die daraus resultierenden Pflegemaßnahmen auf rein kommunale oder verbandliche Belange fest. Dies wird von den anderen Nutzern nicht realisiert oder akzeptiert, was ein Konfliktpotenzial darstellt. Von den Gewässerverantwortlichen wiederum wird eine Verantwortung für Pflegemaßnahmen für private Nutzungen abgelehnt. In wenigen Fällen findet eine Pflege aus Gefälligkeit statt, falls diese über die bereits stattfindenden Maßnahmen hinausgeht. Diese Problematik wird besonders deutlich an folgendem Zitat.

**Naturschutzverband:** „Die Verantwortlichkeit für den also, jetzt fängt es an ein bisschen schwierig zu werden. Also die Verantwortlichkeit für den See hat der Ruhrverband. Die ist aber sehr eindimensional satzungsmäßig definiert.“

### Als Biomasse verwerten

Eine generelle Verwertungsmöglichkeit der Biomasse aus Wasserpflanzen wurde in mehreren Fällen als möglich angesehen (Abb. 9). Die Antworten standen auch im Zusammenhang mit der daraus resultierenden Ernte der Pflanzen, die – mit Ausnahme der Naturschutzorganisationen – nicht als Beeinträchtigung ihrer Belange gesehen wurde. Als mögliche Einschränkungen bei der Verwendung der Biomasse als Substrat für Biogasanlagen wurden neben einer geringen Rentabilität auch mögliche technische Probleme genannt.

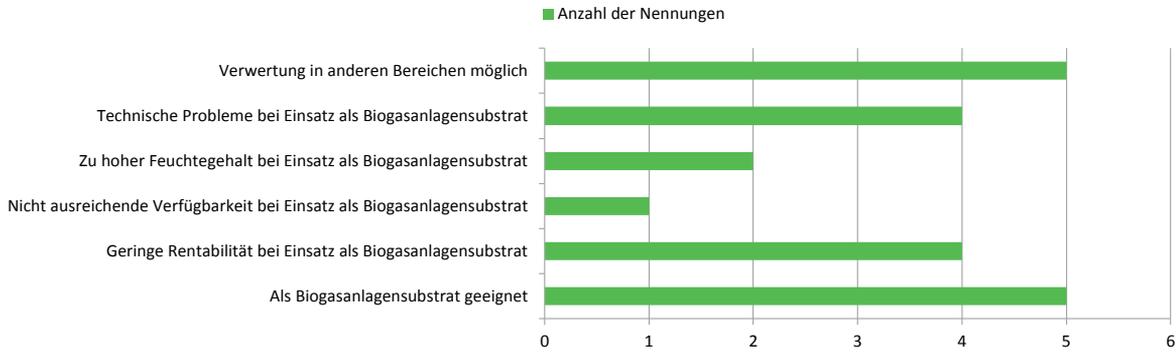


Abbildung 9: Verwertung der Wasserpflanzen

Mehrere Stakeholder hielten die Verwertung der Biomasse in anderen Bereichen für möglich, so z. B. als Kompost. Insgesamt wurde die Option der Verwertung in Biogasanlagen als sehr positiv bewertet, was die folgenden Zitate belegen:

**Fischerei:** „Theoretisch wäre es doch toll, weil dann bräuchte man weniger Mais. Weil die Maisflächen sind ja ein Problem.“

**Wassersport:** „Aber in der Tat als Biomasse wäre das durchaus clever.“

### Gegenseitige Wahrnehmung

Ein weiterer Aspekt der Befragung beschäftigte sich mit der gegenseitigen Wahrnehmung der Stakeholder. Alle wertenden Aussagen wurden ausgewertet (Abb. 10). So wurden beispielweise ungerechtfertigt empfundene Anspruchshaltungen, negative Kommunikation, Verantwortungslosigkeiten gegenüber der Natur oder Aktionismus als Gründe für eine negative Einschätzung anderer Stakeholder angeführt. Dagegen wurde der Einsatz für den Erhalt einer „erlebenswerten Natur“ positiv gesehen.

### Mehr Kommunikation

Die Analyse der Erhebungsdaten hat ein Informations- und Kommunikationsdefizit zwischen den Stakeholdern ergeben. Oft sind mehreren Nutzern des gleichen Gewässers die Belange des anderen nicht ausreichend bekannt. Dies führt bei Änderungen, deren Auswirkungen die Belange anderer Nutzungsinteressen nicht berücksichtigen, zu Problemen. Es fällt auf, dass sich Gewässerunterhalter einseitig auf Belange der ihnen übergeordneten Stellen beziehen. Es fehlen spezifisch auf das jeweilige Gewässer zugeschnittene, integrative Nutzungs- und Pflegekonzepte.

### Ausgeprägter Zielkonflikt

Mit Bezug auf eine Entkrautung von Gewässern ist ein ausgeprägter Zielkonflikt festzustellen. Dieser verläuft etwas unscharf zwischen dem Naturschutz auf der einen und den anderen Stakeholdern auf der anderen Seite. Konflikte treten z. B. dann auf, wenn aus Gründen des Naturschutzes eine Verringerung der Entkrautungsintensität geboten wäre, dies jedoch die Landwirtschaft zwingen würde, die Nutzung von

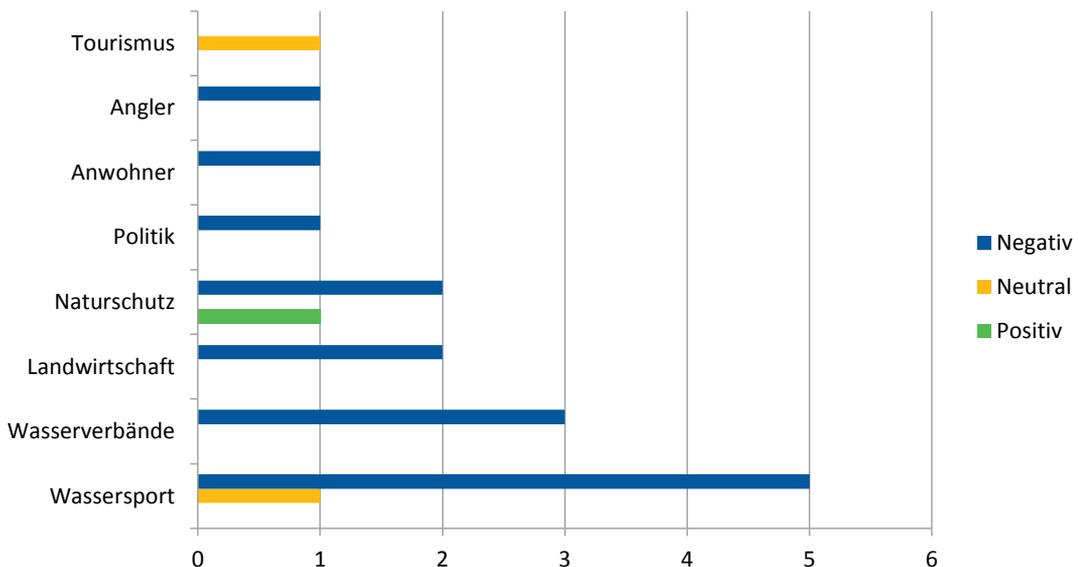


Abbildung 10: Bewertung der Stakeholder

Gewässerrandstreifen aufzugeben. Auch in Fällen, in denen eine stärkere Entkrautung zu einer besseren touristischen Nutzungsmöglichkeit führt, diese jedoch von den Unterhaltungsverbänden aufgrund ihrer beschränkten Mittel nicht durchgeführt werden kann, sind Konflikte immer wieder anzutreffen. Es besteht jedoch grundsätzlich eine Offenheit gegenüber neuen Nutzungs- und Pflegeideen im Gewässerbereich.

## Fazit

In den Daten spiegeln sich die verschiedenen Ansprüche der Stakeholder an die Gewässer wieder. Herausforderungen treten vermehrt in Fragen der Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten auf. Die formal zuständigen Gewässerunterhalter sind aufgrund von Einschränkungen in ihren Satzungen oder aufgrund ihrer technischen und finanziellen Ausstattung nicht in der Lage, die Ansprüche aller Nutzer zu erfüllen. Diese Einschränkungen führen dazu, dass bestimmte Gewässerstakeholder negative Aussagen über die Gewässerunterhalter machen, die teilweise auch erwidert werden.

Die negative Kommunikation wird dort verstärkt, wo keine oder geringe Kenntnis über die Möglichkeiten und Anforderungen des jeweils anderen bestehen. Hinzu kommt eine ausgeprägte Anspruchshaltung einiger Stakeholder, die bei den Gewässerunterhaltern für Unmut sorgt. Diese sind oft nicht in der Lage, ihren Handlungsspielraum selbständig auszuweiten. Nur in einzelnen Fällen findet auch eine Kommunikation mit den politischen Verantwortlichen statt.

Insbesondere Belange des Naturschutzes sowie des Wassersports werden allgemein wahrgenommen, was auf eine vorhandene Öffentlichkeitsarbeit oder eine starke Präsenz dieser Stakeholder schließen lässt. Die Bewertung dieser Stakeholder wird jedoch differenziert: das Bild des Naturschutzes ist positiver als das des Wassersports.

Alle Akteure bejahen den Wunsch zur positiven Entwicklung der Gewässer. Sie werden als bereicherndes Element des

Landschaftsbildes wahrgenommen. Eine naturnahe Entwicklung von Seen und Fließgewässern wird in jenen Fällen unterstützt, in denen sie nicht direkt mit eigenen Nutzungsinteressen kollidiert. Die Grenze dieser Unterstützung liegt je nach Stakeholder anders. So ist bei der Landwirtschaft z. B. kein weiteres Interesse an einer naturnahen Entwicklung gegeben, da diese zur Aufgabe von Flächen führen würde. Bei Wassersportverbänden liegt die Toleranz etwas höher, wird jedoch erreicht, sobald die Befahrung der Gewässer durch Naturschutzbelange eingeschränkt wird.

Ein abwechslungsreiches, naturnahes Gewässer wird von vielen Stakeholdern auch als unterstützendes Element der Entwicklung der Region in touristischer Hinsicht wahrgenommen.

Die Möglichkeiten der Verwertung von Wasserpflanzenbiomasse sehen viele Akteure als eine ungewöhnliche, bisher nicht berücksichtigte Idee, der gegenüber sie positiv eingestellt sind. Es bestehen Bedenken hinsichtlich der technischen und ökonomischen Umsetzbarkeit. Mit Ausnahme der Naturschutzverbände und Teilen der Angler stehen alle Stakeholder einer Entnahme der Wasserpflanzen aus Gewässern aufgeschlossen gegenüber, auch wenn dies einen verstärkten Einsatz von Maschinen zur Folge hätte.

Im wissenschaftlichen Bereich dominiert oftmals der technische Aspekt bei der Betrachtung der Problematik von starkem Wasserpflanzenbewuchs. Hier wäre wünschenswert, die Forschungsströme mit Fokus auf technischer Gewässerunterhaltung und naturschutzfachlichen Aspekten zusammenzuführen.

Die Möglichkeit der Nutzung von Wasserpflanzen als Rohstoff ist aus Sicht aller Gewässerstakeholder grundsätzlich möglich. Allerdings haben wenige genaue Vorstellungen davon, wie sich eine Nutzung auf ihre eigenen Belange auswirken würde. Daher sollte eine mögliche Nutzung ausreichend mit den Stakeholdern kommuniziert werden. Im Sinne einer integrativen Planung ist dies bei weiteren Zielsetzungen der Gewässerentwicklung zu berücksichtigen.

## LITERATUR

- Caffrey, Joseph; Millane, Michael; Evers, Stephanie; Moran, Helen; Butler, Martin (2010): A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. In: *AI* 5 (2), S. 123–129. DOI: 10.3391/ai.2010.5.2.01.
- Chaudhuri, H.; Ram, K. Janaki (1975): Control of aquatic weed by moth larvae. In: *Nature* 253 (5486), S. 40–41. DOI: 10.1038/253040a0.
- Cross, D. G. (1969): Aquatic weed control using grass carp. In: *Journal of Fish Biology* 1 (1), S. 27–30.
- Dawson, F. H.; Kern-Hansen, U.; Westlake, D. F. (1982): Water plants and the oxygen and temperature regimes of lowland streams. In: *Studies on aquatic vascular plants*, S. 214–221.
- Eicher, George (1947): Aniline Dye in Aquatic Weed Control. In: *The Journal of Wildlife Management* 11 (3), S. 193. DOI: 10.2307/3796277.
- Fitzsimons, Ricardo E.; Laurino, Carlos N.; Vallejos, Rubén H. (1982): Estimation of potential biomass resource and biogas production from aquatic plants in Argentina. In: *Energy* 7 (8), S. 681–687.
- Gutiérrez, Eric; Arreguin, Felipe; Huerto, Rubén; Saldaña, Pilar (1994): Aquatic weed control. In: *International Journal of Water Resources Development* 10 (3), S. 291–312. DOI: 10.1080/07900629408722631.
- Jorga, W.; Weise, G.; Linke, H. (1979): Biomasseentwicklung submerser Makrophyten und Möglichkeiten ihrer landwirtschaftlichen Verwertung als Viehfutter. Biomasseproduktion und gewässerökologische Auswirkungen. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 7 (3), S. 357–362. DOI: 10.1002/ahch.19790070311.
- Kaenel, Barbara R.; Buehrer, Heinrich; Uehlinger, Urs (2000): Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. In: *Freshwater Biology* 45 (1), S. 85–95.
- Kaenel, Barbara R.; Matthaei, Christoph D.; Uehlinger, U. R. S. (1998): Disturbance by aquatic plant management in streams: effects on benthic invertebrates. In: *Regulated Rivers: research & management* 14 (4), S. 341–356.
- Kuckartz, Udo (2014): Qualitative Inhaltsanalyse. Methoden, Praxis, Computerunterstützung. 2. Aufl. Weinheim, Bergstr.: Beltz Juventa (Juventa Paperback).
- Limburg, K. E. (2009): Aquatic ecosystem services.
- Raynes, Julian J. (1964): Aquatic plant control. In: *Hyacinth Control Journal* 3, S. 2–4.
- Sudhakar, K.; Ananthkrishnan, R.; Goyal, Abhishek (2013): Biogas Production from a mixture of water hyacinth, water chestnut and cow dung. In: *International Journal of Science, Engineering and Technology Research* 2 (1), S. 35–37.
- Zerbe, Stefan; Wiegleb, Gerhard (Hg.) (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Unter Mitarbeit von René Fronczek. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. Online verfügbar unter <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10331040>.

# Wasserpflanzenmahd

aus der Sicht des Praktikers

40



© Liegl GmbH und Co. Fuhrunternehmen KG

*Markus Liegl (53) ist der Geschäftsführer des Familienunternehmens Liegl GmbH und Co. Fuhrunternehmen KG, mit Sitz in Laupheim (Baden-Württemberg). Seit 1926 bietet die Firma auch Dienstleistungen auf dem Gebiet der Renaturierung, Gewässer- und Landschaftspflege an. Das Interview führten Lucie Moeller und Andreas Zehndorf.*

**Herr Liegl, wer beauftragt Sie mit der Pflanzenmahd?**

**Markus Liegl:** Zu 80 Prozent sind das die Kommunen. Dann sind es auch die Freibäder, wo kurzzeitig Bewuchs ist, sie kommen meistens auf uns zu, wenn Badezeit ist. Kommen die Pflanzen, muss man relativ schnell reagieren. Weiterhin sind es viele Wasserkraftwerke. Wir haben mal gemessen, dass das Kraftwerk bis zu 20 Prozent mehr Stromertrag hat, wenn man die Pflanzenmasse aus dem Wasser rausnimmt.

Dieses Jahr hatten wir in unserer Region Hochwasser und das nicht zu knapp. Die Stadtverwaltung der Stadt Ehingen hat uns angerufen, dass die Keller volllaufen. Dann haben wir das Flösslein Schmiech mit Mähkorb und Bagger ausgemäht.



Die Pflanzen hatten im Bereich der Einengung des Flusses einen kompletten Teppich gebildet und dort hat sich das Wasser angestaut. Weil das Wasser nach der Mahd schneller abfließen konnte, ist innerhalb von einer dreiviertel Stunde der Wasserstand um 20 cm zurückgegangen. Dort haben wir genau gesehen, was Pflanzen im Wasser für eine Staumöglichkeit bilden können. Der Ort Veringenstadt war vor zwei Jahren auch überschwemmt. Auch dort haben wir mit Mähboot und Bagger gearbeitet. Innerhalb von einem halben Tag war die Dorfmitte schon wieder wasserfrei.

**Wie läuft die Mahd der Wasserpflanzen ab? Welche Geräte nutzen Sie für die Mahd?**

**Markus Liegl:** Zuerst kommt die Kontaktaufnahme. Dann fahre ich in 90 Prozent der Fälle hin und schaue mir vor Ort an, was gemacht werden muss. Erst dann wird entschieden, welche Geräte genutzt werden. Es gibt verschiedene Geräte: ein kleines Mähboot mit einem Mähbalken dient zum Abmähen und Zusammenschieben für ganz kleine Fließgewässer. Dann haben wir ein Mäh-sammelboot, mit dem wir in einem Arbeitsgang mähen und sammeln. Dann haben wir einen Am-

phibiengeräteträger, mit dem wir die Kanäle komplett mähen können. An dieses Gerät kommt ein Rechen dran, womit dann angelandet wird. Wir haben auch einen Schreitbagger mit großem Mähkorb, mit denen man auch direkt ins Gewässer geht. Der Schreitbagger bewegt sich gegen die Fließrichtung vorwärts, mäht ab, nimmt auf und landet an. Diesen Bagger nutzt man vor allem dann, wenn die Fließgeschwindigkeit für ein Mähboot zu hoch ist. Bei solchen Fließgeschwindigkeiten kann man mit einem Mähboot nicht fahren. Da müsste man dann Doppel- oder Dreifachschauben haben, um gegen den Strom fahren zu können, was dann wiederum das Wasser komplett aufwirbelt und auch die Mahd an sich erschwert.

Nächste Woche mähen wir die Donau in Ehingen. Da müssen wir immer den genauen Zeitpunkt abwarten, wann der Wasserstand günstig ist. Ist der Wasserstand zu hoch, ist das Abmähen eine relativ gefährliche Sache, da die Donau kein kleiner Fluss ist. Man glaubt nicht, was das Wasser für eine Kraft hat. Wenn der Wasserstand 1,5-1,8 m beträgt, kann man noch arbeiten, aber darüber hinaus wird es schon gefährlich. Wenn dann noch ein Baumstamm käme, was man ja nicht beeinflussen kann, dann stößt dieser den Schreitbagger um. Das Regierungspräsidium erstellt immer Langzeitprognosen und wenn wir mähen können, rufen sie uns an. Sollte es dann aber noch stark regnen, müssen wir die Mahd natürlich verschieben. Wobei wir in der Donau nur im Oktober arbeiten dürfen. Wir mähen oberhalb von einer Wasserstandpegelanlage. Wenn dort die Fließgeschwindigkeit zu gering wird, dann verändern sich die Werte in der Pegelanlage. Mit Pegelanlagen wird bestimmt, welches Wehr geöffnet wird und welches nicht. Die Pegelanlagen an sich müssen wir auch reinigen, weil das angelandete Holz oder Gras auch wieder den Wasserstand verändert. Die Pegelanlagen müssen ja stimmen.

#### **Wie werden die Wasserpflanzen in der Regel entsorgt? Wer kümmert sich um die Entsorgung?**

**Markus Liegl:** Zu 90 Prozent kümmert sich der Auftraggeber um die Entsorgung. Meistens wird das Pflanzenmaterial in eine Kompostieranlage gebracht, wo es auf einer Platte verrottet. Der Auftraggeber muss dafür Sorge tragen, dass er die Wasserpflanzen wegfährt, auch aus Kostengründen. Wenn wir dort noch einen LKW mit dem Kran positionieren, das kostet ja dann auch alles Geld. Meistens haben die Kommunen auch selbst Transportmöglichkeiten. Dann kommen sie und laden das Material auf. Jede Kommune hat meistens so eine Art Häckselplatz für den Grünschnitt, wo sie auch die Wasserpflanzen entsorgen können.

Die geernteten Wasserpflanzen am Ufer liegen zu lassen, wäre kontraproduktiv. Sie verrotten dann und der Saft läuft wieder in das Wasser zurück. Das geht gar nicht. Dann brauche ich es erst gar nicht zu machen, denn diese Gäräfte sind wie ein hochprozentiger Dünger. Vor Kurzem haben wir einen Graben abgemäht. Die Auftraggeber wollten die Wasserpflanzen am Ufer belassen, weil sie es immer schon so gemacht haben. Und dann wundern sie sich, warum der Graben „explodiert“. Es besteht also schon noch ziemlich viel Aufklärungsbedarf.



#### **Sehen Sie einen langfristigen Trend in der Häufigkeit und Dichte der Wasserpflanzenbestände?**

**Markus Liegl:** Eigentlich eher weniger. Es kommt immer darauf an, was das Wetter macht. Wir haben so viele unterschiedliche Einflüsse aufs Gewässer, sodass man nicht genau sagen kann, es wächst jedes Jahr so und so viel. Das könnte ich aus meiner Warte her nicht sagen. Dieses Jahr war es regional sehr wenig und überregional sehr viel. Wir waren dieses Jahr einmal in Frankreich. Dort war immens viel los, vor drei Jahren war in Frankreich gar nichts.

#### **Gibt es eine bestimmte Wasserpflanzenart, die Sie als besonders problematisch bezeichnen würden?**

**Markus Liegl:** Wir sehen verschiedene Wasserpflanzenarten. Die kanadische Wasserpest war eine Zeit lang ein Problem. Darüber hinaus auch das Tausendblatt und die Wasserpest. Was weniger dieses Jahr war, war die gelbe Teichrose. Die hatten wir fast gar nicht.

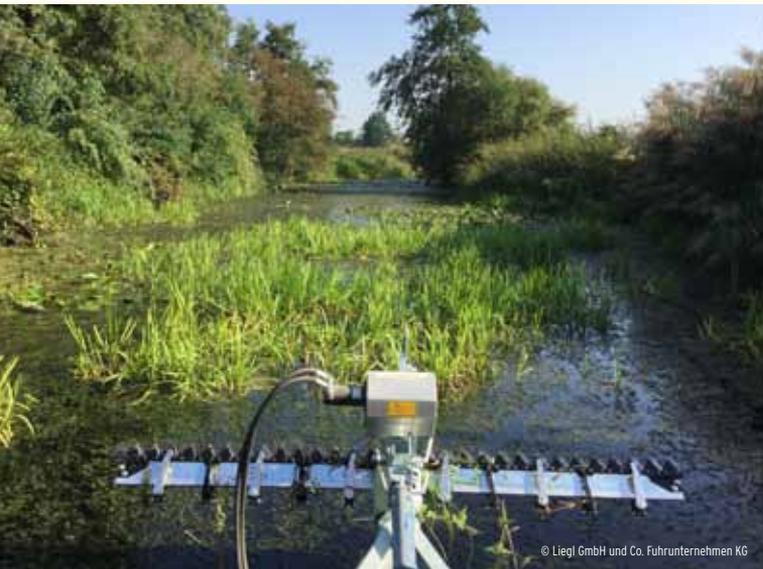
#### **Gibt es Konflikte zum Beispiel mit den Gewässernutzern und den Umweltschützern?**

**Markus Liegl:** Na klar, das ist immer das Problem dabei, weil es am Gewässer so viele unterschiedliche Gruppierungen gibt – Fischer, Segler, Surfer.... Da kann man nie Ruhe bei der Arbeit haben. Die Fischer muss man auch weiter unterteilen. Den Fliegenfischern macht es nichts aus, wenn man mäht. Dann gibt es die Karpfenfischer, die wollen, dass man das Kraut ganz runtermäht.

Der Schwimmer will natürlich schwimmen können, ohne dass ihn Pflanzen am Bauch kitzeln. Andere Leute sagen wieder: „Keine Libelle kann mehr auf einem Halm auf dem Gewässer sitzen.“ Für die Libellen lassen wir dann immer einen Teil des Schilfs stehen. Es ist sehr schwierig, man muss mit Bedacht mähen, dann kann man schon allen etwas gerecht werden. Ich gehe auch auf die Leute persönlich zu. Ich sehe es ja an den Gesichtern – der eine lacht mich an und der andere würde mich am liebsten auffressen. Und dann suche ich das Gespräch. Bei uns im ländlichen Bereich kann man ja miteinander umgehen.

Als wir vor einem Kraftwerk einen Kanal gereinigt haben, hatten wir es mit zwei Fischergemeinschaften zu tun. Die erste hat zugestimmt, die andere aber nicht. Die Fischer hatten Angst, dass die Fische, die sie bezahlt haben, abwandern. Es ist sehr schwierig. Oder im Wald, da kommt dann Hinz und Kunz und fragt: „Muss das sein, warum macht man das? Könnt lieber mal den Weg richten.“ Also, Diskussionsstoff ist schon genug da.

Mit Umweltschützern an sich habe ich eher weniger Probleme. Man muss sie natürlich vorher informieren. Ich finde es schon wichtig, denn Natur ist schützenswert, das ist ganz klar. Aber wenn in einem Dorf zum Beispiel sämtliche Haushalte unter Wasser stehen, dann muss der Baum, der hinter der Ortschaft im Wasser steht, einfach raus. Ob da jetzt ein Spatz drinnen



© Liegl GmbH und Co. Fuhrunternehmen KG



© Liegl GmbH und Co. Fuhrunternehmen KG

nistet, oder nicht, so frech würde ich dann sagen, der muss sich einen anderen Baum suchen.

Wir haben bei uns Tabellen, wann was gemacht werden darf und daran muss ich mich auch halten. In Extremsituationen, wie bei Hochwasser, kann man es ein bisschen ausdehnen. Aber ansonsten ist es wichtig, dass der, der die Arbeit macht, auch mit dem Kopf arbeitet. Auch die Maschinen müssen passen, das heißt, dass sie mit den richtigen Ölen befüllt werden. Damit nichts Unvorhergesehenes passiert, weil damit kann man auch sehr viel kaputt machen. Wir haben in allen Maschinen, mit denen wir am und im Gewässer arbeiten, Panolinöl. In Bayern ist seine Nutzung vorgeschrieben, bei uns momentan noch nicht. Aber das wird sich wahrscheinlich irgendwann auch ändern. Dieses Öl ist auf Esterbasis und schadet dem Gewässer fast gar nicht. Wenn ich normales Hydrauliköl HLP 46 nehme, gibt es die Faustregel, dass ein Tropfen Öl tausend Liter Wasser verseucht. Das ist dann viel, viel schlimmer.

**Gibt es zu lösende Probleme und Herausforderungen bezüglich Wasserpflanzenentfernung aus den Gewässern (z. B. gesetzliche Hürden, technische Hürden, logistische Herausforderungen usw.)? Wo sehen Sie Forschungsbedarf?**

**Markus Liegl:** Die Gesetze und Vorschriften sind komischerweise nicht überall gleich. Wie ich vorhin bereits erwähnt habe, muss die Ausstattung der Maschine passen. Man darf also keine gefährlichen Stoffe nutzen. Dann muss man noch die Zeiten einhalten, wann man nicht mähen darf. Wenn man im Gewässer arbeitet, sollte man schon informiert sein – was man macht und wie man das macht. Da gibt es aber keine gesetzlichen Anforderungen. Auch keine Führerscheine. Wir haben trotzdem alle Bootscheine gemacht. Das finde ich ganz wichtig, damit wir alle das drum herum auch richtig gut verstehen.

Was die Logistik betrifft, gibt es eigentlich weniger Probleme. Technische Möglichkeiten gibt es, natürlich muss jede Maschine oder jedes Gerät auch verfeinert oder ergänzt werden. Es gibt keine eierlegende Wollmilchsaue.

