

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie

In situ-Messungen als Basis für
Wachstums-/Reflexionsmodelle
submerser Makrophyten

Patrick Karl-Heinz Wolf

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaft

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Th. Knoke

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. A. Melzer
2. Univ.-Prof. Dr. U. Stilla

Die Dissertation wurde am 28.01.2014 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 26.06.2014 angenommen.

*Die Kunst zu leben besteht vor allem darin,
zur richtigen Zeit eine Pause zu machen.*

Jochen Mariss

ZUSAMMENFASSUNG

Submerse Makrophyten spielen im Ökosystem eines Sees eine wichtige Rolle als Habitat, Nahrungsmittel und im Nährstoffkreislauf. Darüber hinaus sind sie biologische Indikatoren und können zur Bestimmung der Nährstoffverhältnisse herangezogen werden. So sind sie unter anderem in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) verankert, um mit ihrer Hilfe die Gewässergüte bzw. den ökologischen Zustand eines Sees bewerten zu können. Die dazu notwendige Kartierung der Makrophyten geschieht oftmals im Rahmen von Taucharbeiten. Um aber in kurzer Zeit große Gebiete aufzunehmen, bietet sich die Fernerkundung als schnellere und möglicherweise auch kostengünstigere Alternative an. Grundlage für die hier auftretende Notwendigkeit einer Atmosphären- und Wassersäulenkorrektur und die anschließende Klassifizierung der Daten sind *in situ* aufgenommene Referenzmessungen. Diese Referenzen sollten hinsichtlich einer angestrebten automatischen Auswertung in Form von Wachstums-/Reflexionsmodellen vorliegen. Als erster Schritt in diese Richtung wurden Spektralbibliotheken inklusive beschreibender biometrischer Parameter der untersuchten 4 Makrophytenarten angelegt.

Zu diesem Zweck wurden am Starnberger See und am Tegernsee *in situ*-Reflexionsspektren ausgewählter Makrophyten erfasst. Die Untersuchungsobjekte waren die invasiven Arten *Elodea nuttallii* – ein Neophyt – und *Najas marina* – eine wärmeliebende heimische Art – sowie die häufig in bayerischen Seen vorkommenden, heimischen Arten *Chara aspera* und *Potamogeton perfoliatus*. Die systematischen Messungen fanden an ausgewählten Standorten in unterschiedlichen Wassertiefen während der Vegetationsperioden der Jahre 2010 und 2011 statt. Das entwickelte Messraster ermöglichte die Untersuchung der Spektralsignaturen in Abhängigkeit von Jahreszeit, Phänologie, Sonnenstand und Wuchstiefe. Die kontrollierten phänologischen Variablen waren dabei die Biomasse, Bestandsdichte, -höhe und -struktur und die Pigmentzusammensetzung. Auf Grundlage dieser biometrischen Daten konnten für jede Art 4 große phänologische Phasen definiert werden: (0) unbewachsenes Sediment; (1) schwach besiedeltes Sediment; (2) Vollbestand und (3) Zerfall des Bestandes. Dieses Raster wird als übertragbar auf andere Makrophyten angenommen. Jeder dieser Phasen wurden charakteristische Reflexionsspektren, sog. phänologische spektrale Fingerabdrücke, zugewiesen. Die Entwicklung stabiler Messaufbauten (z.B. Fixierung des Bootes mittels Seilen), die Dokumentation mit Unterwasserfotografien und die Datenerhebungen bei wolkenfreiem Himmel ermöglichten die eindeutige Zuordnung von Spektren zu biometrischen Parametern und die Vergleichsmöglichkeit der Daten über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg.

Zur Bestimmung dieser Reflexionsspektren wurden mit hyperspektralen RAMSES Unterwasserradiometern der Firma TriOS GmbH Spektralmessungen direkt über den Bestandsoberflächen durchgeführt. Aus der abwärts gerichteten hemisphärischen Bestrahlungsstärke und der aufwärts gerichteten Strahldichte (Öffnungswinkel von 7 °) konnten die Reflexionsspektren

zwischen 320 nm und 750 nm (3,3 nm Schritte) berechnet werden. Auf Grund zu hohen Rauschens wurden die Kurven links von 400 nm und rechts von 700 nm abgeschnitten. Um die verbliebenen 20 cm Wassersäule zwischen Sensorik und Bestand herausrechnen zu können, wurde zusätzlich direkt unter der Wasseroberfläche gemessen. Die aus diesen Messungen ableitbaren Gehalte der Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a, Gelbstoff und gelöste partikuläre Materie waren die Grundlage für die zur Wassersäulenkorrektur angewendeten physikalischen Modelle. Die Validierung der Konzentrationsbestimmungen mit Laboranalysen fand an den Osterseen im Jahre 2012 statt und ergab eine hohe Korrelation beim wichtigsten Parameter Gelbstoff. Der jeweilige Einfluss der drei Größen auf die Lichtabschwächung unter Wasser wurde dargestellt.