Ich hatte vor ein paar Jahren eine Idee. Als ich in England war, bin ich mit einem Hovercraft gefahren. So ein Mähboot in Form eines Luftkissenboots zu bauen, das wäre ein gutes Forschungsthema. Das ist technisch hundertprozentig machbar. Das wäre natürlich ein Highlight sondergleichen. Das Einzige, was vielleicht ein Problem darstellt, ist diese starke Luftverwirbelung. Ob es dann vielleicht im Randbezirk oder am Gewässer ein Problem darstellt, das weiß ich nicht. Rein vom Transport und von der Aufgabenstellung her, fände ich das toll. So etwas gibt es noch nicht.

*Vielen Dank für das Interview.*

Weitere Informationen: <http://www.liegl-laupheim.de/>

# Alternative Substrate für Biogasanlagen

43



Aufgrund des Flächenverbrauchs in der Landwirtschaft durch den Anbau von Energiepflanzen wird derzeit das Augenmerk vermehrt auf die energetische Nutzung von Material aus der Landschafts- und Gewässerpflege gelegt. Biogasanlagenbetreiber sollten gut informiert sein.

*Marion Wiesheu (Fachverband Biogas e.V.)*

# Stand und Herausforderungen

Mit der Einführung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2000, welches unter anderem den vorrangigen Anschluss von erneuerbaren Energien an das Stromnetz sowie die vorrangige Abnahme und die Vergütung des erzeugten Stroms regelt, fand ein stetiger Zubau an erneuerbaren Energien und damit auch an Biogasanlagen statt. Durch die Einführung des Bonus für nachwachsende Rohstoffe (NawaRo) im Jahr 2004 wurde dieser Trend verstärkt und ein Großteil der Biogasanlagen wurde auf den Einsatz von NawaRo ausgerichtet.

Im Folgenden wird auf Substrate eingegangen, welche derzeit in Biogasanlagen eingesetzt werden und warum nach Alternativen gesucht wird. Weiter werden die bedeutendsten Herausforderungen, welche mit dem Einsatz alternativer Substrate, wie Landschaftspflegematerial, einhergehen, aufgezeigt. Dies sind die Vergütung nach dem EEG, die mögliche Einstufung als Abfall nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) und der Genehmigungsstatus der Anlage.

## Übersicht der Substrate für Biogasanlagen

Derzeit gibt es in Deutschland etwa 9.000 Biogasanlagen mit einer installierten elektrischen Leistung von 4.166 MW (Fachverband Biogas e.V., 2016). Grundsätzlich eignen sich

für den Einsatz in Biogasanlagen alle biologisch abbaubaren Stoffe, welche einen geringen Anteil an Lignin aufweisen. Ein Überblick über die Substrate kann der Abbildung 1 entnommen werden.

Den größten Anteil am Substratmix für Biogasanlagen haben nachwachsende Rohstoffe mit 52 Prozent gefolgt von den tierischen Exkrementen, welche 43 Prozent ausmachen. Kommunaler Bioabfall sowie Reststoffe aus der Industrie, dem Gewerbe und der Landwirtschaft machen laut einer Befragung des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) etwa 5 Prozent am Input aus (Abb. 2, 3).

Von der FNR wurde ermittelt, dass der Anteil an nachwachsenden Rohstoffen für Biogasanlagen im Jahr 2014 1,39 Mio. Hektar an der Anbaufläche in Deutschland betrug. Der größte Anteil entfällt hier, auch nach den Umfragen des DBFZ, auf Mais, welchem Gras- und Getreide-Ganzpflanzensilage folgt. Der Bereich des Landschaftspflegematerials spielt derzeit mit etwa 1 Prozent am Input eine untergeordnete Rolle.

Im Bereich der Abfallstoffe werden hauptsächlich Biogut und gewerbliche Speiseabfälle sowie Fette und Flotate eingesetzt (Abb. 4).

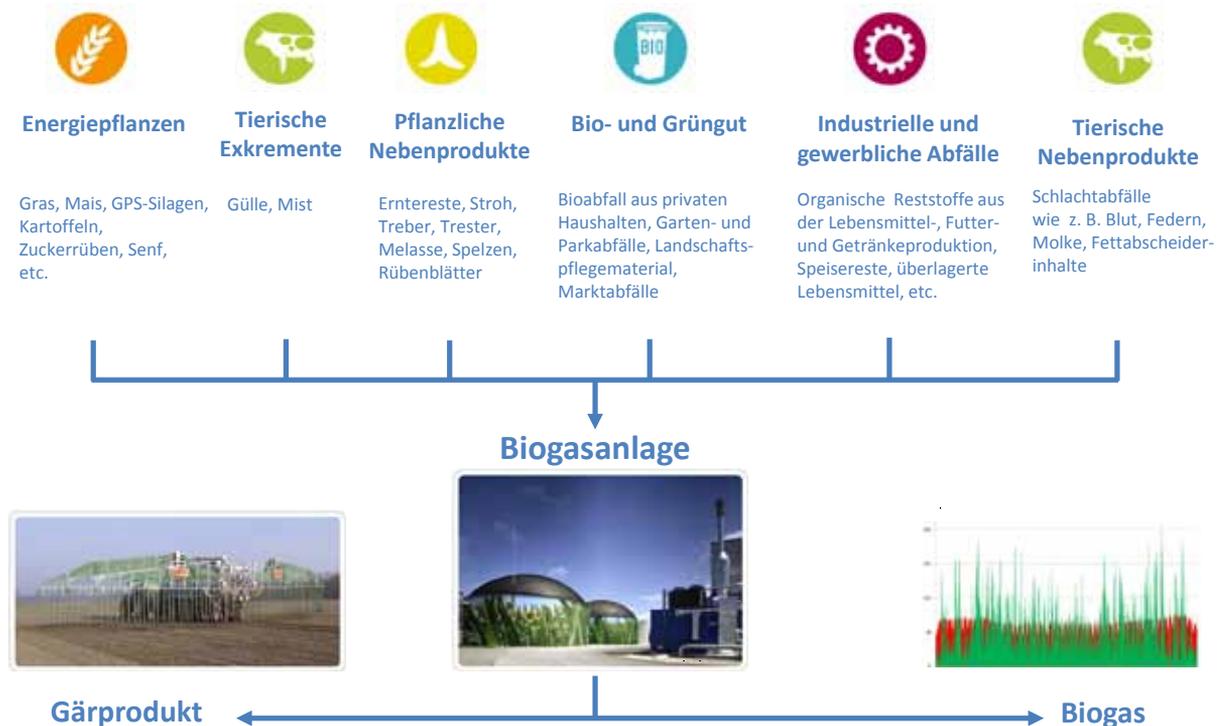


Abbildung 1: Einsatzstoffe für Biogasanlagen

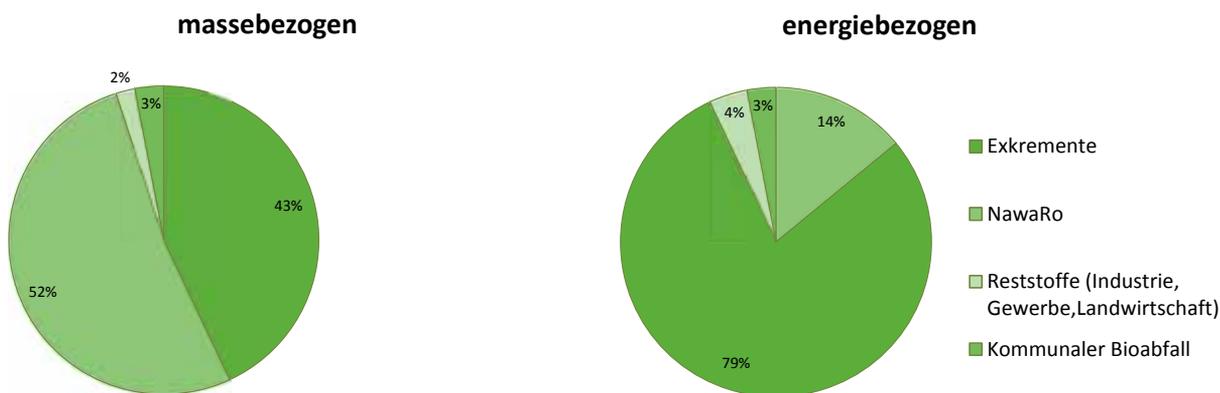


Abbildung 2: Masse- und energiebezogener Substrateinsatz in Biogasanlagen (DBFZ-Befragung 2015, Bezugsjahr 2014)

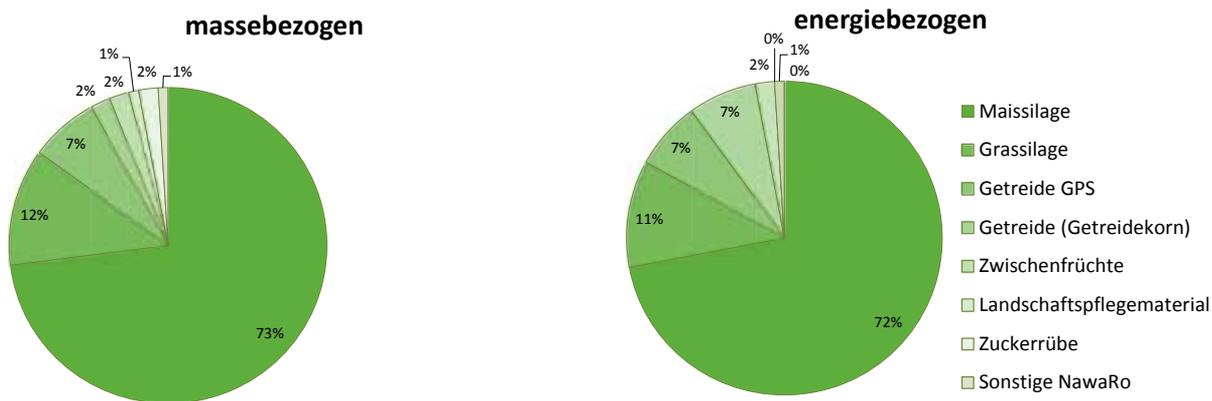


Abbildung 3: Masse- und energiebezogener Substrateinsatz nachwachsender Rohstoffe in Biogasanlagen (DBFZ-Befragung 2015, Bezugsjahr 2014)

### Gründe für den Einsatz alternativer Substrate

Durch die Förderung des Einsatzes nachwachsender Rohstoffe hat der Energiepflanzenanbau in den vergangenen Jahren zugenommen, was zu wachsender öffentlicher Kritik an der Biogasbranche führte. Kritisiert wird, dass der Energiepflanzenanbau nicht nachhaltig genug betrieben wird und dass viel Fläche für den Anbau erforderlich ist. Im Zuge dieser Kritik wird seit einiger Zeit nach neuen nachhaltigen Ergänzungen in der Anbaufläche gesucht.

Diese neuen Energiepflanzen sind größtenteils Dauerkulturen, wie die Durchwachsene Silphie, das ungarische Riesenweizengras oder Wildpflanzenmischungen. Durch diese Pflanzen soll die Biodiversität erhöht, Bodenerosion vermindert, das Landschaftsbild aufgewertet und das betriebswirtschaftliche Risiko der Landwirte besser verteilt werden. Durch den

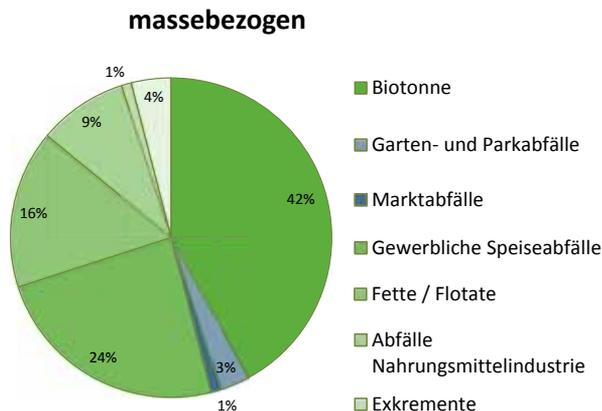


Abbildung 4: Massebezogener Substrateinsatz bei der Vergärung von Bioabfällen (DBFZ-Befragung 2015, Bezugsjahr 2014)

Einsatz dieser Pflanzen wird die benötigte Anbaufläche allerdings nicht reduziert. Dies könnte durch den erhöhten Einsatz von Nebenprodukten und Abfallstoffen geschehen. Beispiele hierzu sind die Verwertung von Getreide- und Maisstroh, aber auch der Einsatz von Landschaftspflegematerial.

### Herausforderungen beim Einsatz alternativer Substrate

Bezüglich des Einsatzes alternativer Substrate in Biogasanlagen gibt es sehr viele Gesetze und Regelungen, die zu beachten sind. Anlagenbetreiber müssen die Vergütungsvoraussetzungen des jeweils geltenden EEGs einhalten. Des Weiteren gilt es zu prüfen, inwieweit der eingesetzte Inputstoff Abfalleigenschaft aufweist und welche Vorgaben sich daraus ergeben. Ebenso wichtig ist, dass die Anlage für den Einsatz der jeweiligen Substrate genehmigt wurde.

Diese Herausforderungen werden im Folgenden am Beispiel des Landschaftspflegematerials dargestellt. Auf weitere Parameter wie die Vergärbarkeit und technische Anforderungen wird nicht eingegangen.

### Landschaftspflegematerial im EEG

Am 01.01.2017 ist das sechste Erneuerbare-Energien-Gesetz in Kraft getreten. Je nach Inbetriebnahmejahr einer Biogasanlage gibt es im EEG unterschiedliche Regelungen für die Vergütung. Um diese in Bezug auf Landschaftspflegematerial unterscheiden zu können, müssen drei verschiedene Inbetriebnahmezeiträume betrachtet werden. Auf den Gülle-, Technologie-, KWK-, und Luftreinhaltungsbonus der EEG 2004 und 2009 sowie die Sondervergütungsklassen für Siedlungsabfall- und Güllevergärende Anlagen aus den EEG 2012, 2014 und 2017 wird dabei nicht eingegangen.

### Anlagen mit einem Inbetriebnahmejahr 2000-2011

Mit dem EEG 2009 haben alle Anlagen, die im Zeitraum zwischen 2000-2011 in Betrieb gegangen sind, die Möglichkeit erhalten, neben der Grundvergütung den NawaRo-Bonus und den Landschaftspflegebonus in Anspruch zu nehmen. Diese Anlagen unterliegen dem Ausschließlichkeitsprinzip. Dies bedeutet, dass laut Anlage 2, I., Nr. 1 a) EEG 2009 der Bonus für nachwachsende Rohstoffe nur geltend gemacht werden kann, wenn:

„der Strom ausschließlich aus nachwachsenden Rohstoffen oder bei anaerober Vergärung der nachwachsenden Rohstoffe oder Gülle, in einer Kombination mit rein pflanzlichen Nebenprodukten im Sinne der Positivliste V gewonnen wird...“.

Setzt ein Biogasanlagenbetreiber also ausschließlich nachwachsende Rohstoffe und Gülle in seiner Biogasanlage ein, so erhöht sich die Vergütung der Anlage für die ersten 0 – 150 kW um 7 Cent/kWh und für 151 kW – 5 MW um 4 Cent/kWh. Setzt der Anlagenbetreiber hingegen einen anderen Inputstoff ein, der nicht unter die Definition NawaRo fällt, so geht der Anspruch auf den NawaRo-Bonus dauerhaft und endgültig für die komplette Anlage verloren. Es ist daher für den Anlagenbetreiber entscheidend, dass vor dem Einsatz in der Biogasanlage geklärt wird, ob ein Inputstoff NawaRo Eigenschaften aufweist oder nicht!

Was im Sinne des EEG 2009 als NawaRo gilt, wird in Anlage 2, II., Nr. 1 EEG 2009 näher ausgeführt:

„Pflanzen und Pflanzenbestandteile, die in landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen oder gartenbaulichen Betrieben anfallen und die keiner weiteren als der zur Ernte, Konservierung oder Nutzung in der Biomasseanlage erfolgten Aufbereitung oder Veränderung unterzogen wurden...“

Da einige Substrate, wie Exkremente von Tieren oder Landschaftspflegematerial, nicht dieser Definition entsprechen, der Gesetzgeber diese aber als zusätzlich förderwürdig eingestuft hat, enthält das EEG 2009 die Positivliste der nachwachsenden Rohstoffe. Hier sind Substrate aufgeführt, die im EEG 2009 ebenfalls als NawaRo gelten. Des Weiteren enthält das EEG 2009 auch eine entsprechende Negativliste auf welcher Inputstoffe aufgeführt sind, welche nicht als NawaRo angesehen werden.

Landschaftspflegematerial wird explizit in der Anlage 2, III. Positivliste EEG 2009 aufgeführt und gilt damit als NawaRo. Setzt der Anlagenbetreiber zudem mehr als 50 Prozent Landschaftspflegematerial bezogen auf die Frischmasse und das Jahr ein, so kann die Anlage zusätzlich den Landschaftspflegebonus mit 2 Cent/kWh bis 500 kW beanspruchen. Die Definition des Landschaftspflegematerials war lange Zeit nicht genau geklärt. Daher wurde in Anhang 3 Nr. 5 der Biomasseverordnung (2012) der Begriff präzisiert:

„Als Landschaftspflegematerial gelten alle Materialien, die bei Maßnahmen anfallen, die vorrangig und überwiegend den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes dienen und nicht gezielt angebaut wurden. Marktfrüchte wie Mais, Raps oder Getreide, sowie Grünschnitt aus der privaten oder öffentlichen Garten- und Parkpflege oder aus Straßenbegleitgrün, Grünschnitt von Flughafengrünland und Abstandsflächen in Industrie- und Gewerbegebieten zählen nicht als Landschaftspflegematerial. Als Landschaftspflegegras gilt nur Grünschnitt von max. zweischürigem Grünland.“



Dies bedeutet z. B. für den Einsatz von Algen und Wasserpflanzen, dass diese vermutlich als Landschaftspflegematerial gelten, wenn Sie im Rahmen von Naturschutz- oder Landschaftspflegemaßnahmen aus dem Gewässer entfernt werden.

Werden diese Pflanzen jedoch zur besseren Befahrbarkeit der Gewässer entfernt, so könnte es sein, dass dieses Material nicht als Landschaftspflegematerial anerkannt wird. Dies schließt einen Einsatz in NawaRo-Anlagen aus. Zur Klärung dieser Fragestellung könnte ein Verfahren bei der Clearingstelle EEG angestrebt werden.

Neben der Positivliste und der Negativliste gibt es zusätzlich eine Liste der rein pflanzlichen Nebenprodukte. Unterliegt ein Substrat dieser Liste, so darf es zusammen mit NawaRo in einer Biogasanlage eingesetzt werden, die den entsprechenden Bonus bezieht. Es wird aber auf den Stromanteil dieser Substrate kein NawaRo-Bonus gewährt. Zum Nachweis der produzierten Strommengen aus den einzelnen Substraten ist ein Umweltgutachten nötig.

Eine Übersicht über die Vergütungssätze des EEG 2009 finden Sie auf der Homepage des Fachverband Biogas e.V. unter [www.biogas.org](http://www.biogas.org).

### Anlagen mit einem Inbetriebnahmejahr 2012 - 2014

Mit dem EEG 2012 wurde das Ausschließlichkeitsprinzip für alle Anlagen, die ab dem 01.01.2012 bis zum 31.07.2014 neu in Betrieb gegangen sind, aufgehoben. Ebenso wurde das bisherige Bonussystem für Neuanlagen abgeschafft. Stattdessen wurden sogenannte Einsatzstoffvergütungsklassen (EVK) eingeführt, welche in der Biomasseverordnung (2012) hinterlegt sind:

■ **EVK0** → Einsatzstoffe, welche nur die Grundvergütung (z. B. für 0 – 150 kW 14,3 Cent/kWh) erhalten (Altbrot, Schlempe...)

■ **EVK1** → Einsatzstoffe, welche zumeist der bisherigen Definition der NawaRo entsprechen (Maissilage, Grassilage....) und zusätzlich zur Grundvergütung eine erhöhte Vergütung erhalten (z. B. für 0 – 500 kW 6 Cent/kWh).

■ **EVK2** → Einsatzstoffe, welche als ökologisch sinnvoll betrachtet werden (Gülle, Wildpflanzenmischungen, Landschaftspflegematerial....) und zusätzlich zur Grundvergütung eine erhöhte Vergütung erhalten (z. B. für 0 – 500 kW 8 Cent/kWh).

Die Vergütung erfolgt in diesem EEG anteilig anhand der eingesetzten Mengen der entsprechenden Einsatzstoffvergütungsklassen. Der Begriff des Landschaftspflegematerials entspricht der bereits auf Seite 46 ausgeführten Definition.

### Anlagen mit einem Inbetriebnahmejahr 2014 - heute

Für alle Anlagen die ab dem 01.08.2014 neu in Betrieb gegangen sind, gibt es, mit Ausnahme der Sondervergütungsklassen, nach dem EEG keine Unterscheidung mehr hinsichtlich der Einsatzstoffe. Eine Übersicht über die Vergütungssätze des EEG 2014 und 2017 finden Sie auf unserer Homepage unter [www.biogas.org](http://www.biogas.org).

### Abfallrechtliche Vorgaben

Für den Anwendungsbereich des Abfallrechts und der BioAbfV spielt es keine Rolle, wie biologisch abbaubares Material, nach dem EEG bezeichnet und eingestuft wird. Für die Abfalleigenschaft ist ausschließlich § 3 Abs. 1 ff. des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) maßgeblich. Dies bedeutet ein Substrat, welches nach dem EEG NawaRo ist, kann nach dem KrWG als Abfall eingestuft werden!

Da Landschaftspflegematerial nicht zielgerichtet als nachwachsender Rohstoff angebaut wird, sondern im Rahmen der Landschaftspflege bzw. der Pflege von Gewässern anfällt,

liegt es nahe, dass sich der Besitzer im Nachgang an die Pflegemaßnahmen des Materials entledigen will. Damit ist nach § 3 Abs. 1 die Abfalleigenschaft gegeben. Landschaftspflegematerial aus Gewässern wird damit in den meisten Fällen als biologisch abbaubarer Abfall gelten.

Ist ein Einsatzstoff als Bioabfall eingestuft worden und soll nachfolgend die Anwendung bzw. Abgabe der hergestellten Gärprodukte als Düngemittel erfolgen, so müssen die einschlägigen Vorgaben der Bioabfallverordnung (BioAbfV) befolgt werden. Dies gilt auch, wenn nur geringe Mengen an Bioabfällen zusammen mit Nicht-Abfällen, wie z.B. NawaRo, in der Biogasanlage eingesetzt werden. Damit das Gärprodukt als Düngemittel verwendet werden kann, müssen die folgenden Anforderungen der BioAbfV eingehalten werden:

#### **Behandlungspflicht**

Nach der BioAbfV müssen biologisch abbaubare Abfälle und somit auch Landschaftspflegematerial grundsätzlich einer hygienisierenden (§ 3 BioAbfV) und biologisch stabilisierenden Behandlung (§ 3a BioAbfV) unterzogen werden, damit die seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit bei der Anwendung der hergestellten Gärprodukte als Düngemittel gewährleistet wird. Dies gilt auch bei Einsatz in einer NawaRo Anlage. Als mögliche hygienisierende Behandlung kommt u. a. die Pasteurisierung (u.a. Einhaltung von 70° C über eine Stunde), die thermophile Vergärung oder eine thermophile Kompostierung (u.a. mindestens 55° C über zwei Wochen) in Frage.

#### **Untersuchungspflichten**

Zur Gewährleistung der seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit muss das abgabefertige Gärprodukt frei von Salmonellen sein und darf nicht mehr als zwei keimfähige Samen bzw. austriebsfähige Pflanzenteile in einem Liter Prüfsubstrat enthalten (§ 3 Abs. 4 Satz 1 Nr. 3 und Abs. 7 BioAbfV). Des Weiteren dürfen die Grenzwerte für Schwermetalle nach § 4 Abs. 3 BioAbfV nicht überschritten werden und nicht mehr als 0,5 % Fremdstoffe (Glas, Kunststoff, Metall) und 5 % Steine (§ 4 Abs. 4 BioAbfV) im Gärprodukt enthalten sein. Außerdem sind der pH-Wert, der Salzgehalt, der Glühverlust und

der TS-Gehalt zu bestimmen (§ 3 Abs. 5 Satz 1 Nr. 2 BioAbfV), auch wenn für diese Parameter keine Grenzwerte vorgegeben sind.

#### **Freistellung von der Behandlungs- und Untersuchungspflicht**

Für biologisch abbaubare Abfälle – wie grundsätzlich für alle anderen Bioabfälle – kann eine Freistellung von der Behandlungs- und Untersuchungspflicht bei der zuständigen abfallrechtlichen Fachbehörde nach § 10 Abs. 2 BioAbfV beantragt werden. Voraussetzung ist, dass eine ordnungsgemäße und schadlose Verwertung der freigestellten Bioabfälle sichergestellt ist. Generell ist eine Freistellung nur im Einzelfall für unvermischte, homogen zusammengesetzte Bioabfälle im Rahmen der regionalen Verwertung möglich.

#### **Nachweispflichten**

Werden Abfälle in der Biogasanlage eingesetzt, muss der Biogasanlagenbetreiber die bei der Behandlung verwendeten Einsatzstoffe, d. h. Bioabfälle und alle weiteren eingesetzten Materialien (damit auch Energiepflanzen) nach Art, Bezugsquelle, -menge und Anfallstelle auflisten (§ 11 Abs. 1 BioAbfV). Bei jeder Abgabe von Gärprodukten sind zusätzliche Kennzeichnungspflichten durch die Düngeverordnung und die Wirtschaftsdüngerverbringungsverordnung gegeben.

#### **Anwendungsbeschränkungen und Verbote**

Für bioabfallhaltige Gärprodukte gilt, dass diese in Abhängigkeit von den Schwermetallgehalten nach § 4 Abs. 3 BioAbfV innerhalb von drei Jahren mit bis zu 20 bzw. 30 Tonnen Trockenmasse je Hektar aufgebracht werden dürfen (§ 6 Abs. 1 BioAbfV).

Auf Feldgemüseflächen müssen bioabfallhaltige Gärprodukte vor dem Anbau aufgebracht und in den Boden eingearbeitet werden (§ 7 Abs. 2 BioAbfV). Bei der Aufbringung auf Grünlandflächen oder Feldfutterflächen dürfen keine Gegenstände enthalten sein, die bei der Aufnahme durch Haus- oder Nutztiere zur Verletzungen führen können (§ 7 Abs. 3 BioAbfV).



### Flächenmeldung und Bodenuntersuchungen

Werden Gärprodukte, die als Ausgangsstoff Bioabfälle enthalten, erstmalig auf einer Fläche aufgebracht, muss der Bewirtschafter diese Aufbringungsfläche innerhalb von zwei Wochen nach Aufbringung der zuständigen Behörde melden (§ 9 Abs. 1 BioAbfV). Diese teilt dann der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde diese Fläche mit. Zusätzlich muss eine einmalige Bodenuntersuchung auf Schwermetalle und den pH-Wert bis spätestens drei Monate nach der erstmaligen Aufbringung der zuständigen Behörde vorgelegt werden (§ 9 Abs. 2 BioAbfV).

Die hier aufgeführten Anforderungen sind nicht abschließend, weitere Informationen zu den Vorgaben der Bioabfallverordnung finden Sie in der Arbeitshilfe-A007 Anforderungen der Bioabfallverordnung am Beispiel von Rasenschnitt unter [www.biogas.org](http://www.biogas.org).

### Genehmigungsstatus

Generell ist jeder Einsatzstoff, welcher in einer Biogasanlage eingesetzt wird, bei der Genehmigungsbehörde zu melden. Diese prüft, ob der Einsatzstoff in der Biogasanlage eingesetzt werden kann oder nicht. Entsprechend der Bioabfallverordnung und der Einschätzung des Einzelfalls kann die zuständige Behörde Anforderung an den Einsatz der Substrate stellen.