Die spektrale Trennbarkeit der Makrophyten war bis hin zu ihren phänologischen spektralen Fingerabdrücken möglich. Durchgeführte Hauptkomponentenanalysen zeigten bereits für die Daten aus dem Jahre 2011 eine gute Trennbarkeit. So konnte in der ersten Hauptkomponentenanalyse die Differenzierung zwischen (1) Sedimentspektren, (2) Spektren von Beständen mit geringen Wuchsdichten und (3) Makrophytenspektren zu 97 % erklärt werden. Für alle vier Bestände (*Najas marina*, *Elodea nuttallii*, *Chara aspera* und *Potamogeton perfoliatus*) konnten also die zunehmenden Bestandsdichten zwischen Mai (unbedecktes Sediment) und August (Vollbestand) spektral sehr gut nachverfolgt werden. In einer zweiten Analyse war die Unterscheidung der vier Makrophyten untereinander zu 95,5 % erklärbar. Zusätzlich bildeten die Spektren der einzelnen Arten abhängig von ihren Aufnahmezeitpunkten kleinere Cluster. Spezifische spektrale Veränderungen konnten also mit phänologisch bedingten Veränderungen in der Bestandsstruktur oder der Pigmentzusammensetzung in Verbindung gebracht werden. Bestätigt wurden diese Erkenntnisse durch ein stufenweises Klassifikationsverfahren auf Grundlage aller gesammelten Daten von 2010 und 2011. Für jede der 4 hierarchisch angelegten Klassifizierungsebenen wurden lineare Diskriminanzfunktionen entwickelt und getestet. Bei den einzelnen Ebenen handelt es sich um a) Zuordnung eines Spektrums zu Sediment, Pflanze, Bestand mit Sedimenteinfluss, Bestand mit Wassereinfluss oder Wasser; b) Zuordnung eines Pflanzenspektrums zu einer Makrophytenart; c) Zuordnung eines Artenspektrums zu einer phänologischen Phase und d) Zuordnung eines Bestandes mit Sedimenteinfluss zu einer der 4 Makrophytenarten. Die Ebenen c) und d) sind hierarchisch gleich, da in beiden Fällen die Klassen durch phänologische Phasen gebildet werden. Die Klassifikationsergebnisse lagen durchschnittlich bei 79%, wobei durch die Reduzierung der Wellenlängen bzw. die Verwendung der 1. Ableitung die Ergebnisse vereinzelt verbessert werden konnten.

Diese bis auf die phänologische Stufe mögliche Trennung der Reflexionssignale kann helfen, die spektral schwächere Auflösung von multispektralen Satelliten gegenüber hyperspektralen flugzeuggetragenen Sensoren auszugleichen, sofern die Wiederholungsrate der Satelliten hoch genug ist, um entsprechende Änderungen nachzuverfolgen. Um dies zu prüfen, wurden RapidEye-Daten basierend auf *in situ*-Messungen von 2011 klassifiziert. Durch einen Polynomfit 2ten Grades, gestützt

auf die mehrmals im Jahr durchgeführten *in situ*-Messungen, konnten für die Aufnahmezeitpunkte 06.05.2011, 16.07.2011 und 03.09.2011 die entsprechenden Reflexionssignale simuliert werden. Über das Verhältnis der jeweiligen Mittelwertdifferenzen zu den Differenzen der Standardabweichungen, konnte die Trennbarkeit der Makrophyten abgeschätzt werden. Für die Level 3A RapidEye-Daten wurde über den durch eine Land-Wasser Maske ausgewählten Wasserbereichen eine Atmosphärenkorrektur durchgeführt und diese an Hand der *in situ* über Wasser gemessenen Tiefenwasserreflexion geprüft. Die anschließend erneut durch eine Maske ausgewählten Flachwasserbereiche wurden mit Hilfe des ENVI-Tools BOMBER klassifiziert.

Die für die Klassifikation geforderten 3 Endmember waren die Reflexionsspektren von *Chara aspera*, *Najas marina* und unbewachsenem Sediment. Die Unterscheidbarkeit der Makrophyten untereinander erwies sich als abhängig vom Aufnahmezeitpunkt und somit von der Phänologie der Pflanzen. Für die Endmember *Chara aspera* und *Najas marina* ergab sich die beste Trennung im Monat September. Trotz einer guten Atmosphärenkorrektur war die Identifikation der Makrophytenarten nicht befriedigend. So konnten zwar Vegetationsflächen von Sediment unterschieden werden und auch die Zuordnung der *Characeen*-Bestände war zutreffend, allerdings wurden die tiefer wachsenden *Najas*-Bestände ebenfalls als *Chara aspera* klassifiziert. Dies liegt möglicherweise an der Einschränkung, aus multispektralen Daten die Gehalte der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a, Gelbstoff und suspendierte partikuläre Materie genau genug zu bestimmen und somit an einer zu ungenauen Wassersäulenkorrektur. Hintergrund ist die Überlagerung der blauen Absorptionsbanden von Chlorophyll a und Gelbstoff. Gestützt wird diese Vermutung durch den Abgleich mit einem bewährten Verfahren, bei dem die Gehalte in dem Programm Water Colour Simulator aus der Invertierung des Attenuationsfaktors – berechnet aus *in situ*-Messungen der abwärts gerichteten, hemisphärischen Bestrahlungsstärke – bestimmt werden. Das auf hyperspektrale Daten ausgelegte Tool BOMBER ist für die Anwendung auf multispektrale Daten offensichtlich nur bedingt geeignet. Eine Verbesserung der Makrophyten-Identifikation könnte durch die Integration der Wuchstiefe als Entscheidungskriterium erreicht werden.

Der Einfluss des Sensorblickwinkels auf die *in situ*-Reflexionsspektren, konnte in dem eingangs beschriebenen systematischen Messablauf nicht berücksichtigt werden. Daher wurde in einem Pilotversuch die Richtungsabhängigkeit der Rückstrahlung über Wasser mit einem Goniometer ermittelt. Um Unterschiede dieser Abhängigkeiten zwischen Land- und Wasserfläche zu ermitteln, wurden die Messungen über einem Schilfbestand (*Phragmites australis*) bei Iffeldorf und über einer Flachwasserstelle am Starnberger See durchgeführt. Die Messpositionen befanden sich für die Azimuthwinkel 0°, 30°, 60°, 90°, 135° und 180° jeweils an den Zenithwinkeln 20°, 40° und 60°. Zuzüglich 5 weiterer Stellen an bzw. um den Hotspot und einer in Nadir (arab. *nazīr*, *Fußpunkt*) ergaben sich 24 Positionen. Nach Berechnung und Mittelung der Reflexionsspektren $R_{rs}(\lambda)$ aus je 5 Wiederholungen pro Punkt, wurden die Anisotropiefaktoren (ANIF) berechnet, die Spektren wurden

also mit dem Nadir-Spektrum normalisiert. Mittels Spiegelung der Werte entlang der Hauptebene und dem Delauny Interpolationsverfahren konnten die Anisotropiefaktoren für die gesamte hemisphärische Oberfläche zwischen 0° und 60° Zenithwinkel berechnet werden. Für *Phragmites australis* ergaben sich für terrestrische Vegetationsflächen typische BRDF-Effekte (Bidirectional Reflectance Distribution Function). So ist die Anisotropie entlang der Hauptebene höher im Vergleich zur orthogonalen Ebene. Mit dem 2,5-fachen des Nadir-Wertes liegen die höchsten Werte im Hotspot. Die niedrigsten Werte zwischen 0,9 und 1 in Nadir-Position oder auf der Hauptachse der vorwärts gerichteten Hauptebene, die Anisotropie der Wasserfläche wird vom sunlint-Effekt dominiert und führt daher an der Position gegenüber des Hotspots zu ca. 30fach höheren Werten im Vergleich zur Nadir-Position. Um die übrigen Werte mit jenen der Schilffläche vergleichen zu können, war die Ausmaskierung der Bereiche zwischen den Azimuthwinkeln 135° und 225° unabdingbar. Insgesamt erstrecken sich die ANIF-Werte für die Wasserfläche also über einen größeren Bereich und sie weisen auch eine unterschiedliche Verteilung auf.

ABSTRACT

Submerge macrophytes play an important role with the ecosystem of a lake as habitat, food or in the nutrient cycle. Furthermore, they are biological indicators and can be used to assign nutrient conditions. Thus, they are anchored within the European Framework Directive (EU-FWD), to determine water quality and the ecological state of a lake. The required mapping often occurs through scientific divers. To record wide areas in a short time, remote sensing offers a faster and maybe more cost-efficient alternative. The basis for the required atmospheric and water column correction and the subsequent classification of the data, are *in situ*-reference measurements. With regard to an envisaged automated analysis, these references should be available as reflectance-/growth-models. As a first step towards this direction, spectral libraries including the biometric parameters of 4 investigated macrophytes were generated.