Grundsätzlich ist dem Betreiber vor dem erstmaligen Einsatz von Landschaftspflegematerial in seiner Biogasanlagen zu empfehlen, den Kontakt mit der zuständigen abfallwirtschaftlichen Fachbehörde zu suchen, um die sich evtl. ergebenden zusätzlichen Anforderungen bzw. möglichen Freistellungen zu besprechen. Jedes neue Substrat muss vor erstmaligen Einsatz in der Biogasanlage im Genehmigungsbescheid entsprechend aufgeführt sein. Zudem kann durch den Einsatz von Abfällen für die Biogasanlage eine Genehmigung oder Änderung derselben nach Bundes-Immissionsschutzgesetz notwendig werden, wenn der Einsatz dieser Stoffe in der bisherigen Genehmigung nicht erfasst ist.

### Fazit

Die Förderung der nachwachsenden Rohstoffe im EEG hat zu einem stetigen Ausbau der Biogasbranche und damit auch zu einem Anstieg der Anbaufläche von nachwachsenden Rohstoffen geführt.

Um den Energiepflanzenanbau nachhaltiger zu gestalten werden derzeit viele neue Energiepflanzen in der Praxis erprobt. Der Einsatz von Nebenprodukten, Landschaftspflegematerial und Abfallstoffen könnte zusätzlich zu einer Reduzierung der für Biogasanlagen benötigten Anbaufläche führen.

Soll ein neuer Einsatzstoff in einer Biogasanlage eingesetzt werden, so ist entscheidend, dass der Anlagenbetreiber prüft, ob dieses Material den Vergütungsstatus seiner Anlage nicht negativ beeinflusst. Biogasanlagen, welche vor dem Jahr 2011 in Betrieb gegangen sind und nachwachsende Rohstoffe einsetzen, unterliegen dem Ausschließlichkeitsprinzip. Diese müssen daher explizit prüfen, ob das Material der Definition der nachwachsenden Rohstoffe entspricht, da sie sonst einen großen Teil Ihres Vergütungsanspruches verlieren.

Der Einsatz von Landschaftspflegematerial in NawaRo-Anlagen zieht die umfassende Beachtung der Bioabfallverordnung (BioAbfV) für die gesamte Gärproduktmenge nach sich, wenn das Gärprodukt als Düngemittel zur Anwendung auf landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden eingesetzt oder abgegeben wird.

Jedes Substrat muss vor Einsatz in der Biogasanlage in der Genehmigung entsprechend aufgeführt sein. Zudem kann durch den Einsatz von Abfällen eine Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz erforderlich werden.

### KONTAKT

#### Fachverband Biogas e.V.

Dipl. WirtschaftsIng. (FH) Marion Wiesheu  
 Angerbrunnenstraße 12  
 85356 Freising  
 Mail: [marion.wiesheu@biogas.org](mailto:marion.wiesheu@biogas.org)  
[www.biogas.org](http://www.biogas.org)



# Invasive Wasserpflanzen

50



Wasserpflanzen üben vielfältige Funktionen in limnischen Ökosystemen aus und haben eine stabilisierende Funktion für viele der im Gewässer ablaufenden Prozesse. Im Zuge des globalen Wandels wurden jedoch auch zunehmend gebietsfremde Wasserpflanzen nach Europa und nach Deutschland eingeführt.

*Andreas Hussner (Jackels Umweltdienste GmbH)*

# Umsetzung der neuen EU-Verordnung zu Prävention und Management und weitere Nutzungspotenziale

Für die Etablierung der gebietsfremden Wasserpflanzen in den europäischen Gewässern spielen oftmals die veränderten klimatischen Bedingungen eine entscheidende Rolle. Von den rund 100 nach Europa eingewanderten Arten wurde ein kleiner Anteil invasiv und verursacht Schäden (HUSSNER 2012, HUSSNER et al. 2017). Dabei sind die potenziellen Auswirkungen der verschiedenen neophytischen Wasserpflanzen in Europa abhängig von ihren Wuchsformen, Wuchsgeschwindigkeiten und ihrem Ausbreitungspotenzial.

Invasive Wasserpflanzen verursachen Konflikte mit der Gewässernutzung und können neben der Schifffahrt auch die Freizeitnutzung der Gewässer einschränken (u. a. Baden, Angeln, Tauchen, Boot fahren). Einheimische Arten werden verdrängt und die Biodiversität reduziert (STIERS et al. 2011). Frei schwimmenden Arten (z. B. Dickstielige Wasserhyazinthe, Abb. 1b) und im Sediment verwurzelte aber große Bestände ausbildende Arten (u. a. Großer Wassernabel, Großblütiges Heusenkraut, Flutendes Heusenkraut und Brasilianisches Tausendblatt, Abb. 1c, e, f, d) verursachen zudem eine starke Beschattung des Gewässers, was die Hydrochemie negativ beeinflusst und z. B. zu Sauerstoffmangel führen kann. Die Kosten für die Bekämpfung der invasiven Wasserpflanzen in Europa betragen für einzelne Arten mehrere Millionen Euro pro Jahr (HUSSNER et al. 2017). Um die Managementkosten zu reduzieren, muss der Prävention der Einfuhr gebietsfremder invasiver Wasserpflanzen besondere Beachtung geschenkt werden.

## Bewertungen der Invasivität gebietsfremder Wasserpflanzen und die neue EU Verordnung zu gebietsfremden invasiven Arten

Die Europäische Union hat im Jahr 2014 die Verordnung 1143/2014 (EU 2014) über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten erlassen, die am 1.1.2015 in Kraft getreten ist. Diese hat das Ziel, durch die Verhinderung der weiteren Einfuhr und Ausbreitung sowie durch Bekämpfung bestehender Populationen die negativen Auswirkungen invasiver Arten zu reduzieren.

Neben bereits publizierten nationalen Invasivitätsbewertungen (für Deutschland siehe Nehring et al. 2013, Tab. 1) wurden durch die European and Mediterranean Plant Protection Organization Risikoabschätzungen zu potenziell invasiven Wasserpflanzen erstellt (Tab. 1), die auch als Grundlage für die Erstellung einer Liste gebietsfremder invasiver Arten unionsweiter Bedeutung dienen. Im Juli 2016 wurde diese Liste gemäß der EU-Verordnung veröffentlicht. Sie umfasst 37 Tier- und Pflanzenarten, darunter sieben Wasserpflanzenarten (Tabelle 1, Abb. 1a-f, Titelbild). Diese Liste soll in den folgenden Jahren durch weitere Arten ergänzt werden (Tab. 1). Für die auf der Unionsliste aufgeführten Arten gelten besondere Vorschriften, wie z. B. ein Besitz- und Vermarktungsverbot.

Tabelle 1: Die wichtigsten gebietsfremden invasiven Wasserpflanzen in Europa und ihre Einstufung in Deutschland und Europa

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EPPO Klassifizierung	BfN Klassifizierung (Nehring et al. 2013)	EU Liste
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Alligatorkraut	IAP	nicht klassifiziert	Nein*
<i>Azolla filiculoides</i>	Großer Algenfarn	OL	Schwarze Liste - Managementliste	Nein
<i>Cabomba caroliniana</i>	Karolina Haarnixe	IAP	nicht klassifiziert	Ja
<i>Crassula helmsii</i>	Helm's Dickblatt	A2	Schwarze Liste - Aktionsliste	Nein
<i>Eichhornia crassipes</i>	Dickstielige Wasserhyazinthe	A2	nicht klassifiziert	Ja
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Großer Wassernabel	A2	Schwarze Liste - Aktionsliste	Ja
<i>Lagarosiphon major</i>	Wechselblättrige Wasserpest	IAP	Schwarze Liste - Aktionsliste	Ja
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Großblütiges Heusenkraut	A2	Schwarze Liste - Aktionsliste	Ja
<i>Ludwigia peploides</i>	Flutendes Heusenkraut	A2	nicht klassifiziert	Ja
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Brasilianisches Tausendblatt	IAP	Schwarze Liste - Aktionsliste	Ja
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Verschiedenblättriges Tausendblatt	IAP	Schwarze Liste - Aktionsliste	Nein*
<i>Pistia stratiotes</i>	Muschelblume	IAP	Grau Liste - Handlungsliste	Nein*
<i>Salvinia molesta</i>	Wasserfarn	IAP	nicht klassifiziert	Nein*

EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) Klassifizierung: A2: Arten, für die eine Regulierung als Schadorganismus empfohlen wird; IAP: invasive Pflanzenarten, die ein hohes Ausbreitungspotenzial haben und die eine Gefahr für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit darstellen; OL: Arten, für die ein mittleres Gefahrenpotential vorliegt oder bei denen eine nicht ausreichende Datenlage vorhanden ist; AL: Warnliste; www.eppo.org; \*: EPPO Risikoabschätzung wurde im Jahr 2015 bzw. 2016 angefertigt, die Art wird vermutlich auf der nächsten Ergänzungsliste aufgeführt



Abbildung 1: Die sechs gebietsfremden invasiven Wasserpflanzenarten unionsweiter Bedeutung (a: *Cabomba caroliniana*, b: *Eichornia crassipes*, c: *Hydrocotyle ranunculoides*, d: *Myriophyllum aquaticum*, e: *Ludwigia grandiflora*, f: *Ludwigia peploides*), die siebte Art, (*Lagarosiphon major*), ist auf dem Bild S. 50 zu sehen

Von den sieben auf der Unionsliste aufgeführten Wasserpflanzenarten kommen bis auf das Flutende Heusenkraut (*Ludwigia peploides*, Abb. 1f) alle bereits in deutschen Gewässern vor. Der Handel mit Aquarien- und Teichpflanzen wird dabei als Haupteinfuhrweg der invasiven Wasserpflanzen nach Deutschland angesehen (HUSSNER et al. 2014).

Während die Dickstielige Wasserhyazinthe bislang in deutschen Gewässern keine Etablierungstendenz zeigt und die Bestände den Winter nicht überstehen, sind die anderen fünf Arten bereits in deutschen Gewässern etabliert oder sind auf dem Weg dahin (HUSSNER 2013).

### Prävention und Möglichkeiten des Managements

Aufgrund der zumeist hohen Kosten des notwendigen Managements ist die Prävention der Einfuhr neuer potenziell invasiver und das Verbot des Verkaufs solcher Arten von großer Wichtigkeit (HUSSNER et al. 2014). In den Niederlanden wurde so bereits vor einigen Jahren der Handel mit dem Großen Wassernabel gesetzlich untersagt (HUSSNER et al. 2012). In Belgien wurden mit den Produzenten von Aquarienpflanzen freiwillige Abkommen erzielt, die einen Produktionsverzicht bestimmter Arten vorsehen. Die neue EU Verordnung (EU 2014) sieht nun für ganz Europa präventive Maßnahmen vor. Diese Maßnahmen sind dabei vornehmlich für die Arten

Abbildung 2: Der Rüsselkäfer *Stenopelmus rufinatus* frisst ausschließlich Wasserpflanzenarten der Gattung *Azolla* und wird daher als biologisches Kontrollagens in verschiedenen Ländern eingesetzt (das Foto zeigt einen adulten Käfer auf dem Großen Algenfarn, *Azolla filiculoides*)



geeignet, die bisher noch nicht in den Ländern vorkommen bzw. etabliert sind und nur eine geringe Verbreitung besitzen. Zudem ist es zwingend notwendig, die Öffentlichkeit für das Thema zu sensibilisieren, um zukünftig das Ausbringen von Pflanzen und Tieren in die Gewässer zu unterbinden und die weitere Ausbreitung bereits vorkommender Arten zu verhindern.

Zur erfolgreichen Durchführung dieser Maßnahmen sind umfassende Informationen zu den Arten notwendig. Fragmente von Wasserpflanzen können leicht, auch unbeabsichtigt, von einem Gewässer ins nächste gelangen und dort neue Bestände ausbilden. Um die Ausbreitungsgefahr bereits in einer Region vorkommender Arten zu verringern, müssen Maßnahmen getroffen werden um die Ausbreitung durch die identifizierten Vektoren zur Verschleppung von Wasserpflanzen (z. B. Boote, Tauch- oder Angelausrüstung) nachhaltig zu verhindern.

Diese unbeabsichtigte Ausbreitung von invasiven Wasserpflanzen anhand von Fragmenten wird in anderen Ländern z. B. mit Netzen bekämpft, die großräumig um die Einlassstellen an Bootsrampen gespannt werden. Mit Hilfe der Netze werden in mit invasiven Neophyten bestandenen Gewässern wasserpflanzenfreie Bereiche um die Bootsrampen geschaffen, womit die Gefahr einer Verschleppung durch an Booten anhaftende Pflanzenteile verringert wird. Zudem werden die Bootsbesitzer darauf hingewiesen, noch anhaftendes Pflanzenmaterial zu entfernen (HUSSNER 2013). Auch wenn diese präventiven Maßnahmen erst einmal Kosten verursachen, sind diese zumeist deutlich geringer als die Folgekosten, die bei einem Management von Massenbeständen invasiver Pflanzenarten entstehen würden.

### Management invasiver Wasserpflanzen

Aufgrund der negativen Auswirkungen wird in vielen Ländern weltweit ein Management invasiver Wasserpflanzen betrieben. Die Auswahl der genutzten Verfahren ist neben den bestehenden gesetzlichen Regulierungen auch abhängig von der zu bekämpfenden Wasserpflanzenart und den Eigenschaften des befallenen Gewässers. Grundsätzlich wird zwischen biologischen, chemischen und mechanischen Managementverfahren unterschieden (für eine Übersicht aller Bekämpfungsverfahren siehe HUSSNER et al. 2017). In Deutschland ist aufgrund der bestehenden Gesetze keine Möglichkeit zur chemischen Bekämpfung invasiver Wasserpflanzen gegeben. Der Einsatz wirtsspezifischer, biologischer Kontrollagens (wie z. B. *Stenopelmus rufinatus* zur Bekämpfung von *Azolla filiculoides*, Abb. 2) ist in Deutschland bislang ebenso nicht zur Bekämpfung von Wasserpflanzen gestattet. Die vielfach (mit oder ohne Genehmigung) besetzten Graskarpfen führen zwar generell zur Reduzierung von Wasserpflanzenbestän-

den, fressen jedoch auch einheimische Wasserpflanzen und verhindern so auch eine Wiederbesiedlung mit einheimischen Wasserpflanzen nach einer erfolgreich durchgeführten Ausrottung invasiver Wasserpflanzen aus einem Gewässer.

In Deutschland wird bislang vor allem die Mahd zur Bekämpfung unerwünschter Wasserpflanzenbestände eingesetzt. Sie wird als die kostengünstigste Methode angesehen, führt jedoch nur in seltenen Ausnahmefällen zur Ausrottung unerwünschter Wasserpflanzenarten (Abb. 3a). Durch die in der Regel



Abbildung 3: Die Bekämpfung invasiver Wasserpflanzen in Deutschland mittels a) Mahd, b) Handaufsammlung und c) Hydro-Venturi

erforderliche Wiederholung der Mähmaßnahmen steigen langfristig die Kosten stark an und folglich ist die Mahd nicht günstiger als andere mechanische Bekämpfungsverfahren. Problematisch ist zudem die hohe Anzahl von Fragmenten die bei der Mahd entstehen und die Ausbreitung der bekämpften Wasserpflanze fördern. Die maximale Tiefe in der die Pflanzen abgeschnitten werden ist zudem sehr gering (max. 1,5 – 2 m, HUSSNER et al. 2017).

Beim Hydro-Venturi-Verfahren (Abb. 3c) werden die Pflanzen mit dem Wurzelsystem aus dem Sediment gespült, so dass hier die Anzahl gebildeter Fragmente auf ein Minimum reduziert werden kann. Während in den Niederlanden bereits gute Erfahrungen mit der Methode gesammelt werden konnten, wird das Verfahren in Deutschland bislang nur in wenigen Fällen eingesetzt.

Zur Bekämpfung räumlich begrenzter Bestände invasiver Wasserpflanzen kann die Nutzung von Folien oder Jutematten zur Abdeckung als Methode der Wahl angesehen werden (HOFMANN et al. 2013).

Ebenso für kleinere Bestände kann die Handaufsammlung genutzt werden (Abb. 3b), wobei dieses Verfahren sich für die Arten und Gewässer eignet, in denen die Pflanzen mit dem ganzen Wurzelsystem aus dem Sediment gezogen werden können (HUSSNER et al. 2016a). Die Methode ist vor allem dazu geeignet, sehr verstreute und kleine Bestände zu eliminieren, ohne dabei die einheimische Vegetation zu schädigen (HUSSNER et al. 2016b).

In der Zukunft ist zu erwarten, dass weitere Managementmethoden in Deutschland erprobt werden, die bislang nur in anderen Ländern genutzt werden (HUSSNER et al. 2017). Aber auch schon jetzt müssen vom Nachweis einer invasiven Wasserpflanzenart bis zum erfolgreichen Management verschiedene Dinge beachtet werden (Abb. 4). So sind für die Auswahl des am besten geeigneten Managementverfahrens zur erfolgreichen und nachhaltigen Bekämpfung einer invasiven Wasserpflanzenart detaillierte Kenntnisse zur Biologie der Art und das befallene Gewässer notwendig (HUSSNER et al., 2016b). Daher müssen direkt nach dem Nachweis einer invasiven Wasserpflanze die zu der Art sowie zum Gewässer verfügbaren Informationen genutzt werden, um zu einem Managementziel zu definieren und zum anderen die beste

## Nachweis der invasiven Wasserpflanze

### Datenerhebung & -analyse

Biologie der Art  
Vegetationskundliche Untersuchungen

### Definition des Managementziels

### Auswahl der Bekämpfungsmethode

(anhand von Feldversuchen und Expertenwissen)

### Bekämpfung und Nachkontrolle

Abbildung 4: Die Schritte vom Nachweis zum erfolgreichen Management einer invasiven Wasserpflanze

Bekämpfungsstrategie für das definierte Managementziel auswählen zu können (Abb. 4). Nach jeder Managementmaßnahme ist zudem eine Nachsorge durchzuführen, da eine einzelne Managementmaßnahme in der Regel nicht zu einer Ausrottung einer Art führt (HUSSNER et al. 2016a, 2017).

## Nutzungspotentiale der Biomasse invasiver Wasserpflanzen

Die geerntete Biomasse invasiver Wasserpflanzen kann in vielerlei Hinsicht genutzt werden, wobei die Nutzungsmöglichkeiten abhängig von den Inhaltsstoffen der Pflanzen sind. Zudem muss ein besonderes Augenmerk auf eine eventuelle Anreicherung von Schadstoffen (insbesondere Schwermetalle) gelegt werden, da dies die Nutzungsmöglichkeiten der Biomasse beeinflusst.

Während die Nutzung der Biomasse zur Kompostierung (und somit auch der Rückgewinnung von Nährstoffen) und als Futter für Tiere in verschiedenen Ländern schon seit langer Zeit verbreitet ist, wurde in den letzten Jahren vor allem die Möglichkeiten der energetischen Nutzung der Biomasse untersucht (ZEHNSDORF et al. 2015). Aber auch neue Erkenntnisse zu den Inhaltsstoffen in Wasserpflanzen, wie z. B. Tellimagrandin in *Myriophyllum spec.* und  $\beta$ -sitosterol in *Elodea nuttallii* (MUNOZ-ESCOBAR et al. 2011) eröffnen neue Möglichkeiten der Nutzung von Wasserpflanzenbiomasse für z. B. pharmazeutische Zwecke. Vor allem im Hinblick auf die weltweit begrenzten Ackerflächen und die prognostizierten Probleme bei der Ernährung der Weltbevölkerung könnten aquatische Systeme zur Produktion bestimmter Produkte genutzt und so Ackerflächen für die Nahrungsmittelproduktion freigegeben werden.

## LITERATUR

- Hussner, A. (2012): Alien aquatic plants in European countries. In: Weed Research 52: 397-406.  
 Hussner, A. (2013): Aquatische Neophyten in Europa – Einfuhrwege, Probleme und Managementstrategien. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 3: 134-138.  
 Hussner, A.; Nehring, S.; Hilt, S.; (2014): From first reports to successful control: A plea for improved management of alien aquatic plant species in Germany. In: Hydrobiologia 737: 321-331.  
 Hussner, A.; Windhaus, M.; Starfinger, U. (2016a): From weed biology to successful control: an example of successful management of *Ludwigia grandiflora* in Germany. In: Weed Research 56: 434-441  
 Hussner, A.; Windhaus M, Starfinger U. (2016b): Managementverfahren zur Bekämpfung einer invasiven Wasserpflanzenart. In: Wasser und Abfall 10/2016: 40-44  
 Hussner, A.; Stiers, I.; Verhofstad, M.J.J.M.; Bakker, E.S.; Grutters, B.M.C.; Haury, J.; van Valkenburg J.L.C.H.; Brundu, G.; Newman, J.; Clayton, J.S.; Anderson, L.W.J.; Hofstra, D. (2017): Management and control methods of invasive alien aquatic plants: a review. In: Aquatic Botany 136: 113-137  
 Nehring, S.; Lauterbach, D.; Seitz, B.; Kowarik, I.; von der Lippe, M.; Hussner, A.; Alberterst, B.; Starfinger, U.; Essl, F.; Nawrath, S.; Isermann, M. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. III. Steckbriefe. BfN-Skripten 352: 35-202.  
 Zehnsdorf, A.; Hussner, A.; Eismann, F.; Rönicke, H.; Melzer, A. (2015): Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. In: Limnologia 51: 110-117.  
 Stiers, I.; Crohain, N.; Josens, G.; Triest, L. (2011): Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. In: Biological Invasions 13: 2715-2726.  
 Hofmann, M.; Benavent Gonzales, A.; Raeder, U.; Melzer, A. (2013): Experimental weed control of *Najas marina ssp. intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. In: Journal of Limnology 72: 485-493.  
 Munoz Escobar, M.; Voyevoda, M.; Fuhner, C.; Zehnsdorf, A. (2011): Potential uses of *Elodea nuttallii*-harvested biomass. In: Energy, Sustainability and Society 1: 1-8.

# Aquatische Makrophyten im Kontext der WRRL



Wasserpflanzen sind als Qualitätskomponente Teil des Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings und dienen der ökologischen Bewertung eines Gewässers. Die Monitoring-Programme liefern aber auch zahlreiche Daten über ihre Verbreitung und Häufigkeit, hier dargestellt am Beispiel der Fließgewässer Baden-Württembergs.

*Wolfgang Schütz*

Mit der im Jahr 2000 in Kraft getretenen EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden zur Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes neben der chemisch-physikalischen Beschaffenheit auch biologische Komponenten herangezogen. Zu diesen „Qualitätskomponenten“ gehören neben Makrozoobenthos und Fischen auch „Makrophyten und Phytobenthos“. Diese bewertet die benthische Vegetation der Fließgewässer und setzt sich aus den drei Teilkomponenten Makrophyten, Phytobenthos ohne Diatomeen und Diatomeen zusammen. Die Teilkomponente Makrophyten umfasst höhere Wasserpflanzen, Moose und Armeleuchteralgen (SCHAUMBURG et al. 2005). Um die Vorgaben der WRRL zu erfüllen, ist ein Netz von Messstellen notwendig, das alle Wasserkörper abdeckt. Die große Zahl der Messstellen oder „Probestrecken“ erlaubt einen repräsentativen Überblick nicht nur über den ökolo-

gischen Zustand, sondern auch über die Verbreitung und Häufigkeit der Makrophyten, der bisher in dieser Form nicht möglich war. Beispielhaft soll dies durch eine Auswertung der Fließgewässer-Daten für Baden-Württemberg geschehen. Hierfür stellte die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) einen 549 Probestrecken umfassender Datensatz zur Verfügung, der 2012 erhoben wurde.

Ein weiteres Ziel dieses Beitrags liegt in dem Versuch, aus den erhobenen Daten zur „Häufigkeit“ der Makrophyten konkrete quantitative Werte (Biomasse) abzuleiten. Dieser Versuch erfordert wiederum detaillierte Literaturstudien, da eine direkte Erhebung dieser Werte im Gelände nur mit hohem Aufwand durchführbar und in der WRRL nicht vorgesehen ist. Hierzu wurden die in der Fachliteratur verstreuten quantita-

tiven Angaben zur Biomasse (standing crop) und zur Produktion von Wasserpflanzen gesichtet und, soweit möglich, zu den im Zuge des WRRL-Monitorings erhobenen Mengen- bzw. Deckungswerten in Beziehung gesetzt.

## Methoden

Die Erhebung der makrophytischen Vegetation und Flora wird für jede WRRL-Probestrecke durchgeführt und beinhaltet die Aufnahme der Taxa, die Schätzung ihrer Menge und (nicht in allen Bundesländern) des Deckungsgrades der Makrophyten in den jeweiligen Probestrecken. Untersucht werden in der Regel ca. 100 m lange Fließstrecken.

Anwendung findet in Deutschland eine semi-quantitative 5-stufige Schätzskala der „Pflanzenmenge“ nach KOHLER (KOHLER & JANAUER 1995). Die einzelnen Schätzstufen des Mengenindexes bedeuten hierbei:

Schätzstufe	Numerische Entsprechung
1 = sehr selten bis vereinzelt	1
2 = selten bis zerstreut	8
3 = verbreitet	27
4 = häufig	64
5 = sehr häufig bis massenhaft	125

Die Pflanzenmenge wird für jedes Taxon einzeln geschätzt, eine Schätzung der gesamten Pflanzenmenge ist jedoch nicht vorgesehen. Um die gesamte Pflanzenmenge verschiedener Probestrecken miteinander vergleichen zu können, ist daher eine Überführung der für einzelne Taxa erhobenen Werte in einen „Gesamtwert“ wünschenswert. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei der Mengenschätzung nach Kohler um eine nichtlineare Skala handelt (KOHLER & JANAUER 1995). Nach Untersuchungen von JANAUER & HEINDL (1998) folgt der numerische Zusammenhang zwischen Raumerfüllung der Pflanzenbestände im Gewässer und den einzelnen Stufen der Schätzskala mit hinlänglicher Genauigkeit einer Funktion  $f(y) = x^3$ .

Bei der Auswertung der WRRL-Daten für Baden-Württemberg hat sich allerdings herausgestellt, dass auch nach dieser Transformation Moos-dominierte Probestrecken offensichtlich einen im Verhältnis zu den von Gefäßpflanzen dominierten Probestrecken zu hohen Mengenwert aufweisen. Dies hat damit zu tun, dass Moose zwar eine hohe Deckung aufweisen können und daher subjektiv den Eindruck einer erheblichen „Menge“ vermitteln, aber im Gegensatz zu vielen aquatischen Gefäßpflanzen nicht in der Lage sind, einen Wasserkörper mit ihren Schwaden zu füllen. In unseren Fließgewässern bildet nur das Quellmoos (*Fontinalis spp.*) kurze Schwaden aus, während andere Moose in meist dünner Schicht die Gewässersohle besiedeln. Diese dichte Besiedlung submerser Lebensräume impliziert daher keinesfalls von vornherein eine hohe Biomasse. Besonders deutlich ist dies im Fall des Wasser-Spaltzahnmooses *Fissidens crassipes*, das submers selten mehr als 0,5 cm Wuchshöhe erreicht, aber mit unzähligen Individuen große Teile einer steinigen Sohle überziehen kann. Um diesem Missverhältnis Rechnung zu tragen, wurden die Mengenwerte Moos-dominierten Probestrecken bei den folgenden Ausführungen, sowie in Abbildung 1 und allen Tabellen um einen aus vereinzelt Angaben aus der Literatur zur Biomasse von Moosen ermittelten Wert von 40 % vermindert (vgl. KRAUSCH 1976).

Weil es sich bei der nach der Kohler-Skala geschätzten Gesamt-Pflanzenmenge ebenso wie bei der Menge einzelner Taxa um eine dimensionslose Zahl handelt, ist ein Rückschluss auf einen konkreten Wert nicht direkt möglich. Hierzu muss wiederum die geschätzte „Pflanzenmenge“ zu einer Deckungsschätzung oder, im Idealfall, zu einer Massebestimmung in Beziehung gesetzt werden. Da die Pflanzenmasse (in Gewichtseinheiten) nach meiner Kenntnis bis auf eine Ausnahme (*Elodea nuttallii*; PODRAZA et al. 2008) nie experimentell in eine Beziehung zu Kohler-Werten gesetzt wurde, bleibt nur die Verwendung von parallel zu Mengenschätzungen durchgeführten Deckungsschätzungen. Dies lässt sich in der Praxis schnell durchführen, ist nicht destruktiv wie eine Biomasse-Bestimmung und erlaubt trotzdem eine gewisse Quantifizierung (MADSEN & ADAMS 1988, WOOD et al. 2012).