For this purpose, *in situ*-reflectance spectra were measured upon pure stands of 4 selected macrophytes at Lake Starnberg and Lake Tegernsee. These macrophytes were the invasive species *Elodea nuttallii* – a neophyte – and *Najas marina* – a thermophile, native species – as well as *Chara aspera* and *Potamogeton perfoliatus*, two other native species frequently occurring in Bavarian freshwater lakes. The systematic measurements took place at defined test sites and in different water depths during the vegetation periods of 2010 and 2011. The developed measurement matrix enabled the investigation of the spectral signatures dependent on season, phenology, solar altitude and growing depth. The phenological parameters were biomass, population density, canopy height, population structure and the pigment composition. Based on these biometric data, 4 major phenological stages were defined for each of the plants: (0) bare sediment, (1) sparsely covered sediment, (2) full coverage and (3) degradation. This pattern is seen as transferable to other macrophytes. Each of these stages could be assigned to characteristic reflectance spectra, so called phenological spectral fingerprints. The development of stable measurement setups (e.g. fixing the boat with ropes), the documentation with underwater photographs and carrying out the field work at clear sky conditions enabled a distinct attribution of spectra to biometric parameters and the comparison of the data during the whole period of investigation.

To derive the reflectances, spectral measurements were carried out with hyperspectral RAMSES underwater spectroradiometers (TriOS company) just above the canopies. Based on downwelling irradiance and upwelling radiance (field of view 7°), the reflectances between 320 nm and 720 nm could be calculated with a 3.3 nm step. To correct the remaining water column of 20 cm between sensors and canopy, additional measurements were conducted just beneath the water surface. Based on these radiations, the concentration of the water constituents Chlorophyll a, Gelbstoff and suspended particular matter were determined and used for the applied water column correction models. The validation of the concentrations by laboratory analyses of water samples of the Lakes Osterseen in 2012 led to high

correlations with the most important parameter Gelbstoff. The respective influence of the three components on the light attenuation under water was illustrated.

The spectral differentiation of the macrophytes was possible up to the point of their phenological spectral fingerprints. Principal component analyses for only the data of 2011 showed good separability. Within the first principal component analysis, the differentiation of (1) sediment spectra, (2) spectra of populations with low densities and (3) macrophyte spectra was explained with a certainty of 97 %. Hence, for all 4 populations (*Najas marina*, *Elodea nuttallii*, *Chara aspera* and *Potamogeton perfoliatus*) the increasing densities between May (uncovered sediment) and August (full coverage) could be tracked well. In the second principal component analysis, the differentiation within the 4 macrophytes could be explained with a certainty of 95.5 %. Additionally, the spectra of the specific plants formed small clusters, depending on their acquisition date. Thus, specific spectral changes were connected to phenological changes within the population structure or the pigment composition. These findings were confirmed by a stepwise classification, based on the complete dataset from 2010 and 2011. For each of the 4 hierarchical classification levels, a linear discriminant function was developed and tested. The single levels are a) assignment of a spectrum to sediment, plant, population with sediment influence, population with water influence or water alone; b) assignment of a plant spectrum to a macrophyte species; c) assignment of a species spectrum to one of its phenological stages and d) assignment of a spectrum of a population with sediment influence to a macrophyte species. The levels c) and d) are at the same hierarchy, as in both cases the classes are built of phenological stages. The classification results were 79 % in average, whereas the reduction of wavelengths and the use of the first derivative lead to individual improvements.

The differentiation of spectral signatures to the point of phenological stages can help to compensate the lower spectral resolution of multispectral satellites compared to the hyperspectral airborne sensors. Sufficient revisit time of the satellites enables to track phenological changes. To verify this, RapidEye-data were classified, based on *in situ*-measurements of 2011. By a polynomial fit of 2nd degree, supported by the repeated *in situ*-measurements, the particular reflectances were simulated for the acquisition dates 06.05.2011, 16.07.2011 and 03.09.2011. By the ratio of the differences of the means to the differences of the standard deviations, the separability of the macrophytes was estimated. For the level 3-A RapidEye-data, an atmospheric correction was conducted for areas, selected by a land-water-mask and verified by means of deep water reflectances, collected *in situ* just above the water surface. The shallow water areas were also selected by a mask and subsequently classified with the ENVI-Tool BOMBER. As 3 endmembers are required for classification, the *in situ*-reflectances of *Chara aspera*, *Najas marina* and bare sediment were used. The differentiation within the macrophytes was proven to be dependent on the acquisition date and therefore on the phenology. For *Chara aspera* and *Najas marina*, the best separability was found in September. Despite a good atmospheric correction, the identification of the macrophytes was not satisfying. The vegetated areas were separated from sediment and the