Die prozentuale Schätzung der Deckung jedes einzelnen Taxons und zusätzlich der Gesamtdeckung (unterhalb der Mittelwasser-Linie) ist in der WRRL allerdings nicht in allen Bundesländern vorgesehen. Für Baden-Württemberg steht nur für den vom Verfasser untersuchten Teil der Probestrecken ein Gesamtdeckung-Wert zur Verfügung, der aber umfangreich genug ist ( $n = 118$ ), um eine verlässliche Beziehung zwischen Menge und Deckung herzustellen ( $r = 0,89$ ,  $p = 0,0001$ ). Eine Zuordnung der Gesamtmenge (GM) zu Deckungsgraden (in %) erfolgte in vier Stufen (GM < 60 = < 3 %, GM 60 – 100 = 4 – 5 %, GM 100 – 180 = 5 – 50 %, GM > 180 = > 50 %). Einige Werte wurden nach unten bzw. oben korrigiert, sofern die Mengenschätzung nach dem „Vor Ort-Eindruck“ des Verfassers nicht mit der errechneten Deckung übereinstimmte.

Parallele Untersuchungen zu Biomasse und Deckung von Wasserpflanzen wurden hingegen verschiedentlich durchgeführt, ihre Beziehung zueinander wird allerdings durchaus unterschiedlich beurteilt. WOOD et al. (2012) fanden bei der Untersuchung einiger Bestände des Pinselblättrigen Wasserhahnenfußes (*Ranunculus penicillatus*) in einem südeuropäischen Fluss eine starke positive Beziehung zwischen Deckung, Biomasse und dem Anteil des von Wasserpflanzen eingenommenen Wasser-Volumens, betonten aber, dass dieses Verhältnis sowohl räumlich zwischen den untersuchten Stellen als auch im Jahresverlauf erheblich variiert. MADSEN & ADAMS (1989) halten die Messung bzw. Schätzung der Deckung für wenig sensitiv im Hinblick auf die Biomasse, und zwar besonders dann, wenn die Deckung über 75 % liegt. Trotz einiger Einschränkungen, die auf den Einfluss mehrerer Parameter (v. a. Wassertiefe und unterschiedliche Struktur der Wasserpflanzen) zurückzuführen sind, erscheint eine Ableitung der Biomasse aus Deckungsschätzungen möglich. Übertrieben hohe Ansprüche an die Genauigkeit einer solchen Beziehung sollten allerdings nicht gestellt werden (WOOD et al. 2012). Quantitative Angaben zur Biomasse von Wasserpflanzen in der Literatur beziehen sich in der Regel auf die Trockenmasse (TM), die in  $g\ m^{-2}$  angegeben wird, d. h. nach einer Trocknung der frischen Pflanzenmasse bei Temperaturen zwischen 50° und (meistens) 105°C bis zur Gewichtskonstanz. Wenn im Folgenden von Biomasse gesprochen wird, ist damit ausschließlich die makrophytische Biomasse gemeint.

## Verbreitungsmuster und Häufigkeit von Wasserpflanzen in Fließgewässern Baden-Württembergs

Im Jahr 2012 wurden in den 549 Fließgewässer-Probestrecken der WRRL 97 makrophytische Taxa gefunden. Davon waren 59 Gefäßpflanzen, 36 Moose und zwei Armeleuchteral-

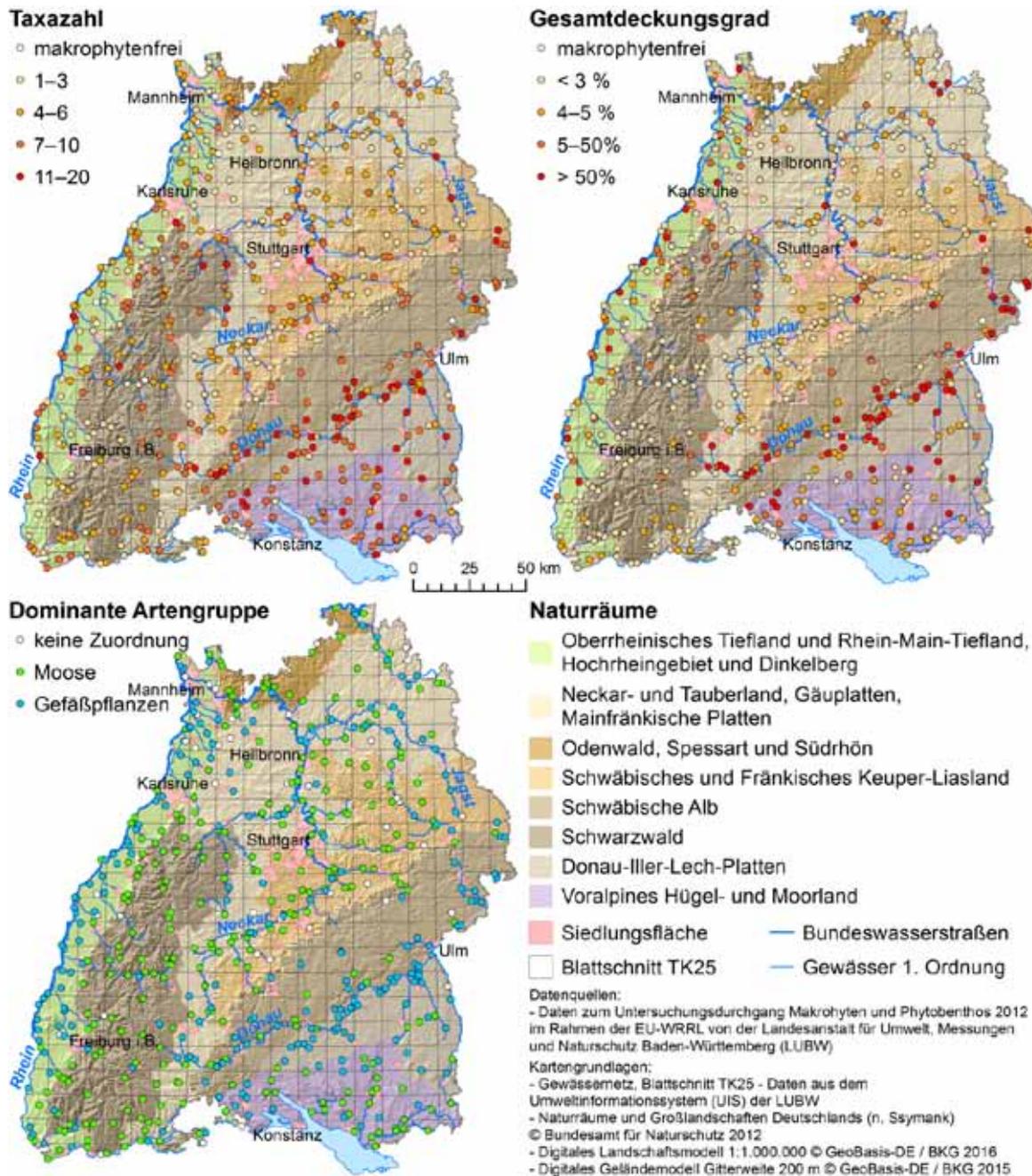


Abbildung 1: Taxazahl und Deckungsgrad der makrophytischen Vegetation, sowie Angaben zur Moos- bzw. Gefäßpflanzen-Dominanz in 549 Fließgewässer-Probestrecken Baden-Württembergs (Karte: Sandra Roth).

gen. Hinsichtlich ihrer geographischen Verbreitung waren die Moose klar vorherrschend (Tab. 1). Die vier häufigsten Moos-Arten kamen mindestens in einem Viertel bis über die Hälfte aller Probestrecken vor, während die drei häufigsten obligat submers wachsenden Gefäßpflanzen Flutender Wasserhahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) nur in jeweils 12 % der Probestrecke auftraten.

Auch bei der „Pflanzenmenge“ liegen die Moose klar vor den Gefäßpflanzen, selbst wenn die Werte Moos-dominiertes Fließstrecken aus den oben genannten Gründen reduziert werden. Erst auf dem 4. und 6. Platz folgen mit *Ranunculus fluitans* und dem Aufrechten Merk (*Berula erecta*) Gefäßpflanzen mit Anteilen von 6,9 und 4,6 % an der Gesamtmenge aller submersen Pflanzen. Selbst bei einer Zusammenfassung jeweils aller Arten der vier wichtigsten aquatischen Gefäßpflanzen-Gattungen *Potamogeton*, *Ranunculus*, *Myriophyllum* und *Elodea* erreichten diese zusammen kaum ein Viertel der gesamten Pflanzenmenge aller Probestrecken (Tab. 1).

Tabelle 1: Die häufigsten Arten in 549 Fließgewässer-Probestrecken Baden-Württembergs.

Zahl hinter den Gattungen = Zahl der Taxa, Probestrecke = Zahl der Probestrecken, in denen das Taxon vorkam, Anteil Probestrecken (%) = ihr prozentualer Anteil an der Zahl der Probestrecken, Menge (%) = prozentualer Anteil an der kumulativen „Gesamtmenge“ aller Taxa an allen Probestrecken.

Taxon	Probestrecke	Anteil Probestr. (%)	Menge (%)
<i>Fontinalis antipyretica</i>	336	61,2	15,7
<i>Leptodictyum riparium</i>	243	44,3	8,1
<i>Platyhyphidium riparioides</i>	238	43,4	8,6
<i>Fissidens crassipes</i>	150	27,3	5,3
<i>Potamogeton</i> spp. (9)	151	27,5	7,0
<i>Ranunculus</i> spp. (5)	148	27,0	10,6
<i>Callitriche</i> spp. (5)	122	22,2	5,4
<i>Elodea</i> spp. (2)	104	18,9	5,8

6 % der Probestrecken waren ohne makrophytische Vegetation, in 42 % waren Gefäßpflanzen vorherrschend und 52 % der Probestrecken erwiesen sich als Moos-dominiert (Abb. 1). Eine Dominanz der Moose war nicht nur in den schnell fließenden Gewässern der Mittelgebirge Schwarzwald und Odenwald zu beobachten, sondern auch in nicht wenigen Gewässern des Hügellandes und der großen Flussniederungen. Bezogen auf die LAWA-Fließgewässer-Typen (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) war eine Moos-Dominanz fast immer in Gewässern des Typ 5, den silikatischen Mittelgebirgsbächen und -flüssen gegeben, weit häufiger war eine Moos-dominierte aquatische Vegetation auch in den Bächen und kleinen Flüssen der Jungmoräne im Alpenvorland (Typ 3; vgl. Abb. 1). Bemerkenswerterweise dominierten Moose ebenfalls in den Keuperbächen, da sie mit deren hohen Schwebstoff-Frachten und der oft starken Beschattung besser zurecht kommen als die lichtunggrigen Phanerogamen (Abb. 1).

Die aquatischen Gefäßpflanzen haben ihren Schwerpunkt in den Bächen und kleinen Flüssen des Alpenvorlandes (Typ 2), den großen, kalkreichen Mittelgebirgsflüssen (Typ 9.2), insbesondere der Donau und in den organischen Bächen und Flüssen (Typ 11 und 12). Geographisch handelt es sich um das Einzugsgebiet der Donau, mit ihren Zuflüssen aus dem Jura der Schwäbischen Alb und aus der Riß-Endmoräne in Oberschwaben (Abb. 1). Gemeinsam ist diesen Gewässern ein geringes bis mäßiges Gefälle und eine häufig fehlende oder lückige Beschattung durch Ufergehölze (SCHÜTZ 1992, 1995). In den Jura-Flüssen kommt als förderliche Eigenschaft für eine dichte pflanzliche Besiedlung noch das stabile Sohlplaster hinzu (Forschungsgruppe Fließgewässer 2004). Von Gefäßpflanzen dominiert sind die Niedrigungsgewässer (Typ 19), aber auch die Unterläufe vieler silikatischer, aus dem Schwarzwald kommender Flüsse beim Übertritt in die Rheinebene, wie das nachfolgend beschriebene Beispiel der Schutter zeigt (SCHÜTZ et al. 2014).

Taxazahl und Pflanzenmenge unterscheiden sich beträchtlich zwischen den 14 in Baden-Württemberg vorkommenden Fließgewässer-Typen. Die höchsten Taxazahlen finden wir in den Bächen und kleinen Flüssen des Alpenvorlandes einschließlich der Jungmoräne (Typ 2 und 3), sowie den organischen Fließgewässern (Typ 11 und 12), die ebenfalls fast alle im Alpenvorland (Oberschwäbisches Hügelland) lokalisiert sind. In diesen Gewässern waren auch die höchsten Pflanzenmengen vorhanden (Tab. 2). Dieser Umstand steht allerdings in einem gewissen Widerspruch zu den Ergebnissen einer vor knapp 30 Jahren durchgeführten Untersuchung der aquatischen Flora einer großen Zahl von Fließgewässern des Alpenvorlandes und der Schwäbischen Alb, welche die höheren Artenzahlen in Fließgewässern der Schwäbischen Alb fand (Schütz 1992). Dies liegt überwiegend an der relativen Artenarmut der kalkreichen Fließgewässer außerhalb des Jura. Die Untersuchung zeigt, dass ein Bezug auf überregional verbreitete, räumlich nicht eingrenzbar Fließgewässer-Typen wie z. B. die in großen Teilen Baden-Württembergs verbreiteten kalkreichen Mittelgebirgsbäche und -flüsse, landschaftstypische Eigenheiten der Fließwasserflora überdecken kann und hier ein gebietsbezogener Ansatz zu wählen ist.

Tabelle 3: Deckungsgrade der aquatischen Vegetation in Fließgewässern Baden-Württembergs und ihr Anteil an 459 Probestrecken.

Deckung	Anteil
< 3 %	39,7 %
4 - 5 %	21,6 %
5 - 50 %	22,8 %
> 50 %	15,9 %

Die aus der geschätzten Gesamtmenge der Makrophyten abgeleiteten Deckungsgrade liegen in über der Hälfte der Fälle unter 5 %, nur in 16 % der Probestrecken über 50 % (Tab. 3).

Tabelle 2: Fließgewässer-Typ, Anzahl der Probestrecken, mittlere Taxazahl und mittlere Gesamt-Pflanzenmenge (aus der Summe der Schätzwerte nach Kohler mit Hilfe der Funktion  $y = x^3$  errechnete Mittelwerte für jede Probestrecke) der submersen Vegetation von 549 Probestrecken.

Fließgewässer-Typ	Anzahl Probestr.	Taxa	Pflanzenmenge
9.1K: Keuperfluss	14	3,7	41,9
6: Mittelgebirgsbach fein (Ca)	16	3,8	91,0
6K: Keuperbach	45	4,3	46,8
19: kleines Niedrigungsgewässer	3	4,3	109,3
9: Mittelgebirgsfluss fein-grob (Si)	51	4,4	53,6
5: Mittelgebirgsbach grob (Si)	66	4,9	50,1
7: Mittelgebirgsbach grob (Ca)	84	5,6	73,4
5.1: Mittelgebirgsbach fein (Si)	24	6,0	52,5
9.1: Mittelgebirgsfluss fein-grob (Ca)	76	6,2	96,2
10: Strom kiesgeprägt	38	6,7	40,5
21_S: Seeausfluss S	1	7,0	124,0
9.2: Grosser Mittelgebirgsfluss (Ca)	42	7,2	120,9
3.2: Kleiner Fluss - Jungmoräne Alpenvorland	19	7,6	74,2
2.1: Bach - Alpenvorland	25	8,2	147,3
11: Bach organisch	11	8,5	163,3
2.2: Kleiner Fluss - Alpenvorland	17	8,9	155,4
3.1: Bach - Jungmoräne Alpenvorland	15	9,3	119,2
12: Fluss organisch	12	11,5	179,0

Eine aus Nutzungssicht quantitativ bedeutsame Biomasse ist nur in rund einem Drittel der Probestrecken zu erwarten. Nicht unwichtig für die flächenbezogene Ermittlung hoher Makrophyten-Mengen ist die Tatsache, dass zwischen Taxazahl und Pflanzenmenge eine positive Korrelation ( $r = 0,77$ ,  $p < 0,001$ ) besteht.

Wo treten die großwüchsigen Arten und Massebildner (*Eloidea*, *Ranunculus*, *Potamogeton*, *Myriophyllum*) in den Fließgewässern Baden-Württembergs gehäuft auf? Durch eine Kombination von „Pflanzenmenge“ und Gefäßpflanzen-Dominanz (Abb. 1) lassen sich die entsprechenden Landschaften schon recht genau lokalisieren. Es handelt sich um die Bäche und Flüsse der Schwäbischen Alb und des Alpenvorlandes der Riß-Moräne, einschließlich großer Teile der Donau (SCHÜTZ 1992, SCHÜTZ et al. 2008). Besonders üppig gedeihen Gefäß-Makrophyten in den Juraflüssen Lauchert, Zwiefalter Ach, Brenz, Blau und Egau, südlich der Donau in den Alpenvorland-Flüssen Ablach, Ostrach und Riß. Ein weiterer Schwerpunkt starken Makrophyten-Wachstums sind die Rhein-Nebenflüsse aus dem Schwarzwald nach ihrem Übertritt in die Ebene (SCHÜTZ et al. 2014), die Tauber im Norden Württembergs und sogar einige Keuper-Fließgewässer (Abb. 1). Die oben genannten Taxa *Eloidea*, *Ranunculus*, *Potamogeton* und *Myriophyllum* lassen unterschiedliche Verbreitungsmuster erkennen. So scheinen *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* besonders häufig in den großen Neckar-Nebenflüssen Jagst und Kocher zu sein, während *Ranunculus fluitans* seinen Schwerpunkt in der Donau und den Unterläufen der Rheinzulüsse aus dem Schwarzwald hat. Der Haarblättrige Hahnenfuß (*R. trichophyllus*) besiedelt dagegen bevorzugt die Flüsse und Bäche der Schwäbischen Alb und bildet hier oft die Hauptmenge der submersen Vegetation (SCHÜTZ 1992, SCHÜTZ et al. 2005).

### Produktion, saisonale Entwicklung und Maxima der Biomasse

Die Produktion aquatischer Makrophyten ist definiert als der Nettobetrag der Pflanzenmasse, die in einem bestimmten Zeitraum, normalerweise ein Jahr, produziert wird (DAWSON 1976). Sie ist eng an saisonale Muster gebunden, die in den Fließgewässern gemäßigter Breiten ziemlich gleichartig ausgeprägt sind. Makrophyten beginnen im Frühjahr zu wachsen, erreichen zwischen Juli und September ihre maximale Biomasse und gehen dann meist rasch in eine Seneszenzphase über. In Moos-Beständen bleibt ein erheblicher Teil lebender Biomasse im Winter erhalten, sofern eine mechanische Beschädigung durch Hochwasser-Abflüsse ausbleibt. Auch viele *Ranunculus*-Arten erhalten im Winter einen kleinen Teil ihrer oberirdischen Biomasse, während *Potamogeton*-Arten fast immer vollständig einziehen und erst im Frühjahr aus vegetativen (Rhizome, Turionen) oder generativen (Früchte) Überdauerungsorganen wieder austreiben. Da die Bestimmung der Nettoproduktion in Fließgewässern auf einige methodische Schwierigkeiten stößt, wird oft die maximale Biomasse als Näherung verwendet.

In *Ranunculus*-dominierten Beständen fand WOOD (2012) einen Anstieg von  $162 \text{ g TM m}^{-2}$  im März auf  $400 \text{ g}$  im Juli, gefolgt von einem Rückgang auf  $170 \text{ g TM m}^{-2}$  im September. Einen Anstieg von  $20 - 40 \text{ g TM m}^{-2}$  im März bis auf  $400 \text{ g TM m}^{-2}$  am Ende der Wachstumssaison maßen WRIGHT et al. (1982).

Mahd im Frühsommer vor der Blüte beflügelt die erneute Bildung von Biomasse mit der Konsequenz höherer Jahreswerte (DAWSON 1978, Life in UK Rivers 2003). Weitere Angaben zu *Ranunculus*-Beständen stammen von KRAUSCH (1976), der in der Mittleren Saale Werte zwischen  $170 - 600 \text{ g TM m}^{-2}$  für die *Ranunculus fluitans*-Gesellschaft ermittelte, wobei normal ausgebildete Bestände  $300 - 350 \text{ g TM m}^{-2}$  erreichten (Tab. 4). DAWSON (1976) ermittelte durch aufwendige Untersuchungen für *R. penicillatus*-Bestände ein Verhältnis von Produktion zu maximaler Biomasse (P/B ratio) von 1.16; ein Wert, der auch für andere *Ranunculus*-dominierte Bestände gelten dürfte. Deutlich variabler als bei *Ranunculus* ssp. ist das P/B-Verhältnis bei der Teichrose (*Nuphar lutea*), deren Assimilationsorgane, die großflächigen Blätter, einem schnelleren Austausch unterliegen als die Assimilationsorgane schwadenbildender Makrophyten. Die Teichrose entwickelt ihre maximale Biomasse zwischen Juli und September. Die Netto-Primärproduktion von *Nuphar lutea* in einem langsam strömenden Fluss lag bei  $222 \text{ g TM m}^{-2}$  Jahr unter Zugrundelegung jährlicher Turnover Raten. Die maximale Biomasse lag standortsabhängig zwischen  $115$  und  $300 \text{ g TM m}^{-2}$  (TWILLEY et al. 1985). Allerdings befand sich mit einem Anteil von 67 % der größte Teil der Biomasse im Sediment. Von Teichrosen dominierte Schwimmblatt-Bestände in Stauhaltungen der Donau bei Wien erreichten maximale Biomassen zwischen  $124$  und  $185 \text{ g TM m}^{-2}$  (JANAUER & WYCHERA 1999).

Näher an der maximalen Biomasse liegen in der Regel die Werte der Produktion in *Potamogeton*-Beständen, die ihr Frühjahrswachstum aus Diasporen oder Rhizomen beginnen. Das in unseren Fließgewässern am weitesten verbreitete Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*, zeigt nach Untersuchungen von SAND-JENSEN et al. (1989) in einem dänischen Fluss eine exponentielle Entwicklung der Biomasse im Juni, die 40 – 50 Tage auf einem hohen Stand bleibt und im September exponentiell wieder abzunehmen beginnt und bis November auf Null zurückgeht. Die Fähigkeit zur Regeneration nach Mahd ist bei *Potamogeton pectinatus* deutlich geringer als bei *Ranunculus* und zudem stark vom Mahd-Zeitpunkt abhängig. Wenn die Mahd Ende Mai erfolgte, wurden fünf Wochen später Werte von  $101 \text{ g TM m}^{-2}$  erreicht und damit ähnlich hohe Werte wie in nicht gemähten Abschnitten (BAL et al. 2006). Wurde Anfang Juli gemäht, erholte sich *P. pectinatus* nicht mehr. Nach weiteren fünf Wochen lag der Ernteertrag nur mehr bei  $5 \text{ g TM m}^{-2}$  und sank sogar noch bis September auf  $1 \text{ g TM m}^{-2}$  ab, während in nicht gemähten Beständen die Biomasse bei  $293 \text{ g TM m}^{-2}$  lag. Diese beschränkte Fähigkeit zur Regeneration ist damit zu erklären, dass die apikalen Meristeme der Laichkräuter einem Schnitt im Sommer bei hoher stehender Biomasse fast vollständig zum Opfer fallen.

Mit  $150 - 300 \text{ g TM m}^{-2}$  waren die Werte der *Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft in der mittleren Saale deutlich geringer als die Werte für die Biomasse der *Ranunculus fluitans*-Gesellschaft in demselben Flussabschnitt (KRAUSCH 1976). *Potamogeton pectinatus*-dominierte Bestände können allerdings auch wesentlich höhere Biomasse-Werte bis zu über  $1.000 \text{ g TM m}^{-2}$  erreichen (BAL et al. 2006, HOOD 2012). MADSEN & ADAMS (1988) geben für einen eutrophen, von *P. pectinatus* dominierten Fluss eine maximale Biomasse von  $710 \text{ g TM m}^{-2}$  an, wovon  $620 \text{ g}$  in oberirdischen Organen lokalisiert waren. Sie schätzten die jährliche Produktion auf  $1.435 \text{ g TM m}^{-2}$  und errechneten ein P/B-Verhältnis von 2,01. BOSCH et al. (2009) geben für *Myriophyllum spicatum*-Rein-

bestände in einem See mittlere Biomassen zwischen 70 und 484 g TM m<sup>-2</sup> an, MOELLER et al. (in diesem Band) für Bestände von *Myriophyllum heterophyllum* und *M. verticillatum* im Heider Bergsee (Nordrhein-Westfalen) Werte von 545 bzw. 510 g TM m<sup>-2</sup>.

Wesentlich höhere Biomassen können die oft sehr dichten und bis in größere Tiefen vordringenden *Elodea*-Bestände erreichen. Im Falkensteinbach (Vogesen) wurden für die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) im Sommer Maximalwerte von 800 bzw. 1100 g TM m<sup>-2</sup> gemessen (THIÉBAUT et al. 2008), in der Parthe bei Leipzig erreichten Reinbestände dieser Art sogar einen Wert von 1340 g (nach MOELLER et al. in diesem Band). Die Biomasse-Werte für Fließgewässer lagen deutlich über denen stehender Gewässer mit (tiefenabhängigen) mittleren Werten zwischen 229 und 444 g TM m<sup>-2</sup> (nach MOELLER et al. in diesem Band).

Mischbestände haben oft deutlich höhere Biomasse-Werte als Dominanzbestände. Mit durchschnittlich 400 g TM m<sup>-2</sup> (KRAUSCH 1976) lagen die Werte für Mischbestände von *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* in der mittleren Saale deutlich höher als für Dominanz-Bestände von *P. pectinatus*. Daraus lässt sich m. E. schließen, dass in Mischbeständen, die mit der unterschiedlichen räumlichen Einnischung jeder Art aufgrund unterschiedlicher Wachstumsformen und Lichtkompensationspunkte verbunden ist, auch höhere Biomasse-Werte je Flächeneinheit möglich sind.

Die Angaben zur pflanzlichen Biomasse in Fließgewässern bewegen sich in gemäßigten Breiten überwiegend in einem Bereich zwischen 50 und 600 g TM m<sup>-2</sup> (z. B. BAL et al. 2006, HAURY & AÏDARA 1999, KRAUSCH 1976, MADSEN & ADAMS 1988, 1989, SAND-JENSEN et al. 1989, ZOTINA 2008, HOOD 2012). Höhere Werte bis zu 2.000 g TM m<sup>-2</sup> werden vereinzelt angegeben (Madsen & Adams 1989, Hood 2012). HOOD (2012) nennt mittlere Biomassewerte für den Grand River, einen erheblich trophisch belasteten Fluss in einem intensiv ackerbaulich und stark besiedelten Gebiet in Ontario, Kanada, die auch als Richtwerte für andere eutrophe Fließgewässer gelten können. Sie ermittelte Werte von 80 g m<sup>-2</sup> für lückige, von 215 g m<sup>-2</sup> für mäßig dichte und von 458 g m<sup>-2</sup> für dichte Makrophyten-Bestände, die sich im Wesentlichen aus *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* zusammensetzten.

Zu beachten ist der nicht immer klar genannte Unterschied zwischen der Biomasse des geschlossenen Pflanzenbestandes („patch“) und der auf die Fläche eines Abschnittes bezogenen Biomasse. Dieser Unterschied ist bedeutsam, da sich

die Werte in Abhängigkeit von der Bewuchsdichte erheblich unterscheiden können. DAWSON (1976) differenziert für *Ranunculus penicillatus*-Bestände zwischen der Fläche eines Gewässerabschnitts und der Fläche der Wasserpflanzenbestände, also eines Teilareals. Die Biomassewerte der Abschnitte lagen mit 180 – 380 g TM m<sup>-2</sup> niedriger als jene der Bestände mit 260 – 470 g TM m<sup>-2</sup>. Die relativ geringe Differenz lässt auf einen dichten Bestand schließen.