identification of populations of *Chara aspera* was appropriate, but the deeper growing *Najas marina* was classified as *Chara aspera* as well. This might be due to the insufficient determination of the concentrations of Chlorophyll a, Gelbstoff and suspended particulate matter from the multispectral data and therefore an inaccurate water column correction. This is based on the overlap of the blue absorption bands of Chlorophyll a and Gelbstoff. This assumption is supported by the comparison with the successful method of assigning the concentrations by the inversion of the attenuation factor – calculated from *in situ*-measurements of the downwelling irradiance – with the program Water Colour Simulator. Apparently, the application of the tool BOMBER (which was developed for hyperspectral data) on multispectral data, is limited. By integration the growing depth as decision criterion, an improvement of the identification of macrophytes in multispectral data might be achieved.

The influence of the sensor viewing angle on the *in situ*-reflectance spectra could not be considered within the systematic measurement matrix described above. Thus, the directional upwelling radiation was investigated with a goniometer. In order to compare these dependencies between terrestrial and water surface, the measurements were performed upon a population of *Phragmites australis* in Iffeldorf and a shallow water site at Lake Starnberg. The measurement positions were at azimuth angles of 0 °, 30 °, 60 °, 90 °, 135 ° and 180 ° and at zenith angles of 20 °, 40 ° and 60 °, respectively. Including 5 additional positions at and around the hotspot and another one at Nadir, 24 positions resulted all together. After calculating and averaging the reflectance spectra $R_{rs}(\lambda)$ of 5 repetitions at each position, the anisotropic factors (ANIF) were computed, i.e. normalised with the Nadir-spectra. By means of mirroring the values along the principal plain and the Delauny interpolation, the anisotropic factors for the complete hemisphere between 0 ° and 60 ° zenith angle were calculated. Typical terrestrial BRDF-effects resulted for *Phragmites australis*. Thus, the anisotropy along the principal plain is higher compared to the orthogonal one. The highest values are located at the hotspot (2.5 times the Nadir), the lowest (0.9 to 1) in Nadir position or along the forward principal plane. The anisotropy of the water surface was dominated by sunglint, which leads to values 30 times higher than Nadir located at the opposite of the hotspot. To enable the comparison of the remaining values with those of *Phragmites australis*, the masking of the region between 135 ° and 225 ° azimuth angle was necessary. In summary, the anisotropic values upon the water surface covered a larger range and were distributed different.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	III
ABSTRACT	VII
INHALTSVERZEICHNIS	X
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XIII
TABELLENVERZEICHNIS	XVI
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XVII
EINGEBUNDENE VERÖFFENTLICHUNGEN	XX
ZUSAMMENFASSUNGEN DER EINGEBUNDENEN VERÖFFENTLICHUNGEN	XXI
Veröffentlichung 1	XXI
Veröffentlichung 2	XXII
Veröffentlichung 3	XXIII
BEITRÄGE DER AUTOREN	XXIV
1 EINLEITUNG	25
1.1 Makrophyten und ihre Funktion als Bioindikatoren	25
1.2 Kartierung von Makrophyten	25
1.3 Makrophyten in der Fernerkundung	26
1.4 Fragestellungen	27
1.5 Ziele der Arbeit	27
1.6 Hypothesen	28
1.7 Struktur der Arbeit	28
2 PHYSIKALISCHE GRUNDLAGEN DER GEWÄSSERFERNERKUNDUNG	29
2.1 Die elektromagnetische Strahlung	29
2.2 Einflüsse der Atmosphäre	29
2.3 Einflüsse der Wasseroberfläche	29
2.4 Einflüsse der Wassersäule	30
2.4.1 Wasser	30
2.4.2 Gelbstoffe	31
2.4.3 Phytoplankton	31
2.4.4 Schwebstoffe	32
2.4.5 Gesamtabsorption	32
2.4.6 Gesamtstreuung	33
2.5 Radiometrische Größen	33
2.6 Optische Eigenschaften des Wassers	34
3 METHODIK	36

3.1	Untersuchungsgebiete.....	36
3.1.1	Das Alpenvorland.....	36
3.1.2	Der Starnberger See	38
3.1.3	Der Tegernsee	38
3.1.4	Die Osterseen	39
3.1.5	Untersuchungsobjekte und Testflächen	39
3.2	<i>In situ</i> spektroradiometrische Messungen	40
3.2.1	Messaufbau und Datenerhebung	40
3.2.2	Datenprozessierung	42
3.2.3	Wassersäulenkorrektur	43
3.3	Wasserproben	43
3.3.1	Chlorophyll a.....	43
3.3.2	Schwebstoffe	44
3.3.3	Gelbstoffe.....	44
3.4	Biometrische Datenerhebung	45
3.5	Spektralmessungen mittels Goniometer	46
4	COLLECTING <i>IN SITU</i> -REMOTE SENSING REFLECTANCES OF SUBMERSED MACROPHYTES TO BUILD UP A SPECTRAL LIBRARY FOR LAKE MONITORING.....	48
4.1	Abstract.....	48
4.2	Introduction	48
4.3	Methods	49
4.3.1	Study site	49
4.3.2	Biometric measurements	50
4.3.3	Reflectance measurements	50
4.3.4	<i>In situ</i> -data of water constituents	53
4.3.5	Data processing	53
4.3.6	Principal component analysis (PCA)	54
4.4	Results and Discussion	54
4.4.1	Biometric measurements	54
4.4.2	Water column correction	55
4.4.3	Reflectance measurements	56
4.4.4	PCA.....	60
4.5	Conclusion.....	63
4.6	Acknowledgements	64
5	EVALUATION OF THE ANISOTROPY FACTORS ON AQUATIC TEST SITES CAUSED BY RAPID-EYE OFF-NADIR DATA ACQUISITION WITH THE MOBILE GONIOMETRIC SYSTEM (MGS).....	65

5.1	Abstract.....	65
5.2	Introduction	65
5.3	Methods	66
5.3.1	Bi-directional reflectance distribution function	66
5.3.2	Test sites.....	67
5.3.3	The Mobile Goniometric System (MGS).....	67
5.4	Results	69
5.5	Discussion.....	70
5.6	Conclusion.....	73
5.7	Acknowledgements	74
6	LITTORAL BOTTOM MAPPING IN LAKES USING MULTITEMPORAL RAPID EYE-DATA	75
6.1	Abstract.....	75
6.2	Introduction	75
6.3	Methods and Material	76
6.3.1	Study area.....	76
6.3.2	<i>In situ</i> -data collection and processing	77
6.3.3	RapidEye-data and pre-processing.....	78
6.3.4	The bio-optical model BOMBER	79
6.4	Results and discussion.....	80
6.4.1	<i>In situ</i> -measurements.....	80
6.4.2	RapidEye-data	83
6.5	Conclusion.....	87
6.6	Acknowledgements	87
7	SYNTHESE UND DISKUSSION	88
7.1	Messaufbau und spektroradiometrische Daten.....	88
7.2	Ableitung phänologischer Merkmale aus <i>in situ</i> -Reflexionsspektren.....	89
7.3	Einfluss des Sonnenstandes auf <i>in situ</i> -Reflexionsspektren.....	92
7.4	Klassifikation der <i>in situ</i> -Reflexionsspektren.....	92
7.5	Einfluss des Blickwinkels auf <i>in situ</i> -Reflexionsspektren	97
7.6	<i>In situ</i> -Reflexionsspektren und RapidEye-Daten	98
	BIBLIOGRAPHIE	100
	DANKSAGUNG	XXII
	EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG.....	XXIII
	ANHANG.....	XXIV

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Absorption (Gege, 2004b) und Streuung (Giardino et al., 2012) von Wasser zwischen 400 nm und 700 nm.....	30
Abbildung 2: Absorptionen von cDOM (Giardino et al., 2012), Phytoplankton und Wasser (Gege, 2004b). Aus Darstellungsgründen wurde das Spektrum für Phytoplankton mit Faktor 10 überhöht. ..	33
Abbildung 3: Karte der Untersuchungsgebiete Starnberger See, Osterseen und Tegernsee, inklusive Überblickskarte.	37
Abbildung 4: Klimadiagramm der Stadt München. Eigene Anfertigung auf Grundlage der Daten des Deutschen Wetterdienstes und des Bayerischen Wasserwirtschaftsamts.....	38
Abbildung 5: Messaufbauten für uferferne (links) und -nahe (rechts) Messungen, inklusive des Käfigs (mittig) mit den darin befestigten RAMSES-Sensoren und Canon Digitalkameras	40
Abbildung 6: Überblick über die Messtage in den Kalenderwochen 19 bis 42 im Jahr 2011	41
Abbildung 7: Goniometer-Konstruktion auf dem Dach eines Defenders bei Messungen über eine <i>Phragmites australis</i> Bestand bei Iffeldorf. a) Messung bei 90 ° Azimuth; b) Messung bei 0 ° Azimuth; c) Messschema nach Schneider et al. (2007).....	47
Abbildung 8: Experimental set-up of the <i>in situ</i> -data sampling and data flow of evaluation; detailed descriptions are given in paragraphs ‘ <i>Reflectance measurements</i> ’ and ‘ <i>Data processing</i> ’; abbreviations not mentioned in the text: SGF: Savitzky-Golay-Filter; k_{uw} : attenuation coefficient of backscattered radiation in the water; k_{ub} : attenuation coefficient of reflected radiation from the bottom; $R_{rs-corr}$: corrected remote sensing reflectance.....	52
Abbildung 9: Influences of the water constituents cDOM, Chl-a and SPM onto the attenuation of downwelling irradiance. Spectra were simulated in WASI for typical concentration values.	55
Abbildung 10: left: Uncorrected (red solid) and three corrected median spectra of <i>Najas marina</i> . Correction was performed with constant cDOM (0.37 m ⁻¹) and SPM (0.1 mg/l) and varying Chl-a concentrations (3.35 µg/l green dotted, 6.7 µg/l green dashed, 13.4 mg/l green solid); right: Intensities of downwelling irradiance at different depths. Range from 700 nm to 950 nm at depths 1.3 m and 3 m is zoomed to show noise.....	56
Abbildung 11: Sequence of remote sensing reflectances of <i>Elodea nuttallii</i> (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to October and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).	57
Abbildung 12: Sequence of remote sensing reflectances of <i>Najas marina</i> (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to October and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).	58
Abbildung 13: Sequence of remote sensing reflectances of <i>Chara</i> spp. (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to September and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).....	59