Wesentlich höher als in den bisher aufgeführten Fließgewässern liegen die Werte für die dicht bewachsene Parthe. In diesem kleinen eutrophen Fluss in Sachsen wurden im Sommer 2014 auf 7,5 km Länge bei Leipzig ca. 250 Tonnen Frischmasse (FM) geerntet (Stadt Leipzig, schriftl. Mitt.). Dies ergibt bei einer angenommenen TM von 10 % der FM und einer mittleren Breite von ca. 5 m einen Wert von ca. 670 g TM m<sup>-2</sup>. Einen etwas niedrigeren Wert von 600 g TM m<sup>-2</sup> geben JORGA & WEISE (1977) für die nicht weit entfernte, gleichfalls dicht bewachsene, Kleine Elster bei Chemnitz an. Werte dieser Größenordnung scheinen typisch zu sein für langsam fließende, wenig beschattete eutrophe Bäche und Flüsse des Tieflandes.

### Pflanzenmenge, Deckung und Biomasse in der Schutter

Die Schutter ist ein silikatischer Mittelgebirgsfluss aus dem Schwarzwald, der unterhalb der Stadt Lahr in die Rheinebene übergeht. Auf diesen letzten 27 km Fließstrecke nimmt der zwischen 5 und 15 m breite und meist nur 1 m tiefe Fluss einen potamalen Charakter mit schwacher Strömung und überwiegend schlammiger Sohle an. Besonnte Abschnitte mit einer Massenentwicklung von Wasserpflanzen wechseln sich mit beschatteten, weniger dicht besiedelten Abschnitten ab. Massebildner sind vor allem das dominante Flutende Laichkraut (*Potamogeton nodosus*), sowie *P. pectinatus* und *Nuphar lutea* (SCHÜTZ et al. 2014; Abb. 2). Zur Ableitung der Biomasse aus dem Deckungsgrad der aquatischen Vegetation bzw. der „Pflanzenmenge“ wurden den einzelnen Abschnitten je nach Bewuchsdichte manuell entsprechende Biomasse-Werte zugeordnet. Diese Werte liegen zwischen 0 und 800 g TM m<sup>-2</sup> und orientieren sich an den Angaben von KRAUSCH (1976), DAWSON (1976) und WOOD et al. (2012). Aus dieser Kombination von Pflanzenmenge und geschätzten Gesamt-Deckungswerten lässt sich eine mittlere Biomasse zwischen 150 – 200 g TM m<sup>-2</sup> für die gesamte untersuchte Fließstrecke ableiten. Einige Abschnitte weisen allerdings mit einer geschätzten TM von 600 – 800 g m<sup>-2</sup> mehrfach höhere Werte auf (Abb. 2). Insgesamt wurde eine Biomasse von ca. 39 t TM für die untersuchte, 27 km lange Fließstrecke errechnet.

Tabelle 4: Angaben aus der (im Text genannten) Literatur zur Trockenmasse (TM) für weit verbreitete Taxa und Pflanzenbestände in Fließgewässern.

Vegetationstyp	TM (g m <sup>-2</sup> )
<i>Ranunculus</i> -dominierte Bestände	170 - 400 - 600
<i>Potamogeton-pectinatus</i> -dominierte Bestände	140 - 300 - 620
<i>Magno-Potamiden</i> -dominierte Bestände	70 - 470
Moos-Gesellschaft	40 - 227
<i>Nuphar lutea</i> -Bestände	115 - 300
<i>Potamogeton-pectinatus-Sparganium emersum</i> -Ges.	130 - 256
<i>Myriophyllum-Potamogeton pectinatus</i> -dom. Bestände	80 - 460
<i>Elodea</i> -Bestände	800 - 1.300





Abbildung 2: Massenbestand von Flutendem Laichkraut (*Potamogeton nodosus*) in der Schutter.

### Welche Faktoren beeinflussen die Biomasse?

Als wesentliche Einflussfaktoren auf die Biomasse und Zusammensetzung der makrophytischen Flora in Fließgewässern gelten gemeinhin Strömung, Licht, Sedimentstabilität, Nährstoffgehalt und Management (v. a. Entkräutungen). Aus der Kenntnis dieser Parameter lassen sich bis zu einem gewissen Grad Rückschlüsse auf Art und Menge der aquatischen Vegetation ziehen. Nach FRANKLIN et al. (2008) ist besonders das Abflussgeschehen von fundamentaler Bedeutung. Die Makrophytendichte ist am geringsten in Gewässern mit stark schwankenden Abflussmengen und am höchsten in Gewässern mit geringen Abflussschwankungen und langen Niedrigwasser-Phasen (RUIS et al. 2008). MEBANE et al. (2014) fanden eine negative Korrelation der Makrophyten-Biomasse mit den maximalen Strömungsgeschwindigkeiten im vorausgegangenen Jahr. Sie schließen aus ihren Untersuchungen, dass Strecken mit Spitzenabflüssen, die höher als das 10fache der Spätsommer-Abflüsse sind, normalerweise ohne oder fast ohne submerse Vegetation sind. Wirksam sind insbesondere Strömungsgeschwindigkeiten  $> 1$  m, da sie zu einer Schädigung bzw. Abrieb durch Sand und schließlich zu einer Entwurzelung der Pflanzen durch die Erosion der Sohle führen. Fließgewässer mit hohen Abflüssen sind in Landschaften mit hoher Reliefenergie zu finden. Ihre spärliche Vegetation besteht nicht selten ausschließlich aus Moosen, da sich Gefäßpflanzen unter diesen Bedingungen nicht dauerhaft ansiedeln können.

Licht ist ein essentieller Wachstumsfaktor, der die Produktion und Verteilung von Makrophyten in einem Fließgewässer stark beeinflusst. Er steht nach SAND-JENSEN et al. (1989) in einem linearen Verhältnis zu den Wachstumsraten der submersen Makrophyten. Wirksam ist nicht nur Beschattung durch die Ufervegetation, insbesondere durch Gehölze, sondern auch die Transparenz des Wassers, die vom Schwebstoffgehalt abhängt. Nicht umsonst finden sich in den Keuperbächen und -flüssen Baden-Württembergs die geringsten Mengen an Wasserpflanzen unter allen Fließgewässer-Typen (Tab. 2). Sie weisen nicht nur ganzjährig eine starke Trübung auf, sondern sind auf weiten Strecken durch uferbegleitende Gehölzstreifen stark beschattet. In breiten und daher wenig beschatteten Keuperflüssen erschwert eine Kombination von

hohem Schwebstoffgehalt, steilen Ufern und vergleichsweise großer Tiefe eine Ansiedlung von Wasserpflanzen. In Flachwasserzonen, sofern vorhanden, verhindert häufig die mit einer hohen Schwebstofffracht verbundene starke Ablagerung von Feinmaterial eine dauerhafte Ansiedlung von Wasserpflanzen. Selbst auf eingebrachten Blöcken und Steinen sind bis auf schmale, vom Kleinmoos *Fissidens crassipes* bedeckte Zonen nahe der Mittelwasser-Linie keine Besiedlungen zu beobachten.

In Fließgewässern mit geringer Tiefe wird die Entwicklung submerser Makrophyten allerdings kaum durch Schwebstoffe beeinflusst, auch wenn die Eintrübung dauerhaft ist. Der durch die Schwebstoffe bereits in geringen Tiefen verursachte Lichtmangel kann ausgeglichen werden durch schnellen Wuchs und eine Konzentration der photosynthetisch aktiven Biomasse auf oder nahe der Wasseroberfläche. Arten mit Schwimmblättern haben einen Konkurrenzvorteil, ebenso großwüchsige mehrjährige Arten, die ihre Reservieren in Rhizomen speichern. Im Gegensatz zu einjährigen Arten, die sich durch Samen oder Turionen fortpflanzen, können sie aufgrund ihrer größeren Reservieren auch bei schlechten Lichtbedingungen aus größeren Tiefen an die Wasseroberfläche wachsen. Typische und häufige Vertreter mit diesen Eigenschaften sind z. B. *Nuphar lutea*, *Potamogeton nodosus* und *P. pectinatus* (SCHÜTZ et al. 2014). Die Grenze, ab der in dauerhaft eingetribbten Gewässern auch die Produktion und Biomasse dieser Taxa limitiert ist, wird mit 70 – 100 cm angegeben (HOOD 2012, SCHÜTZ et al. 2014).

Weniger eindeutig ist die Beziehung zwischen Trophie und Biomasse, auch wenn der Einfluss anthropogener Eutrophierung auf Flora und Vegetation der Fließgewässer offensichtlich ist. Auch in eutrophierten Fließgewässern ist die Produktion von Biomasse oft signifikant korreliert mit Nährstoffkonzentrationen, wenn auch meist nur schwach (CARR et al. 2003). HOOD (2012) fand jedoch unterhalb von Kläranlagen regelmäßig höhere Biomasse-Werte als oberhalb, was die Bedeutung von punktuellen Einleitungen selbst in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet unterstreicht. Eine Begrenzung der Biomasseproduktion in Fließgewässern durch Nährstofflimitierung ist unter heutigen Bedingungen trotzdem eher die Ausnahme als die Regel (DODDS 2006). Fassen wir die Ergebnisse vieler einschlägiger Untersuchungen zusammen, ist in nährstoffreichen, langsam fließenden Gewässern mit ausgeglichener Wasserführung und einer durchschnittlichen Wassertiefe  $< 1$  m, stabilem Sediment und wenig beschatteten Ufern eine hohe Biomasse-Produktion zu erwarten. Diese wird ganz überwiegend von wenigen submersen Taxa erbracht (*Ranunculus* spp., *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea* spp., *Nuphar lutea*, *Spartanium emersum*).

### Verwendbarkeit von WRRL-Daten für die Ermittlung der Biomasse

Können aus den Daten der WRRL Fließstrecken mit hoher pflanzlicher Biomasse ermittelt werden? Die dafür notwendigen abiotischen Angaben (Breite, Tiefe, Beschattung, Fließgeschwindigkeit) werden in den Geländeprotokollen erhoben, ebenso die Zusammensetzung und Menge der aquatischen Vegetation. Da zwischen Pflanzenmenge, Deckung und Biomasse enge positive Korrelationen bestehen, lässt sich die vor Ort nicht erhobene Biomasse für alle Probestrecken

zumindest grob schätzen. Eine Extrapolation der Pflanzenmengen auf längere Fließgewässer-Abschnitte ist allerdings mit einigen Unsicherheiten behaftet. Hier sind als wichtige, Dichte und Ausprägung der submersen Vegetation beeinflussende Faktoren die häufig schnell wechselnde Intensität der Beschattung durch Ufergehölze, sowie Grad und Dauer der Eintrübung durch Schwebstoffe und die Stabilität der Sohlsubstrate zu nennen. Es ist aber in vielen Fällen möglich, dicht von Makrophyten besiedelte Fließstrecken mit Hilfe von Luftbildern zu identifizieren.

Wie genau bildet das Messnetz der WRRL die Verteilung der Pflanzenmenge in den Fließgewässern Baden-Württembergs ab? Aus einem Vergleich von Landschaftseinheiten, deren Fließwasser-Vegetation komplett kartiert wurde, lässt sich ableiten, daß die chorische Betrachtungs-Dimension ein hinreichend genaues Abbild liefert. Werden Informationen

für eine niedrigere (topische) Betrachtungsebene gewünscht, sind weitere Untersuchungen notwendig. Da Makrophyten-Kartierungen aber nur für einen sehr geringen Teil der Fließgewässer bzw. Wasserkörper in Deutschland vorliegen, ist eine Auswertung der WRRL-Daten der einzig gangbare Weg, um die Verteilung und Menge der aquatischen Vegetation für große Gebiete zu erfassen und darzustellen.

#### KONTAKT

Dr. Wolfgang Schütz  
Im Jägeracker 28  
79312 Emmendingen

#### Literatur

- Baatrup-Pedersen, A., Szoszkiewicz, K., Nijboer, R., O'Hare, M. & Ferreira, T. (2006): Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia* 566: 179–196.
- Bal, K. D., Van Belleghem, S., de Deckere, E., Meire, P. (2006): The re-growth capacity of sago pondweed following mechanical cutting. *Journal of Aquatic Plant Management* 44: 139–141.
- Bosch, I., Makarewicz, J. C., Bonk, E., Ruiz, D., Valentino, M. (2009): Responses of lake macrophyte beds dominated by Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) to best management practices in agricultural sub-watersheds: Declines in biomass but not species dominance. *Journal of Great Lakes Research*: 99–108.
- Carr, G. M., Bod, S. A., Hamish, C. D., Taylor, W. D. (2003): Macrophyte biomass and water quality in Ontario rivers. *Journal of the North American Benthological Society* 22(2): 182–193.
- Dawson, F. H. (1976): The annual production of the aquatic macrophyte *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* (R.W. Butcher) C.D.K. Cook. *Aquatic Botany*: 51–73.
- Dawson, F. H. (1978): Aquatic plant management in semi-natural streams: the role of marginal vegetation. *J. Env. Management* 6: 213–221.
- Dodds, W. K. (2006): Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1): 671–680.
- Forschungsgruppe Fließgewässer (1993): Fließgewässertypologie: Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein – Odenwald und Oberrheinebene. Ecomed, Landsberg, 1993. 226 S. + Karte.
- Franklin, P., Dunbar, M., Whitehead, P. (2008): Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment* 400: 369–378.
- Hauray, J., Aidara, L. G. (1999): Macrophyte cover and standing crop in the River Scorff and its tributaries (Brittany, Northwestern France): scale, patterns and process. *Hydrobiologia* 415: 109–115.
- Hood, J. (2012): The role of submersed macrophytes in river eutrophication and biogeochemical nutrient cycling. PhD-thesis University of Waterloo, Ontario, Canada. 178 S.
- Janauer, G. A., Wychera, U., Humpesch, U. (2006): Waterplants in the new Danube: the influence of floods on the spectrum of species. OEN-IAD Conference, Vienna.
- Janauer, G. A., Heindl, E. (1998): Die Schätzzskala nach Kohler: Zur Gültigkeit der Funktion  $f(y) = ax^3$  als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 135: 117–128.
- Janauer, G. A., Wychera, U. (1999): Zur Makrophytenbiomasse der Neuen Donau, Wien: Methodische Adaptionen und saisonale Aspekte. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 136: 265–277.
- Kohler, A. & Janauer, G. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, Ch., Bernhard, H., Klapper, H. (Hrsg.) *Handbuch der Angewandten Limnologie VIII-1.1.3, 1,22*. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Krausch, H.-D. (1976): Die Makrophyten der mittleren Saale und ihre Biomasse. *Limnologica* 10: 57–72.
- Life in UK Rivers (2003). Monitoring watercourses characterised by *Ranunculus fluitantis* and *Callitriche-Batrachion* vegetation communities. *Conserving Natura 2000 rivers*. Monitoring Series No. 11, English Nature, Peterborough.
- Madsen, J. D., Adams, M. S. (1988): The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream. *Freshwater Biology* 20: 41–50.
- Madsen J. D., Adams, M. S. (1989): The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment. *Hydrobiologia* 171(2): 111–119.
- Mebane, C. A., Simon, N. S., Maret, T. R. (2014): Linking nutrient enrichment and streamflow to macrophytes in agricultural streams. *Hydrobiologia* 722: 143–158.
- Moustgaard-Pedersen, T. A., Baatrup-Pedersen, A., Vindbæk-Madsen, M. (2006): Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51(1): 161–179.
- Podraza, P. et al. (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht zum F & E- Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV). 364 S.
- Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands. In: Steinberg, Ch., Bernhardt, H., Klapper, H. (Hrsg.). *Handbuch Angewandte Limnologie VIII-2.1*: 1–16.
- Riis, T., Sørensen, A. M., Clausen, B., Sand-Jensen, K. (2008): Vegetation and flow regime in lowland streams. *Freshwater Biology* 53: 1531–1543.
- Sand-Jensen, K., Jeppesen, E., Nielsen, K., Van Der Bijl, L., Hjerminde, L., Wiggers-Nielsen, L., Moth Iversen, T. (1989): Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology* 22: 15–32.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. 02.04), München, 225 S.
- Schütz, W. (1992): Ökologie, Struktur und Verbreitung der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. *Dissertationes Botanicae* 192. 195 S.
- Schütz, W. (1995): Vegetation of running waters in south-west Germany - pristine conditions and human impact. *Acta Botanica Gallica* 142: 571–584.
- Schütz, W., Veit, U., Pall, K., Sipos, V., Falusi, E., Kohler, A. (2005): Die Makrophyten-Vegetation der Donau und ihrer Altarme in Baden-Württemberg. In: *Donau, der europäische Fluß*. Beiträge der Akademie für Umwelt- und Naturschutz Baden-Württemberg 40: 126–152.
- Schütz, W., Veit, U., Kohler, A. (2008): The aquatic vegetation of the Upper Danube river - past and present. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 167–191.
- Schütz, W., Wuchter, K., Röhl, M., Reidl, K. (2014): Wasserpflanzen des (Kinzig)-Schutter-Unditz-Fließgewässer-Systems in der Oberrheinebene. *Carolinae* 72: 41–62.
- Thiébaud, G., Di Nino, F., Peltre, M.-C., Wagner, P. (2008): Management of Aquatic Exotic Plants: The Case of *Elodea* Species. In: Sengupta, M. and Dalwani, R. (Editors). *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*: 1058–1066.
- Twilley, R., Blanton, L. R., Brinson, L. R., Davis, G. J. (1985): Biomass production and nutrient cycling in aquatic macrophyte communities of the Chowan River, North Carolina. *Aquatic Botany* 22: 231–252.
- Wood, K. A., Stillman, R. A., Clarke, R., T., Daunt, F., O'Hare, M. T. (2012): Measuring submerged macrophyte standing crop in shallow rivers: a test of methodology. *Aquatic Botany* 102: 28–33.
- Wright J. F., Cameron, A. C., Hiley, P. D., Berrie, A. D. (1982): Seasonal changes in biomass of macrophytes on shaded and unshaded sections of the River Lambourn, England. *Freshwater Biology* 12: 271–283.
- Zotina T. A. (2008): The biomass of macrophytes at several sites of the upper reaches of the Yenisei River. *Journal of Siberian Federal University. Biology* 1: 102–108.

# Wasserpestinvasion im Goitzschensee



Der Goitzschensee ist ein junger Tagebausee, der bis 2002 durch Flusswasser aus der Mulde geflutet wurde. In den neutralen Gewässerverhältnissen entstanden optimale Voraussetzungen für eine Besiedlung mit Makrophyten.

*Helmut Rönicke & Michael Beyer (UFZ)*

Der Goitzschensee entstand im Zuge von Restaurierungsmaßnahmen ehemaliger Tagebaue im Mitteldeutschen Bergbaurevier durch die Einleitung von Flusswasser aus der Mulde von Mai 1999 bis April 2002. Mit einer Fläche von über 13,3 km<sup>2</sup>, einem Volumen von 216 Mio. m<sup>3</sup> und einer Maximaltiefe von fast 50 m gehört er zu den größten Seen Mitteldeutschlands (Abb. 1). Durch den Zulauf von neutralem Muldewasser

erfolgte eine rasche Neutralisierung der vormals sauren Wasserkörper in den Restlöchern des Tagebaukomplexes. Bereits Ende 2001 lagen neutrale Gewässerverhältnisse in den gefluteten Teilbecken vor. Die stabilen, oligo- bis mesotrophen, chemisch-neutralen Gewässerverhältnisse bieten optimale Voraussetzungen für eine zügige Etablierung komplexer Biozönosen.

Trotz der Einleitung von deutlich phosphorbelastetem Muldewasser (Abb. 2) erfolgte eine rasche Abnahme der P-Belastung in den Teilbecken. Bereits Ende 2001 lagen Phosphorkonzentrationen in allen Teilbecken vor, die den Goitzschesees als oligotrophes Gewässer klassifizierten. Der Hochwasserereignis im Sommer 2002 führte zu einem kurzzeitigen Anstieg in den eutrophen Bereich. Bereits Anfang 2003 lagen aber wieder die niedrigen Phosphorkonzentrationen wie vor dem Hochwasserereignis vor. Der Reichtum an phosphorbindenden Kationen (vor allem Eisen) führte zu einer raschen

Festlegung des Phosphors im Sediment des Goitzschesees. Da sich eine Neutralisierung des Wasserkörpers sehr schnell an den Änderungen in der Planktonzusammensetzung zeigt, wurde diesen Organismengruppen neben der Erfassung chemischer und limnophysikalischer Parameter besondere Aufmerksamkeit beigemessen. Auf Grund umfangreicher planktologischer Untersuchungen konnte auf eine vielfältige, artenreiche Planktonzönose verwiesen werden (RÖNIGKE et al. 2001, 2002).

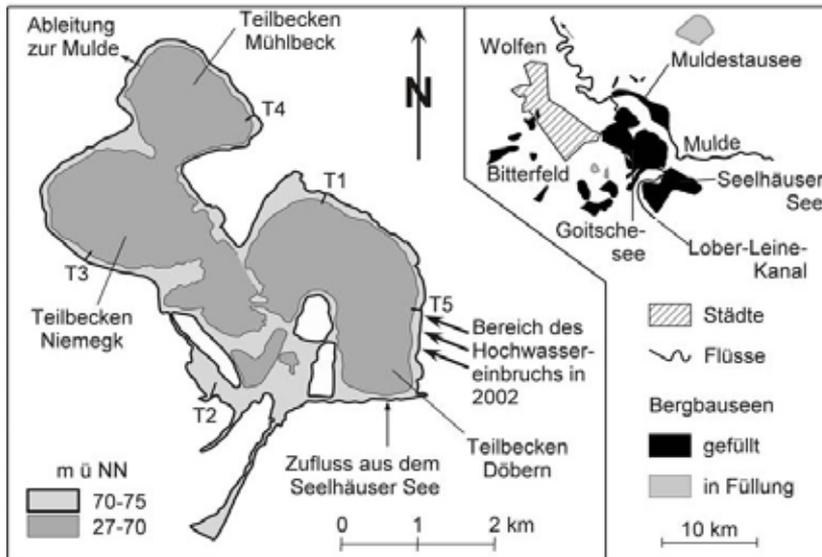


Abbildung 1: Lage des Goitzschesees und der Transekte Pouch (T1), Bärenhof (T2), Niemegk (T3), Mühlbeck (T4) und Döbern (T5) in dem von *E. nuttallii* besiedelten Litoralbereich (Fläche 70 - 75 m ü. NN)

So wurden Phytoplanktonarten aus den Algenklassen der *Chrysophyceae*, der *Chlorophyceae*, der *Bacillariophyceae*, der *Dinophyceae* sowie der *Cryptophyceae* diagnostiziert. Die Artenzahl der planktischen Algenspecies erhöhte sich von ursprünglich sechs Arten unter sauren Gewässerhältnissen nach der Neutralisierung auf über 80 Taxa. Im Zooplankton wurden Rotatorien sowie Vertreter der *Copepoden* und *Phyllopoden* nachgewiesen. Die Planktonzusammensetzung des Goitzschesees sowie die ermittelten Abundanzen der verschiedenen Organismengruppen sind als typisch für einen neutralen, bezüglich der Nährstoffgehalte gering belasteten See anzusehen.

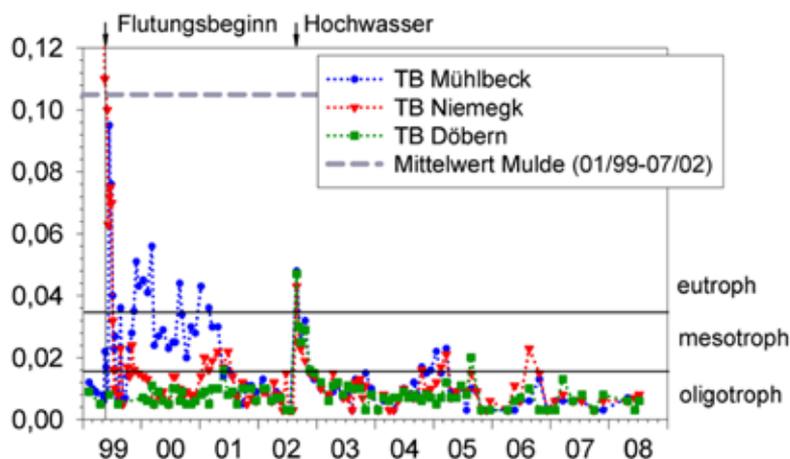


Abbildung 2: Ganglinien der Phosphorkonzentration in den Teilbecken Mühlbeck, Niemegk und Döbern nach dem Flutungsbeginn im Mai 1999

Umso überraschender war die plötzliche Invasion eines ursprünglich aus Nordamerika stammenden Neophyten, der Schmalblättrigen Wasserpest, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John. 2004 eroberte diese Art den gesamten Litoralbereich des Goitzschesees (RÖNIGKE et al. 2006). Die dichten Einarntenbestände im Uferbereich (Abb. 3) führten zu erheblichen Einschränkungen in der fischereilichen und touristischen Nutzung des attraktiven Gewässers.

Auf längere Sicht muss durch das Massenaufkommen auch mit einer nachhaltigen Verschlechterung der bis dato sehr guten Wasserqualität gerechnet werden. Vor allem durch die Remineralisierung der abgestorbenen *Elodea*-Fragmente kann es bei den anfallenden Biomassen (Abb. 4) zur Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser kommen, was eine zunehmende Eutrophierung begünstigen würde (NINO et al. 2005; OZIMEK et al. 1993; THIEBAUT et al. 1997).

### Quantitative Untersuchungen zum Makrophytenwachstum

In den Vegetationsperioden 2005 bis 2008 wurden im Teilbecken Pouch des Goitzschesees (Abb. 1) entlang des Transekts 1 der gesamte Makrophytenbestand pro m<sup>2</sup> aus den Wassertiefen von 1, 2, 3, 4 und 5 m durch Tauchbeprobungen (Abb. 5) entnommen und die jeweiligen Biomassefrischgewichte bestimmt. Als dominante Arten konnten *Elodea nuttallii* sowie in Teilbereichen Characeen (ein Mischbestand aus *C. contraria* und *C. vulgaris*) erfasst werden.



Abbildung 3: Flutende *Elodea nuttallii* Bestände im Teilbecken Niemegek im Herbst 2004



Abbildung 4: Abgerissene, am Ufer zusammengetriebene *Elodea*-Sprosse im Teilbecken Mühlbeck im Herbst 2007



Abbildung 5: Entnahme von Makrophytenproben durch Forschungstaucher des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung und der TU München im Herbst 2007

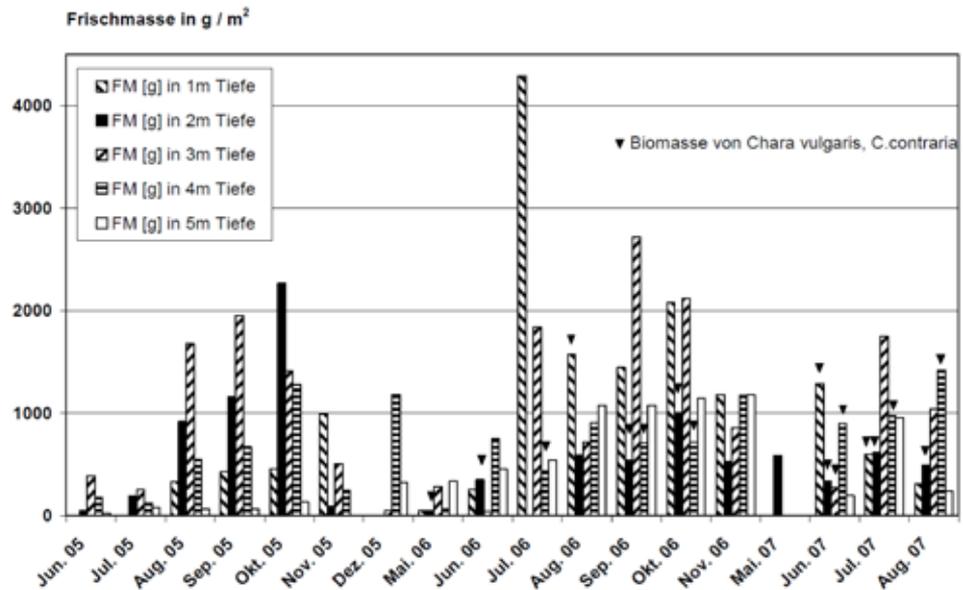


Abbildung 6: Biomassen submerser Makrophyten (*Elodea nuttallii* und *Chara vulgaris*, *C. contraria*) am Transekt Pouch (T1), Goitzschsee 2005 - 2007

Die geernteten Biomassen schwankten zwischen 0,05 und 4,3 kg/m<sup>2</sup> für *Elodea nuttallii* sowie 0,05 und 1,5 kg/m<sup>2</sup> für *Chara* (Abb. 6). Durch Windeinflüsse wurden an dem östlich gelegenen, windexponierten Transekt Pouch die im Flachwasser befindlichen *Elodea*-Bestände zum großen Teil abgerissen und ans Ufer getrieben. Das kann als Hinweis auf die rückläufigen Bestandsdichten in der 1 m Tiefenstufe verstanden werden. Die Characeen traten vorzugsweise in den Tiefenstufen 2 und 4 m in Erscheinung und bildeten charakteristische Mischbestände. Verglichen mit den ermittelten *Elodea*-Frischmassen wurden vergleichsweise deutlich niedrigere Biomassen erfasst.

Ein interessanter Aspekt beim Massenaufkommen von *Elodea nuttallii* ist die Entwicklung von Characeen im Litoralbereich des Teilbeckens Pouch. Hier wurde 2006 beginnend und 2007 ein verstärktes Auftreten von *Chara vulgaris* und *C. contraria* erfasst. Diese Arten bildeten zumindest auf Teilflächen (Tiefenbereich 2 und 4 m am Transekt Pouch) Dominanzbestände aus und verdrängten *Elodea*. Möglich war dies durch ein mäßiges Wachstum von *Elodea nuttallii* in den Jahren 2005 und 2006, die im Gegensatz zum Jahr 2004 keine flutenden Bestände ausbildete und so nicht durch Beschattung ein Aufkommen anderer Arten gänzlich verhinderte (BECK 2007). Im Gegensatz dazu standen die überaus dichten Einartbestände von *Elodea nuttallii* in den Litoralbereichen der übrigen Teilbecken (Abb. 7, 8). Im Jahr 2007 erfolgte wieder eine Makrophytenentwicklung, die mit dem Massenaufkommen von 2004 vergleichbar war (Abb. 7). Mit den Spitzenkonzentrationen von 7,7 kg/m<sup>2</sup> (Transekt Pouch), 12,9 kg/m<sup>2</sup> (Transekt Mühlbeck), 5,8 kg/m<sup>2</sup> (Transekt Bärenhof) und 8,2 kg/m<sup>2</sup> (Transekt Döbern) lagen Biomassenfrischgewichte von *Elodea* vor, die an jene von 2004 heranreichten. Das Wachstum von *Elodea* erfolgte 2007 sowie 2008 sehr intensiv, die Bestände waren sehr kompakt und erreichten fast die Wasseroberfläche.

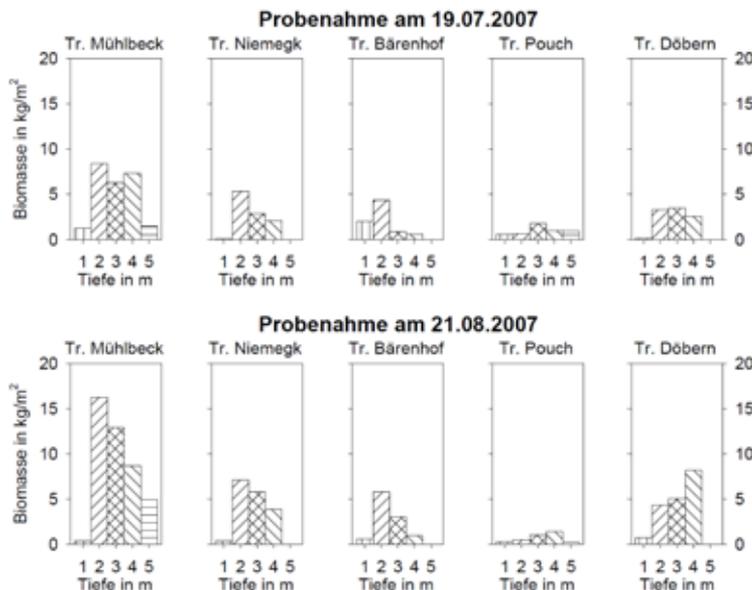


Abbildung 7: Biomassen von *Elodea nuttallii* an ausgewählten Transekten des Goitzschesees, Sommer 2007

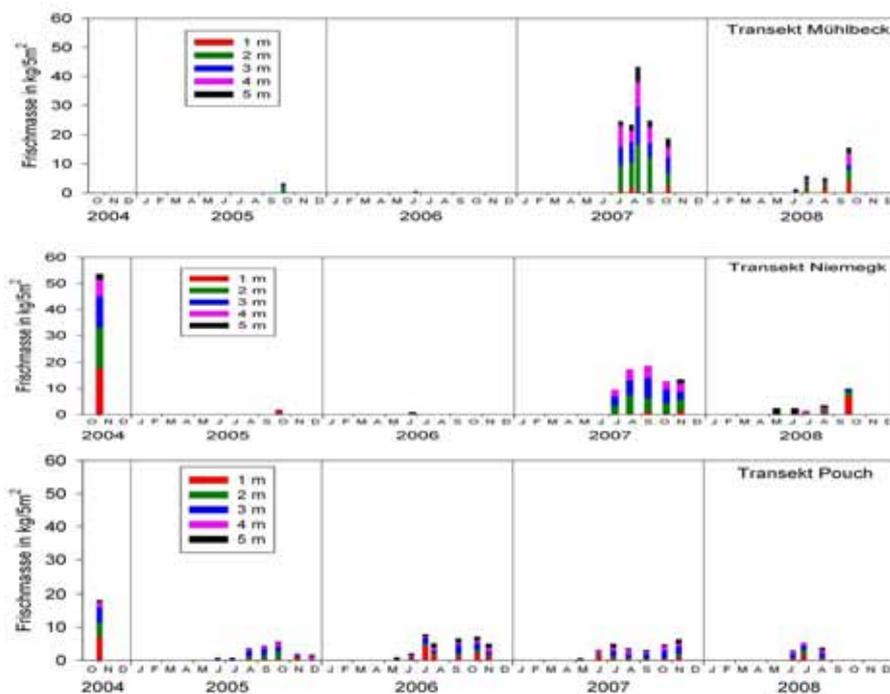


Abbildung 8: Abundanzen submerser Makrophyten in verschiedenen Tiefenstufen an den Transekten Mühlbeck, Niemegek und Pouch, Goitzschesee 2004 - 2008.

### Bilanzierung des *Elodea*-Bestandes 2004

Eine erste Bilanzierung des Bestandes an *E. nuttallii* wurde anhand der Ergebnisse vom November 2004 vorgenommen (Tab. 1).

Tabelle 1: Eckdaten zur Bilanzierung des *Elodea*-Aufkommens im Goitzschesee

Fläche des bewachsenen Litoralbereiches (0 - 5 m):	3,99 km <sup>2</sup>
Mittlerer Bewuchs im See pro m <sup>2</sup> :	6,5 kg
Mittlere Trockenmasse im See pro m <sup>2</sup> :	8,23 %
Mittlere Trockenmasse im See pro m <sup>2</sup> :	0,535 kg
<i>Elodea</i> -Biomasse (FM) im See:	26.000 t
<i>Elodea</i> -Trockenmasse (TM) im See:	2.100 t
Interner P-Gehalt in dem <i>Elodea</i> -Bestand:	4,8 t

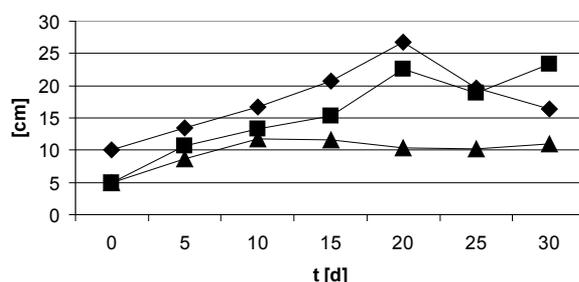


Abbildung 9: Sedimentabhängigkeit von *Elodea nuttallii*. Vergleich des Sprosslängenwachstums von flottierenden Fragmenten mit (■) und ohne Sedimentangebot (▲) sowie im Sediment eingepflanzten Fragmenten (◆).

Da der interne P-Gehalt der *Elodea*-Biomasse von ca. 4,8 t im Goitzschesee 2004 bei weitem den im Pelagial vorhandenen P-Gehalt von ca. 1,3 t übersteigt, muss angenommen werden, dass *Elodea* die benötigten Nährstoffe zu einem großen Teil aus dem Sediment bezieht.

### Wachstumsexperimente

Die für die Laborexperimente benötigten Spermatophyten wurden aus dem Goitzschesee entnommen, in das Labor überführt und entsprechend der experimentellen Anforderungen vorbereitet. Nach einer Inkubationszeit von 0, 5, 10, 15, 20, 25 und 30 Tagen wurden je fünf Pflanzen geerntet und Feuchtmasse, Trockenmasse sowie die Länge der Pflanzen bestimmt.

### Versuche zur Sedimentabhängigkeit

Um die Sedimentabhängigkeit von *E. nuttallii* zu untersuchen, wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst 2005 je drei parallel laufende Experimentalansätze durchgeführt:

- *E. nuttallii* flottierend ohne Sedimentangebot,
- *E. nuttallii* flottierend mit Sedimentangebot,
- *E. nuttallii* im Sediment eingepflanzt.

Dadurch konnte eine Sedimentabhängigkeit der *E. nuttallii* unter Standortbedingungen nachgewiesen werden (vgl. Abb. 9).

Im Gegensatz zu den flottierenden *Elodea*-Fragmenten ohne Sedimentangebot konnten sowohl die eingepflanzten, als auch die flottierenden Fragmente mit Sedimentangebot eine Verdopplung der Sprosslänge in durchschnittlich zehn bis 15 Tagen erreichen. Ferner wiesen die flottierenden Fragmente mit Sedimentangebot nach Sedimentkontakt einen gleichen Wachstumsverlauf wie die eingepflanzten Fragmente auf. Die

flottierenden Fragmente stagnierten nach etwa zehn Tagen in ihrem Wachstum und starben ab oder zeigten Mangelercheinungen.

### Versuche zur Wirkung von Schnitt

Anhand erster Untersuchungen mit Hauptsprossen von *E. nuttallii*, deren apikale Spitzen künstlich entfernt wurden, konnte beobachtet werden, dass die beschnittenen Hauptsprossen zwar teilweise abstarben, gleichzeitig war jedoch eine erhöhte Verzweigung zu beobachten. Allerdings konnten im Vergleich mit den nicht beschnittenen Sprossen über den Untersuchungszeitraum von 30 Tagen deutlich niedrigere Biomassezuwächse ermittelt werden (Abb. 10).

Es kann geschlussfolgert werden, dass nach einer anfänglichen Stagnation des Längenwachstums bei den beschnittenen *Eloдея*-Sprossen, durch die zunehmende Verzweigung eine positive Wachstumsbilanz zu beobachten ist.

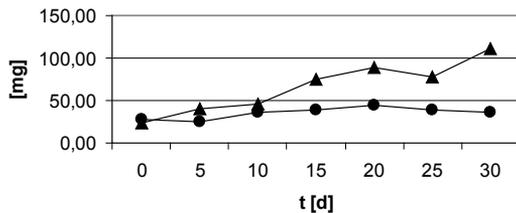


Abbildung 10: Vergleich der Biomassezuwächse (TM) von *Eloдея*-Sprossen mit intakten apikalen Spitzen (▲) vs. künstlich entfernten apikalen Spitzen (●).

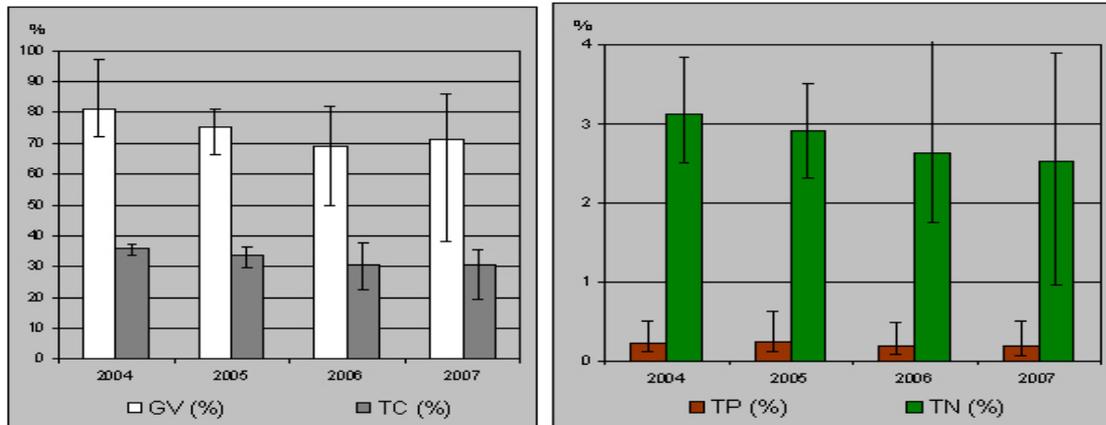
### Interne Nährlementkonzentrationen der Makrophyten

Nach der Erfassung der Makrophytenbiomassen und Bestimmung ihrer Trockenmasse erfolgte eine Analyse der internen Konzentrationen der Makronährelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P). Diese Gehalte inkorporierter Nährelemente sollen einen Hinweis auf den Nährstoffgehalt der Makrophytenbestände liefern und darüber hinaus einen Einblick in den ernährungsphysiologischen Zustand von *Eloдея nuttallii* geben. Der mittlere P-Gehalt von *Eloдея nuttallii* lag in den Untersuchungsjahren 2004 bis 2007 auf einem recht ähnlichen Niveau (Tab. 2). Er schwankte zwischen 0,19 % (2006) und 0,25 % (2005). Die deutlich höheren Maximalwerte von zum Teil über einem halben Prozent (2005) wurden durchweg in den größten Ausbreitungstiefen (3...5 m) von *Eloдея* erfasst (Abb. 12). Deutlich geringeres Lichtangebot wird allem Anschein nach durch eine verstärkte Speicherung von Phosphor kompensiert.

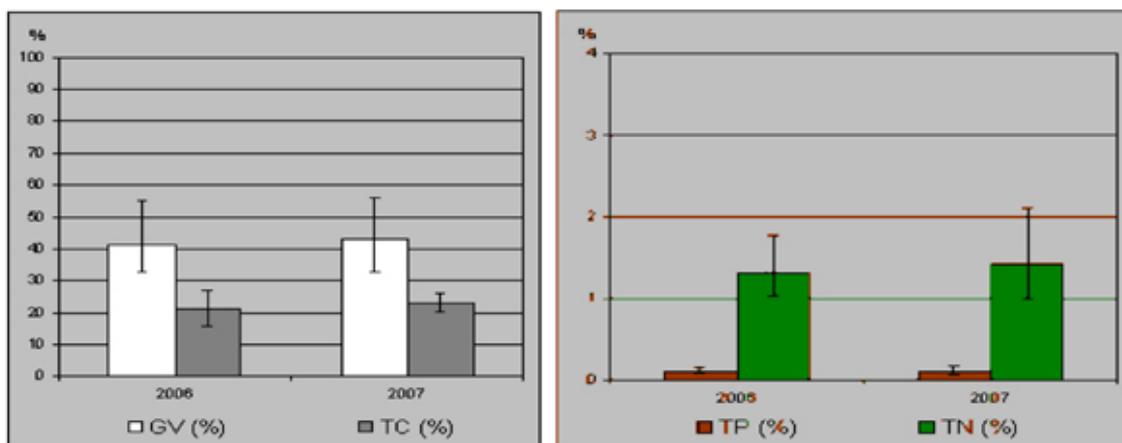
Der interne Stickstoffgehalt lag im Mittel zwischen 2,53 % (2007) und 3,13 % (2004). Die Spannweite zwischen den maximalen und minimalen N-Gehalten war deutlich geringer als bei den P-Gehalten. Auf Grund des hohen Angebotes an Ammonium im Interstitialwasser des Litoralsedimentes (Abb. 11) kann von einer optimalen N-Versorgung des Wurzelsystems von *Eloдея* ausgegangen werden. Wie erwartet, stellte der Kohlenstoffgehalt den größten Part in der Nährelementzusammensetzung von *Eloдея* dar. Er reichte von 35,8 % (2004) bis 30,4 % (2006). Diese Spannweite zwischen den Maximalwerten und Minimalwerten kann als sehr gering bezeichnet werden.

Tabelle 2: Interne Nährlementkonzentrationen in der Makrophyten-Biomasse (in % der Trockenmasse), Goitzschensee 2004 - 2007.

<i>Eloдея nuttallii</i>		2004 (n=16)	2005 (n=42)	2006 (n=40)	2007 (n=84)
P-Gehalt:	Mittelwert	0,22%	0,25%	0,19%	0,19%
	Min.	0,12%	0,12%	0,09%	0,05%
	Max.	0,50%	0,63%	0,48%	0,49%
N-Gehalt:	Mittelwert	3,13%	2,91%	2,63%	2,53%
	Min.	2,49%	2,31%	1,75%	0,95%
	Max.	3,85%	3,50%	5,71%	3,90%
C-Gehalt:	Mittelwert	35,8%	33,4%	30,4%	30,7%
	Min.	33,5%	29,6%	22,4%	19,6%
	Max.	37,2%	36,2%	37,5%	35,3%
<i>Chara vulgaris / C. contraria</i>				2006 (n=9)	2007 (n=15)
	P-Gehalt: Mittelwert			0,10%	0,10%
	Min.			0,07%	0,05%
	Max.			0,15%	0,17%



### *Elodea nuttallii*



### *Chara vulgaris, Chara contraria*

Abbildung 11: Mittel-, Max- und Min-Werte der internen Makronährelemente und Glühverluste von *Elodea nuttallii* und *Chara contraria*, *C. vulgaris* 2004 - 2007.

2006 konnten erstmalig die Reinbestände von *Chara* am Transekt Pouch einer Nährelementanalyse unterzogen werden. Es zeigten sich deutliche Unterschiede gegenüber *Elodea* (Abb. 11). So betragen die mittleren P- und N-Konzentrationen nur etwa die Hälfte von jenen, die in der *Elodea*-Biomasse analysiert werden konnten. Auch der mittlere C-Gehalt lag nur bei ca. 70 % des Kohlenstoffgehaltes von *Elodea*. Der Schwankungsbereich zwischen den maximalen und minimalen Makronährelementkonzentrationen lag im Gegensatz zu *Elodea* auf einem geringen Niveau. Das kann natürlich auch auf den weitaus kleineren Datensatz für *Chara* bezüglich der Analyseergebnisse zurückzuführen sein. Trotzdem sind deutliche Unterschiede in den internen Nährelementgehalten zwischen diesen dominanten Makrophytenarten des Goitzschesees unverkennbar.

Die niedrigsten internen Phosphorgehalte von *Elodea nuttallii* wurden in den Untersuchungsjahren 2005 bis 2007 durchweg in den Entnahmetiefen 1 und 2 m ermittelt. Dagegen konnten in den tieferen Bereichen des Litorals (3, 4 und 5 m) in allen drei Untersuchungsjahren die höchsten internen Konzentrationen des ernährungsphysiologisch bedeutsamen Makronährelements Phosphor analysiert werden (Abb. 12). Sie lagen zum Teil deutlich über 0,5 % Phosphor bezogen auf die Trockenmasse.

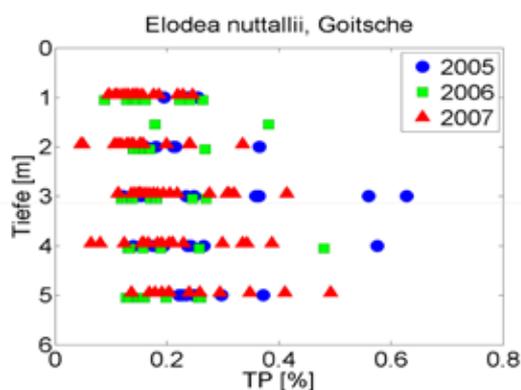


Abbildung 12: Beziehung zwischen internen P-Gehalt von *Elodea nuttallii* und der Gewässertiefe

## Nährstoffkonzentrationen im Porenwasser des Litoralsediments

Die gelösten Nährstoffe im Porenwasser des besiedelbaren Sediments im Flachwasserbereich des Goitzschesees stellen für *Elodea nuttallii* die wichtigste Quelle für die Nährstoffver-

sorgung über das Wurzelsystem dar. Abb. 13 verdeutlicht die Konzentrationsbereiche für den gelösten Phosphor (SRP), den Ammonium-Stickstoff und das Eisen. Es wurden die Anzahl der Porenwasserproben mit entsprechenden Konzentrationsbereichen dargestellt (die roten Säulen dokumentieren den Goitzschesee, die grünen Säulen den Seelhausener See). Bei Betrachtung der SRP-Konzentrationen im Goitzschesee

fällt auf, dass die überwiegende Anzahl der analysierten Porenwasserproben sehr niedrige P-Gehalte aufwiesen. Sie lagen zwischen weniger als 6 µg/l und 20 µg/l. Höhere Konzentrationen von 20 µg/l bis über 100 µg/l wurden vergleichsweise selten vorgefunden. Im Gegensatz dazu stehen die überaus reichen Vorräte an Ammonium, der bedeutendsten mineralischen Stickstoffverbindung im Sediment. Die größte Anzahl der Porenwasserproben verwies auf einen Stickstoffspiegel von 250 bis 500 µg/l. Demnach scheint Stickstoff das am reichlichsten vorhandene Makronährelement im Porenwasser des Litoralsediments zu sein. Es sehr hoch müssen ebenfalls die gelösten Eisenkonzentrationen im Porenwasser eingeschätzt werden. Die meisten Werte lagen in Bereichen von mehreren mg/l. Diese hohen Eisengehalte verdeutlichen ein hohes Bindungspotential für Phosphor.

### Phosphorfreisetzung durch *Elodea nuttallii*

*Elodea* kann die Nährstoffe aus dem Litoralsediment über ihr Wurzelsystem effektiv aufnehmen und in die Biomasse inkorporieren. Nach dem Absterben der Pflanze im Winterhalbjahr werden die Pflanzenmassen mikrobiell zersetzt. Dadurch gelangen die vormals in der Biomasse enthaltenen Nährelemente in den Wasserkörper.

Somit trägt der Bestand an *Elodea* in nicht unerheblichem Maße zur Remobilisierung der Nährstoffe aus dem Sediment bei. Auf Basis der Biomasseentwicklung von *Elodea nuttallii* und den analysierten internen Phosphorgehalten wurde für den Untersuchungszeitraum 2004 bis 2007 der Eintrag an Phosphor in das Pelagial des Goitzschesees bilanziert (Tab. 3).

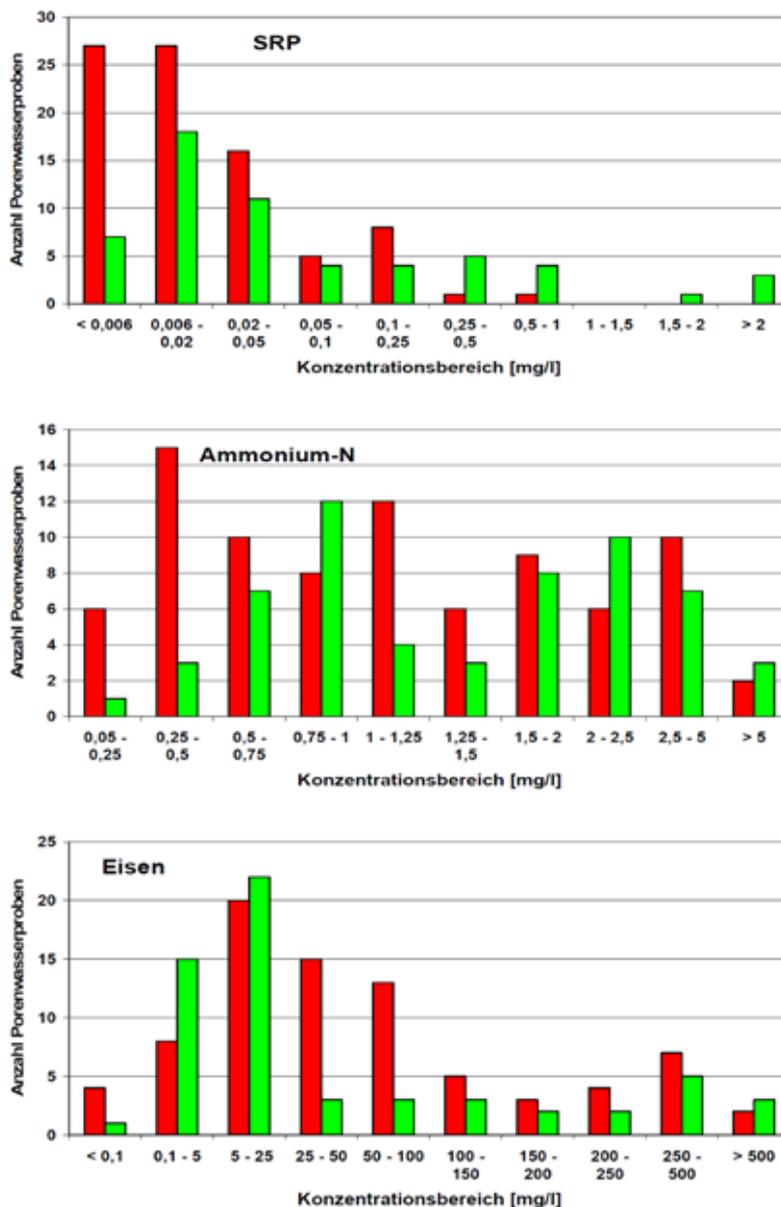


Abbildung 13: Konzentrationen an SRP, Ammonium-N und Eisen im Porenwasser des Litoralsediments des Goitzschesees 2006



Tabelle. 3: Kalkulation des jährlichen Phosphoreintrages durch *Elodea nuttallii* zum Zeitpunkt maximaler Biomasseentwicklung (Mittelwerte)

Jahr	Trockenmasse kg pro m <sup>2</sup>	Interner P-Gehalt in %	Interner P-Gehalt pro m <sup>2</sup>	P-Eintrag in kg
2004	0,54	0,22	1,20	4.800
2005	0,10	0,25	0,25	983
2006	0,16	0,19	0,30	1.180

Demnach schwankt die Freisetzung von Phosphor nach dem Absterben der *Elodea*- Bestände zwischen fast 1 t P (2005) und rund 5 t P (2004). Diese Phosphoreinträge sind verglichen mit dem Gesamtvorrat an Phosphor im Pelagial des Goitzschesees von 1,3 t als sehr hoch einzuschätzen. Trotzdem gab es keinen signifikanten Anstieg in der P-Konzentration des Freiwasserkörpers über die Untersuchungsjahre hinweg. Offensichtlich kann der See Phosphoreinträge über sein eisenreiches Sediment binden und damit dem Pelagial entziehen. Trotzdem liegt in der alljährlichen Phosphorfreisetzung durch die *Elodea*-Bestände eine Eutrophierungsgefahr vor, die zu einem unerwünschten Anstieg der Trophie über die Jahre hinweg führen kann.