Abbildung 14: Sequence of remote sensing reflectances of *Potamogeton perfoliatus* (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to September and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure). 60

Abbildung 15: Principal component analysis (PCA) of all medians between 400 nm and 700 nm; green: macrophytes, blue: sparsely covered sediments, red: sediments (Sed_a: sediment at *Chara* spp. site; Sed_b: sediment at *Potamogeton perfoliatus* site; Sed_c: sediment at *Najas marina* site; Sed_d: sediment at *Elodea nuttallii* site). 61

Abbildung 16: Principal component analysis (PCA) of all medians of macrophytes between 400 nm and 700 nm; green: *Elodea nuttallii*, blue: *Najas marina*, red: *Chara* spp., orange: *Potamogeton perfoliatus*. The arrows indicate temporal effects; the ellipses encircle two spectral groups of *Najas marina* in September and October, respectively. 62

Abbildung 17: The Mobile Goniometric System (MGS). a) viewing in the orthogonal plane at 60° zenith angle; b) nadir position; c) Ed-sensor on the very top; d) Lu-sensor and hotspot control; e) 2 Canon G10 digital cameras; f) Measurement strategy of 24 recording positions with a regular raster of 19 positions (red points) and 5 additional positions in and around the hotspot (yellow points); 68

Abbildung 18: Remote sensing reflectances at the water test site, collected from different directions; most are coloured in green, measurements with high intensities are given in dashed (at azimuth of 135 °) or solid (at azimuth of 180 °) red. 69

Abbildung 19: Above: measured remote sensing reflectances at nadir (black) and remote sensing reflectances, combined of the particulate minimum (blue) and maximum (red) intensities at RapidEye-bands. Below: anisotropic factors (ANIF) of *Phragmites australis* (common reed) at RapidEye-bands with azimuths ranging from 0 ° to 360 ° and zeniths ranging from 0 ° to 60 ° (polar plots a) to e)). ... 71

Abbildung 20: Above: measured remote sensing reflectances at nadir (black) and remote sensing reflectances, combined of the particulate minimum (blue) and maximum (red) intensities at RapidEye-bands. Below: anisotropic factors (ANIF) of the shallow water site at RapidEye-bands with azimuths ranging from 0 ° to 360 ° and zeniths ranging from 0 ° to 60 ° (polar plots a) to e)); region between 135° and 180° was masked, due to high sun glint effects..... 72

Abbildung 21: Location of Lake Starnberg and RapidEye-image from 03/09/11 77

Abbildung 22: Seasonal variability of bottom r_{rs} of different macrophytes from May to September measured with RAMSES. The solid line shows the mean values, the dashed line shows the mean \pm standard deviation..... 80

Abbildung 23: interpolated deep water r_{rs}^{dp} -spectra (left) and bottom r_{rs}^b -spectra of *Najas marina* (right) during growing season 2011 (based on *in situ*-measurements)..... 82

Abbildung 24: Bottom r_{rs} used for unmixing of the RapidEye-scene from 03/09/11, circles show the spectra resampled to RapidEye, error bars show standard deviation..... 83