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Entwicklung der Makrophytenbestände des Goitzschesees weisen durch den beginnenden Übergang von *Elodea nuttallii*-Reinbeständen zu Mischbeständen mit *Chara* auf oligo- bis mesotrophe Gewässerbedingungen hin. Allerdings konnte diese Entwicklung der letzten zwei Jahre nur am Transekt Pouch eindeutig nachgewiesen werden. In den Litoralbereichen der anderen Teilbecken wurde 2007 sowie 2008 ein massives Wachstum von *Elodea* erfasst, das an das Massenaufkommen von 2004 heranreichte. Die Biomassen dieser submersen Art stiegen seit 2005 ständig an, nachdem die Wassertrübe durch Baggerarbeiten im Jahr 2005 eine überraschend geringe Makrophytenentwicklung bewirkt hatte. Die über die Untersuchungsjahre recht ähnlichen internen Makronährelementkonzentrationen in der *Elodea*-Biomasse, vor allem ihre P-Gehalte, müssen als Hinweis darauf verstanden werden, dass das *Elodea*-Wachstum offensichtlich noch keiner Nährstofflimitation unterliegt. Vielmehr dürften limnophysikalische Einflussfaktoren (Licht, Temperatur und windbedingte Turbulenz) eine entscheidende Rolle bei der Massenentwicklung von *Elodea* spielen. Großflächige flutende Makrophytenareale wurden im Unterschied zu 2004 allerdings nicht wieder erreicht. Dennoch führten die bis 2008 erfassten dichten *Elodea*-Bestände im Litoralbereich zu einer massiven Beeinträchtigung der Erholungsnutzung des Goitzschesees.

## DANKSAGUNG

Unser besonderer Dank gilt den Forschungstauchern der Arbeitsgruppe Prof. Melzer, Limnologische Station Iffeldorf (TU München), sowie den Forschungstauchern des UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Makrophytenuntersuchungen tatkräftig unterstützt haben.

## Literatur

- Beck, B. (2007): Abschlussbericht Transektkartierung im Goitsche- und Seelhausener See 2006 bis 2007. Limnologische Station Iffeldorf der TU München: 1-55.
- Nino, F.D., Thiébaud, G., and Muller, S. (2005): Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia* 551, 147-157.
- Ozimek, T., Van Donk, E., and Gulati, R.D. (1993): Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 251, 13-18.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 488-492.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2002): Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktondynamik. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 359-363.
- Rönicke, H., Angelstein, S., Schultze, M., Geller, W. (2006): Invasion submerser Makrophyten im Tagebauee Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 139-143.
- Thiébaud, G., Rolland, T., Robach, F., Tremolieres, M., and Muller, S. (1997): Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of two areas in the north-east of france: alsace plain and northern vosges. *Bull. Fr. Peche Pisc*

# Management von Flussstauseen im Ruhrgebiet

72

Mit der Modernisierung der Klärtechnik im Ruhreinzugsgebiet ging die Trübung des Wassers immer weiter zurück, so dass zu Beginn des 21. Jahrhunderts erstmals größere Makrophytenbestände auftraten. Damit entstand ein Konflikt zwischen Gewässernutzung für Wassersport und Energiegewinnung auf der einen Seite und andererseits dem Ziel einer ökologischen Entwicklung in Richtung des Leitbilds natürlicher Flachseen.

*Petra Podraza (Ruhrverband, Essen)*



© Ruhrverband, Essen

# Aquatische Makrophyten als Herausforderung für das Management von Flusstauseen am Bsp. der Ruhrstauseen

Das Ruhrgebiet ist einer der bedeutenden Ballungsräume Europas. Mehr als 5 Millionen Menschen, d. h. rund 6,5 % der Einwohner der Bundesrepublik Deutschland, leben und arbeiten dort. Ihren Namen erhielt diese Region von dem Fluss, der an ihrem Südrand vorbeifließt - von der Ruhr. Deren Einzugsgebiet umfasst, bei einer Fließlänge der Ruhr von 219 km, eine Fläche von 4.478 km<sup>2</sup>. An ihrer Mündung in den Rhein bei Duisburg weist die Ruhr einen mittleren Abfluss von rund 80 m<sup>3</sup>/s auf. Die Ruhr und ihre Nebenflüsse versorgen 4,6 Millionen Menschen sowie Gewerbe- und Industriebetriebe im Ruhrgebiet und im Sauerland mit Trink- und Brauchwasser. Die hohe Bevölkerungsdichte in dieser Region ist ein Grund dafür, dass der Wasserverbrauch je Flächeneinheit etwa siebenmal höher liegt als im Bundesdurchschnitt. Besondere Maßnahmen sind daher notwendig, um eine optimale Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung zu gewährleisten. Ohne diese wäre z. B. der Wasserverbrauch in den Sommermonaten höher als der natürliche Abfluss der Ruhr, so dass sie in ihrem Unterlauf trocken fallen würde. Um dies zu verhindern und eine Mindestwasserführung zu gewährleisten, betreibt der Ruhrverband im niederschlagsreichen Sauerland

acht Talsperren mit einem Gesamtvolumen von 463 Millionen Kubikmetern. Diese dienen in erster Linie dazu, in den regenreichen Monaten Wasser zwischenspeichern und im Sommer zur Niedrigwasseraufhöhung dieses verzögert an den Unterlauf abzugeben.

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden noch nicht alle Abwässer im Flussgebiet der Ruhr in Kläranlagen behandelt. Die Klärtechnik beschränkte sich zudem überwiegend auf mechanische Verfahren. Um das Wasser der Ruhr so rein zu halten, wie es die Aufbereitung von Ruhrwasser zu Trinkwasser verlangt, wurden in der unteren Ruhr in den 1930iger und -40iger Jahren vier Flusstauseen als Flusskläranlagen errichtet. Infolge der Verringerung der Fließgeschwindigkeit und der Verlängerung der Laufzeit werden in den Stauseen absetzbare Stoffe durch Sedimentation aus dem Flusswasser entfernt. Durch die Vergrößerung der Wasseroberfläche wird außerdem die Einwirkung von Sonnenlicht und Windbewegung verstärkt und die Sauerstoffaufnahme begünstigt. Dies fördert den Ablauf der biologischen Abbauprozesse im Wasser.

## Ganzheitliche Wasserwirtschaft an der Ruhr

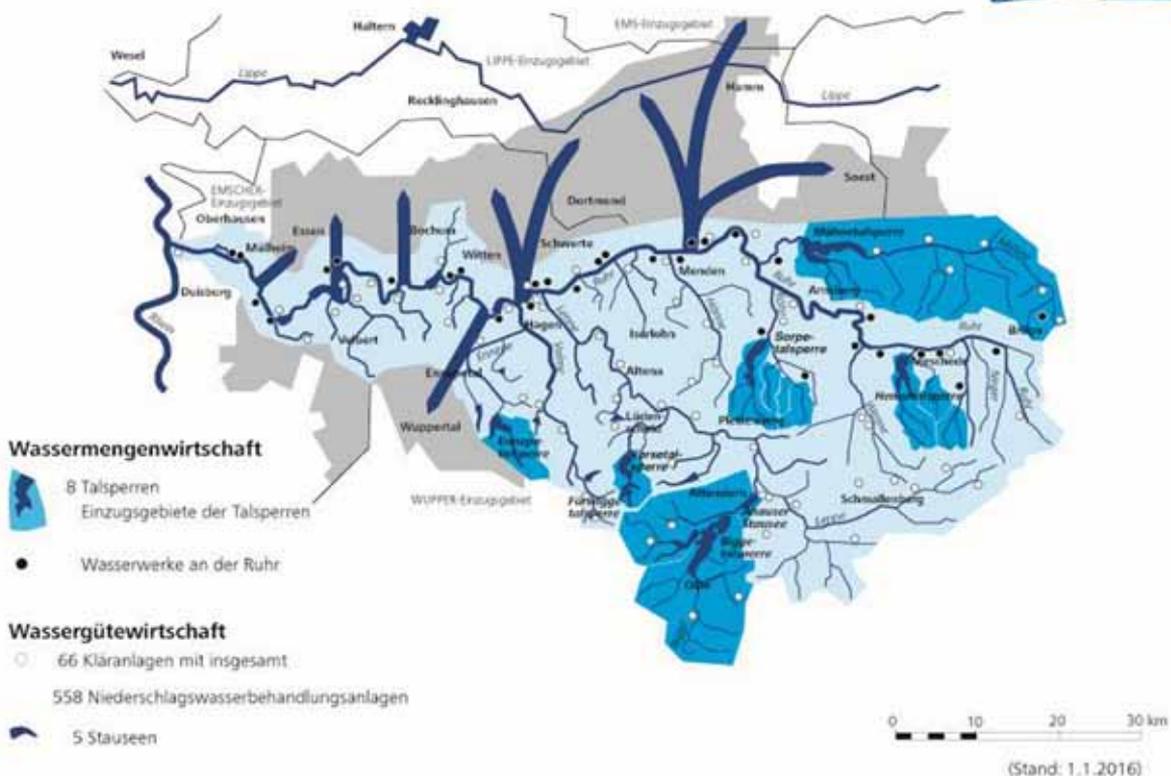


Abbildung 1: Das Einzugsgebiet der Ruhr mit seinen technischen Anlagen für die Aufgaben der Wassermengenwirtschaft und Wassergütwirtschaft

Durch die zentrale Lage der Ruhrstauseen im Zentrum des Ruhrgebietes (Abb. 1) wuchs aber für sie auch schnell ihre gleichzeitige Bedeutung für Wassersport und Naherholung. Schon beim Bau der Ruhrstauseen wurden vielfältige Möglichkeiten zur Freizeitnutzung geschaffen. Im Laufe der Jahre ist die Bedeutung der Stauseen als Naherholungsgebiete ständig weiter gestiegen. Daher wurde mit dem Kemnader See ein fünfter Ruhrstausee alleinig mit dem Ziel der Freizeitnutzung errichtet und 1979 fertiggestellt. Der Baldeneysee ist Trainings- und Wettkampfgewässer des Olympia-Stützpunktes Rhein-Ruhr für Kanusport und Rudern mit renommierten nationalen und internationalen Veranstaltungen. Aber auch auf den anderen Ruhrstauseen finden regelmäßig Wassersportwettkämpfe statt. Zur Förderung auch des Nachwuchses nutzen zudem mehrere Schulen die Ruhrstauseen über die stundenplanmäßige Ausübung von Wassersportarten. Und auch die anliegenden Wassersportvereine bieten Schulungskurse auf den Stauseen an. Und nicht nur die Wasserflächen selbst werden zum Rudern, Segeln und Kanufahren genutzt, sondern auch die Uferzonen ermöglichen zahlreiche Aktivitäten wie Radfahren, Wandern, Joggen, Skaten und Angeln.

### Entwicklung von Makrophytenmassenbeständen in den Ruhrstauseen und ihre Ursachen

Nach der Errichtung von Harkort- und Hengsteysee ist dort für einen kurzen Zeitraum das Vorkommen größerer Makrophytenbestände bekannt. Danach waren alle Ruhrstauseen mit Ausnahme einiger weniger Teichrosen in Ufernähe über viele Jahre frei von Makrophyten. Daher war zu dieser Zeit eine Wassersportnutzung inkl. Wettkämpfe uneingeschränkt möglich. Ursache waren die damals deutlich erhöhten Nährstoffkonzentrationen, die zu hohen Phytoplanktondichten in der Vegetationsperiode führten: die Seen befanden sich zu dieser Zeit in einem so genannten Phytoplankton-dominierten Zustand, typisch für nährstoffreiche eutrophe Flachseen. Mit der Weiterentwicklung der Klärtechnik sowie dem Ausbau und der Modernisierung der Kläranlagen im Ruhreinzugsgebiet verringerte sich vor allem der Phosphatgehalt seit etwa Mitte der 1980er Jahre deutlich (Abb. 2), so dass das Phytoplankton durch Nährstoffmangel in seiner Entwicklung limitiert wurde. Da die durchschnittlichen Abflussverhältnisse und die mittlere Globalstrahlung neben der Nährstoffverfügbarkeit zudem die Entwicklung des Phytoplankton eines Jahres beeinflussen, verlaufen die Zeitreihen von Phosphor

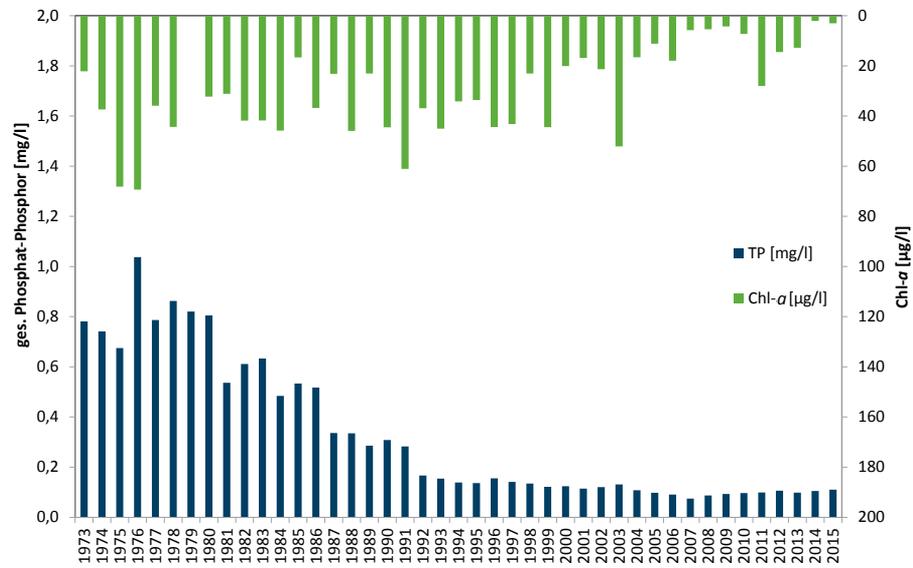


Abbildung 2: Jahresmittelwerte des Chlorophyll-*a*- und des Gesamt-Phosphat-Phosphorgehalts der Ruhr an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) in den Jahren 1973 bis 2015

und Chlorophyll-*a*-Gehalt nicht parallel, die abnehmende Tendenz ist aber für beide Parameter erkennbar (Abb. 2). Die durch das Phytoplankton verursachte Trübung des Wassers ging mit Rückgang der verfügbaren Nährstoffe immer weiter zurück, so dass mit Beginn des 21. Jahrhunderts ausreichend Licht auch bis zum Gewässergrund reichte, um das Auftreten erster größerer Makrophytenbestände zu ermöglichen. Da die Schmalblättrige Wasserpest *Elodea nuttallii* von dem im Ruhreinzugsgebiet vorhandenen Besiedlungspotenzial die Art mit dem geringsten Lichtbedürfnis ist, bestimmt diese Art die Bestände. Als Neophyt wird diese Art bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach EG Wasserrahmenrichtlinie (ein Bewertungsverfahren für das ökologische Potenzial erheblich veränderter Wasserkörper wie der Ruhrstauseen auf Basis von Makrophyten existiert nicht) mit „schlecht“ bewertet. Dies führt auf Grund ihrer Dominanz in den Beständen bei der einzigen auf Makrophyten hin untersuchten Probenahmestelle in der Ruhr oberhalb des Baldeneysees für diese Qualitätskomponente im Gesamtergebnis zu der Bewertungsklasse „unbefriedigend“ und indiziert damit zur Erfüllung der Ziele der EG Wasserrahmenrichtlinie deutlichen Handlungsbedarf (MKULNV 2015a, 2015b, <http://www.elwasweb.nrw.de/> [Zugriff 29.08.2016]).

Die Makrophytenbestände dehnten sich ab dem Jahr 2000 in der Vegetationsperiode meist soweit aus, dass sie häufig über 40 % der Seefläche der oberen drei Ruhrstauseen (Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See) einnahmen, so dass Wassersport, wie noch in den 1990er Jahren, nicht mehr möglich war. Zudem behinderten die Bestände bei ihrem Abtreiben im Herbst oder nach erhöhten Abflüssen die Energieproduktion an den dort befindlichen Wasserkraftwerken, da sie die Rechen zusetzten (RUHRVERBAND 2008, 2009). Neben diesen Jahren der Makrophytendominanz traten aber immer wieder einzelne Jahre auf mit geringem Makrophytenaufkommen und erhöhten Phytoplanktondichten, d. h. die Seen befanden sich in einem Zustand der Bistabilität (Abb. 3). Unter „Bistabilität“ ist zu verstehen, dass ein Stillgewässer, in Abhängigkeit von den jeweils herrschenden Umfeldbedingungen, während der

Vegetationsperiode in seiner Primärproduktion entweder durch das Phytoplankton oder durch Makrophyten geprägt wird (RUHRVERBAND 2015, CARPENTER 2003). Für den Kemnader Stausee (Abb. 3) bedeutet das z. B. bei einem Bedeckungsgrad von rund 25 % der Seefläche mit Makrophyten, eine Klassifizierung als Massenentwicklung, darunter als geringe Bestände. Aber auch wenn über Luftbilddauswertung keine Makrophytenbestände quantifiziert werden können, finden sich v.a. in Ufernähe vereinzelt Pflanzen. Unter Ausnahmehbedingungen kann der Wechsel vom Phytoplankton- in den Makrophyten-dominierten Zustand sogar innerhalb einer Vegetationsperiode erfolgen („Interimszustand“) (SCHEFFER & CARPENTER, 2003). Im „Interimszustand“ wechseln sich beide Dominanzverhältnisse zeitlich hintereinander ab bzw. gehen kontinuierlich ineinander über (PODRAZA & DÖPPNER 2011). Diese Verhältnisse herrschten zum letzten

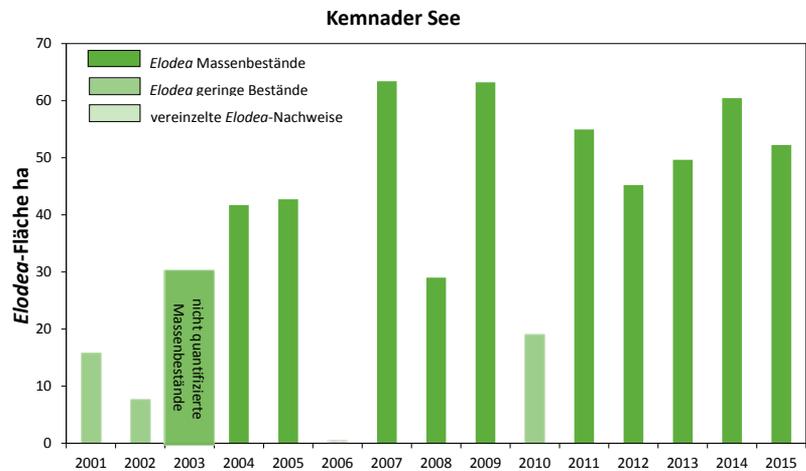


Abbildung 3: Bestandsflächen von *Elodea nuttallii* im Kemnader See in den Jahren 2001 bis 2015 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbilddauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung; 2008, 2012, 2014 und 2015 Bestände durch Mahd reduziert)

Mal in den drei oberen Ruhrstauseen im Jahr 2010. Da die Zeitdauer des jeweiligen Dominanzzustands im „Interimszustand“ verkürzt ist, ist die Quantität des Phytoplanktons und der Makrophyten in solchen Jahren im Vergleich zu Jahren, die nur einem Dominanzzustand zuzuordnen sind, ebenfalls deutlich reduziert.

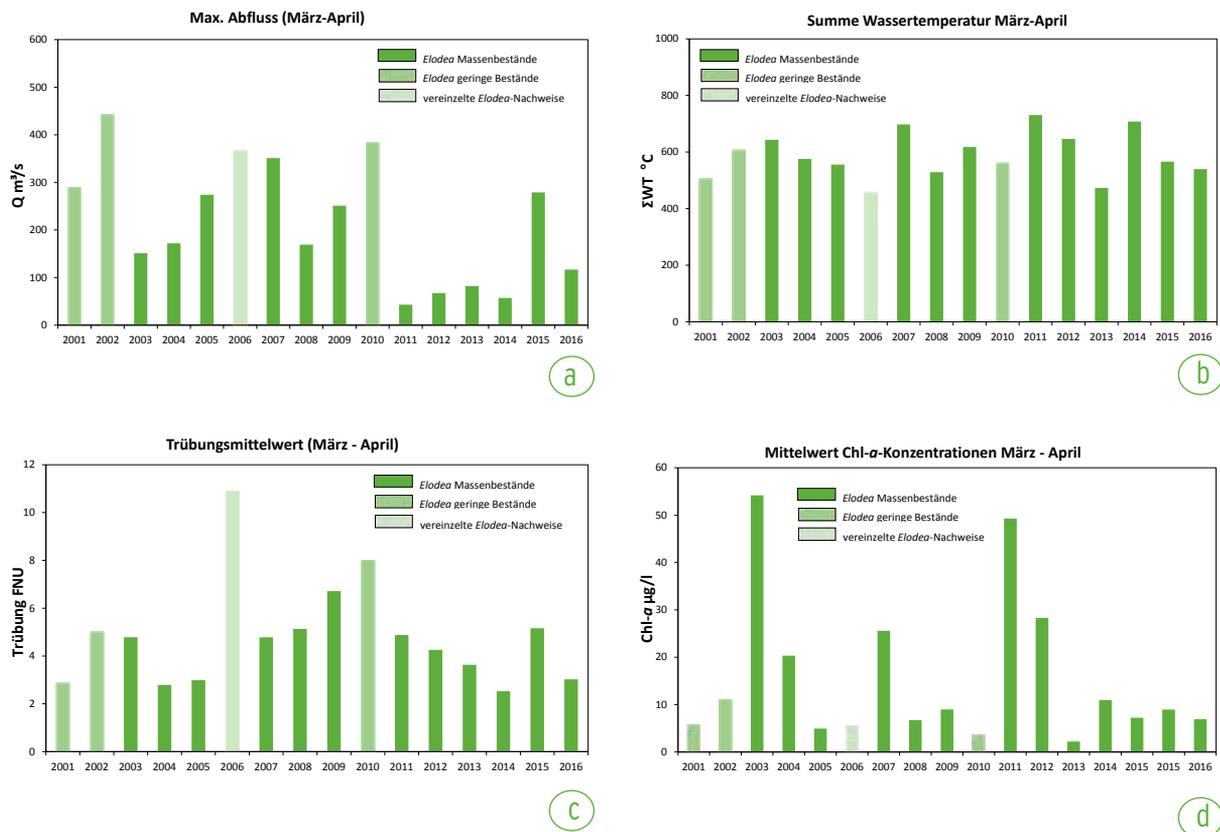


Abbildung 4 a bis d: (a) Maximaler Abfluss (Tagesmittelwerte), (b) Summe der Tageswassermitteltemperaturen, (c) Trübungsmittelwerte und (d) mittlere Chlorophyll-*a*-Konzentrationen im Zeitraum März bis April am Pegel Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2016 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation

Um die Ursachen für die jeweiligen Dominanzverhältnisse zu ermitteln und um sich mit der Bewirtschaftung auf die jeweiligen Verhältnisse möglichst bereits im Vorhinein einstellen zu können, wurden detaillierte Datenauswertungen der letzten Jahre vorgenommen. Hierbei zeigte sich, dass über die synergistische Wirkung von Abfluss und Trübung bzw. Abfluss und Summe der Tagesgrade der Wassertemperatur in den Monaten März und April – zu einem Zeitpunkt, zu dem auch unter Wasser noch kein auffälliges Wachstum von *Elodea* erkennbar ist – die Wahrscheinlichkeit für sommerliche Massenbestände abgeschätzt werden können. Kausal lässt sich dies über den Lebenszyklus von *Elodea nuttallii* erklären: die Art überdauert im Winter in den Ruhrstauseen als scheinbar tote braune Pflanzenfragmente auf dem Gewässergrund liegend oder nur kurz aus dem Sediment heraus ragend. Erst bei 8 °C Wassertemperatur beginnen diese Fragmente wieder aktiv zu werden und es bilden sich kleine grüne Knospen, aus denen sich mit Streckungswachstum die langen Pflanzen entwickeln. Seit der intensiven Beobachtung der Entwicklung der *Elodea*-Bestände in den Ruhrstauseen ist der Beginn der Wachstumsphase meist in den Monaten März bis April zu verzeichnen. In diesen beiden Monaten betrug z. B. im Jahr 2012 die mittlere Wassertemperatur in der Ruhr in Essen-Rellinghausen 10,9 °C, während sie im selben Zeitraum des Jahres 2013 nur bei 7,4 °C lag und daher zu diesem Zeitpunkt noch kein Wachstum einsetzen konnte. Herrscht in dieser Zeit zudem ein erhöhter Abfluss in der Ruhr, so werden die noch quasi inaktiven Fragmente von *Elodea* übersandet oder ausgespült. Aber auch wenn in der kritischen Zeit der Monate März und April das Wasser durch erhöhte Phytoplanktondichten oder durch resuspendierte Sedimente bei erhöhtem Abfluss getrübt ist, verzögert sich das Pflanzenwachstum oder unterbleibt ganz. Die Abbildungen 4 a bis d machen am Beispiel des Kemnader Stausees diese synergistische Wirkung der relevanten abiotischen Bedingungen deutlich und zeigen, dass nur über einen Faktor alleine das Vorkommen oder Fehlen von Makrophytenmassenbeständen nicht zu erklären ist.

Die Klassifikation in „Massenbestände“, „geringe Bestände“ und „Einzelfunde“ entspricht der für Abbildung 3 erläuterten quantitativen Zuordnung auf Basis des relativen Anteils der Makrophytenbedeckung. Zudem wird deutlich, dass erhöhte Phytoplanktondichten im Frühjahr eine Entwicklung von Massenbeständen nicht alleine verhindern können (Abb. 4d).

Erst über die Verknüpfung von maximalem Abfluss und Wassertemperatursumme bzw. Trübung lässt sich die Makrophytenentwicklung für das laufende Jahr prognostizieren (Abb. 5 a und b).

Auf Basis der bivariaten Analyse lassen sich so für die oberen drei Ruhrstauseen bereits im Frühjahr Schwellenwerte ableiten, bei deren Unterschreitung die Entwicklung von Makrophytenmassenbeständen sehr wahrscheinlich wird: bei einem Quotient kleiner 0,55  $m^3/(s \cdot ^\circ C)$  wirken sich die hydraulischen Bedingungen und die Wassertemperaturen in ihrer synergistischen Wirkung in der anfänglichen Wachstumsphase günstig für die Bildung dichter ausgedehnter Wasserpflanzenbestände aus, so dass sich ein Makrophyten-dominiertes Zustand einstellen kann. Zudem sind bei einem Produkt kleiner 2.000  $FNU \cdot m^3/s$  die Lichtbedingungen und Abflussverhältnisse für *Elodea nuttallii* und die anderen Wasserpflanzenarten ebenfalls sehr günstig und fördern damit die Bildung ausgedehnter Makrophytenmassenbestände im Laufe des Sommers (Ruhrverband 2010). Für das Jahr 2016 war an Hand der relevanten abiotischen Frühjahrsbedingungen mit einem Quotienten von 0,22  $m^3/(s \cdot ^\circ C)$  und einem Produkt von 353  $FNU \cdot m^3/s$  bereits frühzeitig eine Entwicklung in Richtung einer Makrophyten-Dominanz zu prognostizieren. Damit steht für die Bewirtschaftung der oberen Ruhrstauseen ein Werkzeug zur Verfügung, mit dem bereits vor Beginn der Wassersportsaison abgeschätzt werden kann, ob es zu relevanten Behinderungen durch Makrophyten kommen wird, um dies z. B. für die Planung von Wettkämpfen zu berücksichtigen.

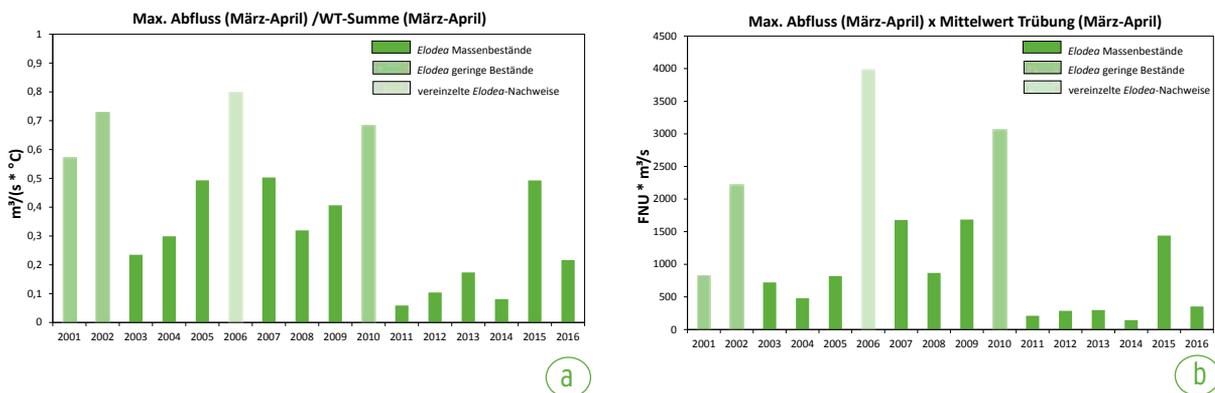


Abbildung 5 a und b: (a) Verhältnis des maximalen Tagesabflusses zu der Summe der Tagesmittelwassertemperaturen und (b) das Produkt aus maximalem Abfluss und dem Mittelwert der Trübung des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2016 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation

## Das Aufkommen von Wasserpflanzenbeständen im Baldeneysee

Der Baldeneysee ist mit 2,64 km<sup>2</sup> der größte der fünf Ruhrstauseen und blieb bis 2015 von größeren Makrophytenbeständen weitgehend frei, während die oberhalb gelegenen Ruhrstauseen bereits seit dem Jahr 2000 stark verkrautet waren. Ursache waren zum einen die auf Grund des größeren Seevolumens (7,6 Mio. m<sup>3</sup>) längeren Aufenthaltszeiten im Baldeneysee, die die Phytoplanktonentwicklung begünstigen. Zum anderen hat der Baldeneysee eine größere Tiefe als die anderen Ruhrstauseen (Stauhöhe: 8,7 m), so dass weniger Licht bis zum Gewässergrund dringen kann. Und durch seine Breite von bis zu 355 m sowie durch seine Gerinnebettmorphologie gibt es außerdem keine Pfropfenströmung mit partiell höheren Fließgeschwindigkeiten wie in den oberen drei Stauseen, die einen makrophytenfreien Korridor schafft, sondern die Strömungsfäden der Ruhr verteilen sich im Baldeneysee über fast die gesamte Breite, so dass hydraulische Effekte eher gering sind. Nur 2009 war ein Jahr mit ausgedehnten *Elodea*-Beständen im mittleren Abschnitt des Baldeneysees. In den Folgejahren war der See aber, bis auf schmale Uferbereiche, wieder quasi makrophytenfrei. Selbst die Teichrosen waren in ihren Beständen stark zurückgegan-

gen. Nur im oberen Bereich, dem relativ flachen „Stauseebogen“, bildete *Elodea nuttallii* lockerwüchsige Bestände, die in den Folgejahren an Fläche zunahm und sich zunehmend auch seeabwärts ausdehnten (Abb. 6).

2015 kündigte sich dann im Baldeneysee ein Aspektwechsel an: es bildeten sich zunächst mehrere Inseln, die nur z. T. von *Elodea nuttallii* gebildet wurden, z. T. aber aus artenreichen Mischbeständen heimischer Wasserpflanzen bestanden. Zum Ende der Vegetationsperiode wuchsen diese Inseln immer mehr zusammen und bildeten dann eine zusammenhängende Fläche von 78,5 ha.

Da die artenreichen Mischbestände, anders als *Elodea*, zu meist wintergrün sind und zudem im Winter 2015/2016 wiederum in der für das Wachstum kritischen Phase Hochwasserereignisse fehlten, konnten diese Bestände im Frühjahr 2016 ihr Wachstum wieder aufnehmen und erreichten schon frühzeitig im Jahr großflächig die Wasseroberfläche (Abb. 7).

Diese eintretende Entwicklung der Makrophytenbestände im Baldeneysee, die mit einer optisch auffällig klaren Wasserphase einherging, war äußerst überraschend und in ihrer Ursache zunächst nicht zu erklären. Denn der seit rund zehn Jahren stabil niedrige Phosphorgehalt in der unteren Ruhr

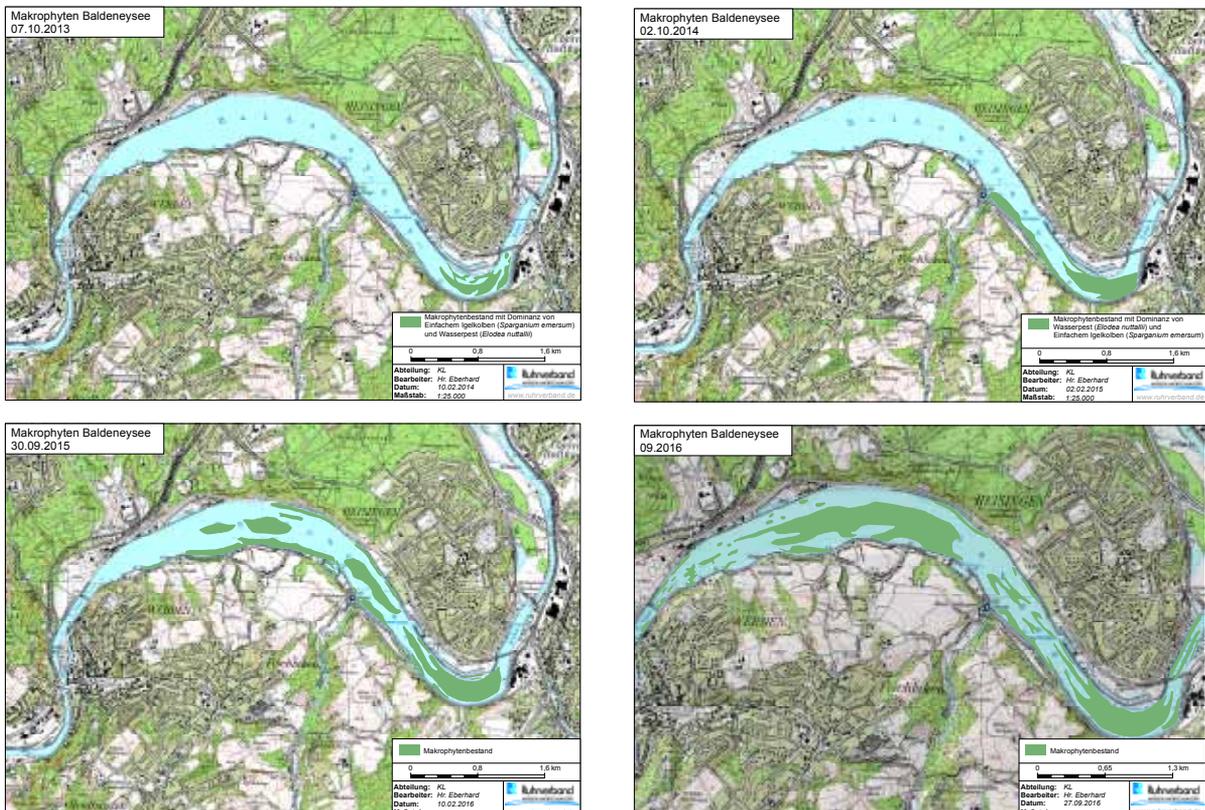


Abbildung 6: Makrophytenflächen (grün eingefärbte Areale) im Baldeneysee (Auswertung auf Basis der Überfliegungen am 07.10.2013, 02.10.2014, 30.09.2015 und 09.2016)



Abbildung 7: Baldeneysee auf Höhe Hafen Scheppen am 17.06.2016

(Abb. 2) hatte sich in den Jahren 2015 und 2016 nicht deutlich weiter reduziert, d.h. der Rückgang des Phytoplanktons bzw. des Chlorophyll- $\alpha$ -Gehaltes (Abb. 2) konnte nicht auf stärkeren Nährstoffmangel zurückgeführt werden. Auch die klimatischen Bedingungen in diesen beiden Jahren waren nicht auffällig anders als im vorherigen Zeitraum, so dass auch hierin nicht die Ursache für den Rückgang des Phytoplanktons und das plötzliche Makrophytenwachstum liegen konnte. Eine genauere Analyse der Makrozoobenthoszönose der Unteren Ruhr erbrachte den Hinweis, dass die Invasion der Asiatischen Körbchenmuschel der Gattung *Corbicula* die Ursache für den Makrophyten-dominierten Zustand des Baldeneysees ist. Diese Muschel, die wahrscheinlich über Ballastwasser von Schiffen Mitteleuropa erreichte, ist seit dem Jahr 1988 im Rhein nachgewiesen und ernährt sich als Filtrierer in erster Linie von Phytoplankton. In der Zwischenzeit hat die Muschel den Rhein, einschließlich des Bodensees, bis zum Hochrhein hinauf besiedelt und wanderte auch in die Rheinzuflüsse ein. In der Ruhr sind erste Funde der Körbchenmuschel seit Anfang des Jahres 2000 bekannt. Acht Jahre später hatte sich die Muschel nachweislich bereits bis zum Kemnader Stausee ausgebreitet mit Dichten in der Unteren Ruhr von 10 bis 70 Tieren pro  $m^2$ . Aktuelle Untersuchungen des Ruhrverbands aus den Jahren 2015 und 2016 speziell zur Verbreitung und Dichte von *Corbicula* ergaben mittlere Dichten in der Unteren Ruhr von 273 Ind/ $m^2$  bzw. 418 Ind/ $m^2$ . Diese Muscheldichten sind mit ihrer Filtrationsleistung rechnerisch in der Lage, das Phytoplankton der Ruhr durch Fraß vollständig zu reduzieren, eine Tatsache, die sich gut mit dem plötzlichen Rückgang des Phytoplanktons in der Unteren Ruhr deckt. Die dadurch auch im Baldeneysee ausreichende Durchlichtung bis zum Gewässergrund ermöglichte somit das Aufkommen von *Elodea nuttallii* und weiteren heimischen Wasserpflanzenarten.

### Maßnahmen zur Reduzierung der Makrophytenbestände

Seit dem Aufkommen von ausgedehnten Makrophytenmassenbeständen und den damit einhergehenden Konflikten mit der Wassersport- und Freizeitnutzung sowie mit der Energiegewinnung durch Wasserkraft sucht der Ruhrverband nach kosteneffizienten Maßnahmen zur Makrophytenreduzierung. Mechanische Methoden und auch Maßnahmen der Biomani- pulation führten bis jetzt noch nicht zu den gewünschten Ergebnissen. Damit bleibt aktuell die Mahd die einzige wirksame Maßnahme, um kurzfristig die Wasseroberfläche von Bewuchs zu befreien. Die Mahd hat jedoch keine nachhaltige Wirkung, da die Unterwasservegetation nur in einer Höhe von ca. 50 cm abgemäht werden kann und die verbliebenen Restbestände sich verzweigen und wieder bis zur Oberfläche wachsen. Dies hat zur Folge, dass die für die Freizeitnutzung benötigten Flächen mehrmals in der Vegetationsperiode gemäht werden müssen. Da die Bestände jedoch trotz GPS- und Echolotausrüstung an Bord des Mähbootes erst sicher erkannt und gemäht werden können, wenn diese die Wasseroberfläche erreicht haben und optisch erkennbar sind, können bereits vor Beginn der Mahd erste Behinderungen der Wassersportnutzung auftreten. Zudem ist ein betroffener Gewässerbereich nach der Mahd zwar soweit makrophytenfrei, dass eine Freizeitnutzung auf dem Wasser möglich ist, allerdings kann diese Mahd nicht alle Pflanzen quantitativ erfassen, weswegen auch danach einzelne Pflanzen (Abb. 8) im See verbleiben, die bei Wettkämpfen problematisch werden können.

Um in dem zur Freizeitnutzung errichteten Kemnader See trotz sich abzeichnender Makrophytenentwicklung eine gewisse Wassersportnutzung aufrechterhalten zu können,

kommt dort bereits seit längerer Zeit das Mähboot des Ruhrverbands zur Reduzierung der verkrauteten Flächen zum Einsatz. Dies erfolgte im Jahr 2015 in der Zeit vom 07. Juli bis 20. August v.a. entlang des rechten Uferbereichs mit den dortigen Anlegern und Liegeplätzen. Insgesamt wurden in dieser Zeit 197 t Pflanzenmaterial gemäht, entnommen und entsorgt. Die Kosten für die Entsorgung betragen ca. 18.400 €. Danach wurde das Mähboot zum Baldeneysee verlegt, um die sich dort bereits bis in den Regattabereich ausbreitenden Makrophytenbestände zu reduzieren und die Essener Segelwoche mit nur geringen Einschränkungen zu ermöglichen. Da es sich dabei zumeist um Mischbestände verschiedener Pflanzenarten handelte, welche die Mahd nicht alle in gleichem Maße reduziert, gestaltete sich diese Arbeit etwas schwierig. So werden die flutenden Bestände des Igelkolbens (*Sparganium emersum*) und des Pfeilkrauts (*Sagittaria sagittaria*) mit ihren bandförmigen langen Blättern nicht vom Mähboot erfasst und verbleiben weitgehend im See. Eine weitere Schwierigkeit ergibt sich durch das Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), das lokal in kleinen Bereichen des Baldeneysees die dominierende Wasserpflanzenart ist. Diese Art ist nicht im Sediment verwurzelt sondern treibt untergetaucht in der Wassersäule. Sie ist daher mit dem Mähboot ebenfalls nicht erfassbar. Dies erklärt die nach der Mahd verbliebenen Restbestände in Abbildung 8. Dennoch wurden auch hier ca. 90 t Pflanzenmaterial durch Mahd entnommen, was Entsorgungskosten von rund 8.500 € verursachte.

Auch in den beiden oberen Ruhrstauseen Hengstey- und Harkortsee bildeten sich 2015 wie auch 2016 ausdehnte Pflanzenbestände. Da der Ruhrverband nur über ein eigenes Mähboot verfügt, konnte hier nicht in größerem Maßstab gemäht werden, so dass die Pflanzenmassen nicht nur zu erheblichen Einschränkungen der Wassersportnutzung führten, sondern auch als Treibgutmenge bei ihrem herbstlichen Abtreiben entsorgt werden mussten. Abbildung 9 zeigt über die letzten neun Jahre die Spannweite des monatlichen Treibgutanteils an der Rechenanlage des Wehrs am Hengsteysee im Vergleich zum jeweiligen Monatswert des Jahres 2015.

Welchen Aufwand die Entsorgung dieses Treibgutes erzeugt, verdeutlicht das Beispiel der Verhältnisse im Jahr 2014. Zu Beginn dieses Jahres wurden an den Kraftwerksstandorten von Harkortsee, Hengsteysee und Stiftsmühle 2.568 m<sup>3</sup>, von August bis Dezember nochmals 10.016 m<sup>3</sup> Wasserpflanzenmaterial entnommen. Die Kosten für Entnahme und Entsorgung beliefen sich auf in Summe 77.608 €.

Trotz der erheblichen Kosten und der Erkenntnis, dass durch die Mahd keine nachhaltige Reduzierung der Makrophytenbestände erfolgt, stellte sich auch 2016 die Mahd als einzige umsetzbare Maßnahme dar, um die Ausübung des Wassersports zumindest für den Kemnader See und den Baldeneysee zu ermöglichen. Auf dem Baldeneysee kam dabei in der Vegetationsperiode das verbandseigene Mähboot zum Einsatz, in der Kernphase der Wassersportwettkampfveranstaltungen sogar im zweischichtigen Betrieb. Für den Kemnader See übernahm diese Aufgabe ein quasi-baugleiches gemietetes Mähboot aus den Niederlanden.



Abbildung 8: Luftbildausschnitt des Baldeneysees mit Mähboot und bereits gemähten Beständen; im Vordergrund in Ufernähe noch nicht gemähter Bereich. Gut erkennbar sind die im gemähten Bereich verbliebenen Restbestände. (Luftbild vom 13.09.2016)

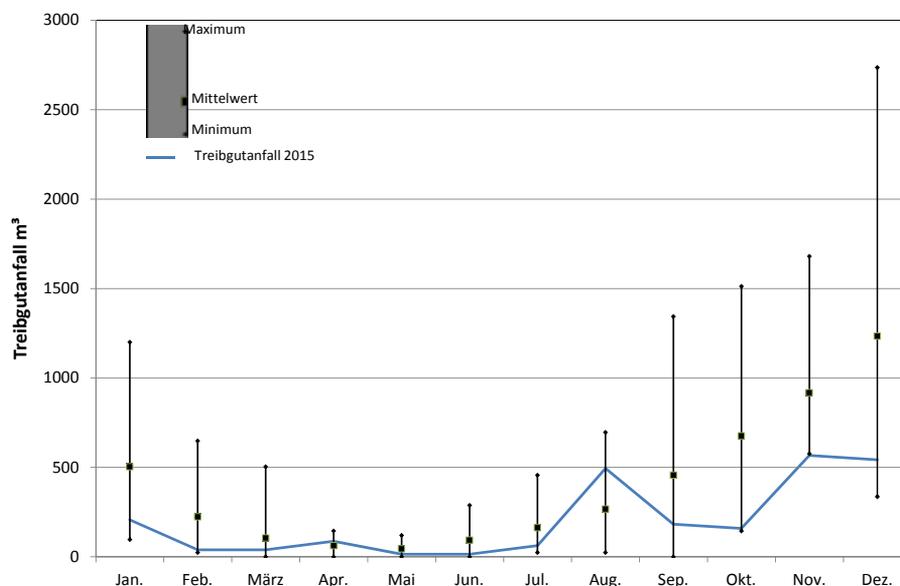


Abbildung 9: Mittelwerte des monatlichen Treibgutfalls [m³] mit Minimum- und Maximum-Werten an der Rechenanlage des Wasserkraftwerks am Hengsteysee im Zeitraum 2007 bis 2015 sowie zeitlicher Verlauf des Treibgutmengenfalls für das Jahr 2015.

## Ausblick

Da die Bestände der planktonfiltrierenden Asiatischen Körbchenmuscheln nicht rückläufig sind und es auch keine Maßnahmen gegen deren Ausbreitung gibt, ist davon auszugehen, dass auch im Jahr 2017 die Durchlichtung der Ruhrstauseen erneut sehr weitgehend sein wird. Als Folge davon werden sich neben *Elodea nuttallii* auch heimische Wasserpflanzenbestände weiter ausdehnen und bereits frühzeitig im Jahr die Wasseroberfläche erreichen. Um trotz dieser Prognose die Konflikte mit der Wassersportnutzung zu verringern, ist gemeinsam mit der Stadt Essen für den Baldeneysee geplant, für die Vegetationsperiode des Jahres 2017 neben dem ruhrverbandseigenen Mähboot ein zweites Boot anzumieten. Mit einem zweiten angemieteten Mähboot sollen auch auf dem Kennnader See zumindest größere Fläche makrophytenfrei gehalten werden, so dass auch hier Wassersport möglich sein wird.

Zur Reduzierung der erheblichen Kosten für die Entsorgung des Mähgutes entwickelt der Ruhrverband aktuell einen eigenen Entsorgungspfad, der für die aus den Seen entnommenen

Wasserpflanzen eine Co-Vergärung in Faultürmen verbandseigener Kläranlagen und dabei einen wenn auch vermutlich geringen zusätzlichen Gasertrag vorsieht. Als problematisch für diesen Entsorgungsweg stellt sich der im Mähgut anzu-treffende hohe Anteil von Fremdstoffen dar, die verhindern, dass das Material z. B. mittels Pumpe dem Faulungsprozess zugeführt werden kann. Ziel ist es, diesen Entsorgungsweg über die Co-Vergärung bis zum Beginn der Vegetationsperiode des Jahres 2017 aufgebaut und etabliert zu haben.

Unabhängig von der Maßnahme Mahd, die mit hohen Kosten verbunden ist, aber keine nachhaltige Wirkung zeigt, sucht der Ruhrverband weiter nach alternativen Methoden, die eine kosteneffiziente Bewirtschaftung der Makrophytenmassenbestände erlauben und die im Einklang mit den Zielen der EG-Wasserrahmenrichtlinie stehen. Hierzu ist ein Forschungsvorhaben mit mehreren Projektpartnern geplant und in Vorbereitung.

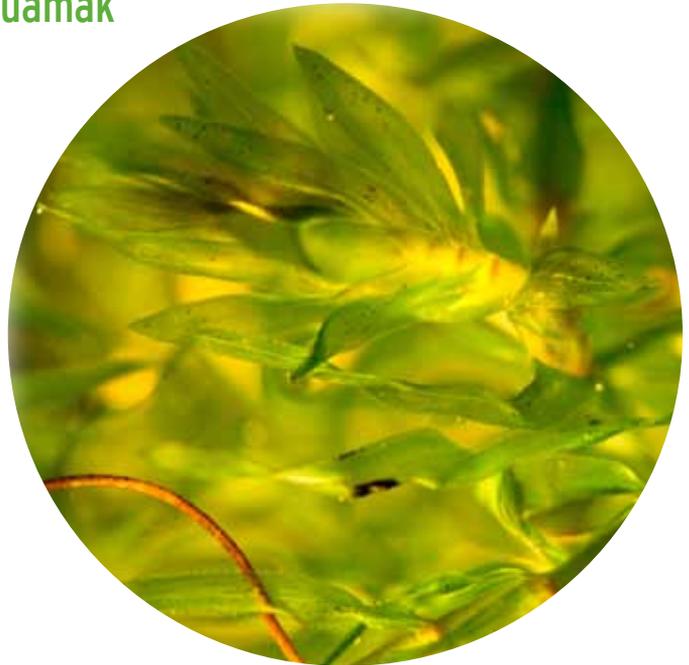
## Literatur

- Carpenter, S. R. (2003): Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and variation. - Excellence in Ecology 15, 2003.
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW) (2015a): Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas, Düsseldorf, Dezember 2015. [http://www.flussgebiete.nrw.de/img\\_auth.php/1/14/BWP-NRW\\_2016-2021\\_final.pdf](http://www.flussgebiete.nrw.de/img_auth.php/1/14/BWP-NRW_2016-2021_final.pdf)
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW) (2015b): Bewirtschaftungsplan 2016-2021: Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Ruhr. Düsseldorf, Dezember 2015.
- Podraza, P.; Döppner, T. (2011): Besonderheiten stauregulierter Fließgewässer: Phytoplankton- oder Makrophytendominanz – die Ausprägung der Trophie in den Ruhrstauseen. - Korrespondenz Wasserwirtschaft 7 (4), 2011, S. 237-243.
- Ruhrverband (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW 2008.
- Ruhrverband (2009): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Broschüre der Kurzfassung des Forschungsvorhabens im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW.
- Ruhrverband (2010): *Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen. - Ruhrgütebericht 2010, S. 93 - 98.
- Ruhrverband (2016): Kapitel 6: Hydrobiologische Untersuchungen der Ruhr und ihrer Nebengewässer – Makrophyten, Ruhrgütebericht 2015, S. 85 - 95 Essen.
- Scheffer, M. & Carpenter S.R.: Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. - Trends in Ecology and Evolution Vol.18 No.12, 2003, pp. 648 - 656. <http://eaton.math.rpi.edu/csums/papers/Ecostability/scheffercatastrophe.pdf>

# AquaMak-Newsletter

informiert vierteljährlich über die neusten  
Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt.

Abrufbar unter: [www.ufz.de/aquamak](http://www.ufz.de/aquamak)



# Naturkosmetik mit Wirkstoffen der Schmalblättrigen Wasserpest

*In einer kleinen Cremedose steckt ein Sinnbild integrativer Umweltforschung. Die Elodea-Tagescreme für anspruchsvolle Haut entstand durch die ausdauernde und fruchtbare Zusammenarbeit kreativer Köpfe aus unterschiedlichen Disziplinen, die ein gemeinsames Ziel hatten.*

*Im Jahr 2002, nach dem Augusthochwasser, schaffte es die Schmalblättrige Wasserpest mit dem wohlklingenden lateinischen Namen *Elodea nuttallii*, sich im Tagebausee Goitzsche bei Bitterfeld auszubreiten und Touristen den Badespaß zu verderben. Über 10 Jahre lang untersuchen Seenforscher des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung, wie sich der Bestand der ursprünglich aus Nordamerika stammenden Pflanze in der Goitzsche und anderen deutschen Gewässern entwickelte. Allein 2004 wuchsen in der Goitzsche 26.000 Tonnen *Elodea*-Biomasse heran - und ein Ende der Ausbreitung diese Neophyts ist nicht absehbar. Durch ihr Vermögen, Phosphor aus dem Sediment zu mobilisieren und große Mengen an Biomasse zu bilden, die auch Fressfeinde*

*überfordern, trägt *Elodea* zum Ende der Vegetationszeit zur Eutrophierung von Seen bei. Die Wasserpest sollte geerntet werden, bevor sie im Spätherbst im See zerfällt. Doch wohin mit der Biomasse? Die Seenforscher wandten sich an die Biotechnologen und Chemiker des UFZ. Sie sollten untersuchen, ob mehr als Bioabfall in ihr steckt. Sie fanden verschiedene Vitamine, Chlorophyll und Spurenelemente - geeignete Inhaltsstoffe für eine Tagescreme, die gemeinsam mit der Beti Lue Salbenmanufaktur entwickelt wurde.*

*Das gemeinsame Ziel aller Beteiligten war es, einen bisher unbeachteten Rohstoff nutzbar zu machen, das Ergebnis ist ein marktreifes Naturprodukt: die *Elodea*-Tagescreme. Zur Verbreitung dieser innovativen Tagescreme wird noch ein engagierter Vertriebspartner gesucht. Kontakt bei Interesse: Dr. Joachim Nöller – Abteilung Wissens- und Technologietransfer des UFZ - E-Mail: [joachim.noeller@ufz.de](mailto:joachim.noeller@ufz.de)*

**Elodea Tagescreme für anspruchsvolle Haut**

Produkttyp: Gesichtspflege



© A. Künzelmann, UFZ

*Inhaltsstoffe: Wasser, Jojobaöl, Sheabutter, Babassuöl, Methyl Glucose Sesquistearate, Wildrosenöl, Avocadoöl, Maisstärke, Panthenol, Cetylalkohol, Elodea nuttallii-Extrakt, Tocopheryl Acetat, Aloe Vera Extrakt, Xanthan, Natriumbenzoat, Chlorophyll, Milchsäure, Kaliumsorbat, natürliche ätherische Öle als Duftkomponente*

# Impressum

Diese Publikation entstand im Rahmen des Forschungsprojektes „AquaMak“ gefördert durch Mittel des



aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages

BMEL-Projekt 22403013

**Herausgeber:**

Lucie Moeller, Andreas Zehnsdorf

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ  
Permoserstraße 15  
04318 Leipzig  
[www.ufz.de](http://www.ufz.de)

**Redaktion:** Lucie Moeller, Andreas Zehnsdorf, Angela Gröber

**Bilder:** Urheberrechtsnachweis am Bild verzeichnet

Das UFZ ist nicht verantwortlich für den Inhalt der eingereichten Beiträge. Die Verantwortung für die Texte sowie der Bilder/Grafiken liegt bei den Autoren.

**Layout/Satz:** Steffen Kronberg, Angela Gröber

**Druck:** Druckerei Billig OHG, Mittweida

**ISBN: 978-3-944280-06-6**

© 2017

Copyright: Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieser Broschüre darf ohne die schriftliche Genehmigung des Herausgebers vervielfältigt oder verbreitet werden. Unter dieses Verbot fällt auch die gewerbliche Vervielfältigung per Kopie, die Aufnahme in elektronische Datenbanken und die Vervielfältigung auf CD-ROM.