Abbildung 25: *in situ* measured R_{rs} over a *Najas marina* patch in 3 meter water depth d_p (below) and derived deep water reflectance $R_{rs}^{d_p}$ (above) were resampled to the spectral resolution of RapidEye (red curves) and compared to the image derived R_{rs} spectra after atmospheric correction (black lines). For the shallow water area only one pixel centered at the measurement site was used, the deep water reflection is the mean of 100 pixels (shown \pm standard deviation) located nearby the test site..... 84

Abbildung 26: result of bottom unmixing for three selected RapidEye-subsets showing the test site Bernried..... 85

Abbildung 27: seasonal variability of the concentrations of phytoplankton (CHL), suspended particulate matter (SPM), and coloured dissolved organic matter (cDOM) from WASI inverted E_d -measurements (black squares) and BOMBER processed RapidEye-images (red squares), error bars show standard deviation..... 86

Abbildung 28: Schematische Darstellung der stufenweisen Klassifikation. P: Pflanze, PS: Pflanze mit Sedimenteinfluss, S: Sediment, PW: Pflanze mit Wassersäule, W: Wasser. 93

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Minimum and maximum ANIF at our test sites at a relative azimuth of 45 ° and 550 nm, depending on typical pointing/viewing angles.	73
Tabelle 2: M-statistic for all possible combinations of measured macrophytes reflectances (resampled to RapidEye), grey areas indicate bad separability ($M < 1$).....	81
Tabelle 3: Übersicht über die phänologischen Phasen der untersuchten Makrophyten und deren biometrischen Parametern.	90
Tabelle 4: links: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene a mit den Klassen P (Pflanze), PS (Pflanze mit Sedimenteinfluss), PW (Pflanze mit Wassersäule), S (Sediment) und W (Wasser); rechts: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene b mit den Klassen Chara spp., Elodea n., Najas m. und Pot. p.....	93
Tabelle 5: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene c für die Bestände von <i>Chara</i> spp. (links) und <i>Potamogeton perfoliatus</i> (rechts). Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweiligen phänologischen Phasen der Arten wider (vgl. Tabelle 3).....	94
Tabelle 6: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene c für die Bestände von <i>Elodea nuttallii</i> (links) und <i>Najas marina</i> (rechts). Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweiligen phänologischen Phasen der Arten wider (vgl. Tabelle 3).....	94
Tabelle 7: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene d. Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweils erste phänologische Phase der Arten wider (vgl. Tabelle 3).....	95
Tabelle 8: Vergleich der Klassifikationsergebnisse vor und nach der Reduzierung des Spektrums auf die Wellenlängen von Becker et al. (2007). Grüne bzw. rote Schriftfarben zeigen unveränderte und/oder verbesserte bzw. verschlechterte Klassifikationsgenauigkeiten an.	96
Tabelle 9: Vergleich der Klassifikationsergebnisse zwischen der Anwendung des gesamten Reflexionsspektrums zwischen 400 nm und 700 nm und der Anwendung ausgewählter Wellenlängenwerte nach Pinnel (2007). Grüne bzw. rote Schriftfarben zeigen unveränderte/verbesserte bzw. verschlechterte Klassifikationsgenauigkeiten an.	97

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

A	Fläche
$a(\lambda)$	Absorption, wellenlängenabhängig
$a_{\text{phy}}(\lambda)$	Absorption des Phytoplanktons, wellenlängenabhängig
$a_{\text{cDOM}}(\lambda)$	Absorption des Gelbstoffs, wellenlängenabhängig
$a_{\text{W}}(\lambda)$	Absorption des Wassers, wellenlängenabhängig, aus (Gege, 2004b)
$a_{\text{NAP}}(\lambda)$	Absorption der non-algal particles, wellenlängenabhängig
$a_{\text{B}}(\lambda)$	Absorption des Hintergrundes, wellenlängenabhängig
$A(\lambda)$	wellenlängenabhängige Konstante aus (Bricaud et al., 1995)
$A_{\text{rs},1}$	Konstante aus (Albert & Mobley, 2003)
$A_{\text{rs},2}$	Konstante aus (Albert & Mobley, 2003)
ANIF	Anisotropiefaktor
AOP	apparent optical properties (ersichtliche optische Eigenschaften)
A_{V}	Chl-a Absorption vor der Ansäuerung
A_{N}	Chl-a Absorption nach der Ansäuerung
$B(\lambda)$	wellenlängenabhängige Konstante aus (Babin et al., 2003)
$bb(\lambda)$	Streuung, wellenlängenabhängig
$bb_{\text{phy}}(\lambda)$	Streuung des Phytoplanktons, wellenlängenabhängig
$bb_{\text{phy}}^*(\lambda)$	wellenlängenabhängige Konstante aus (Brando & Dekker, 2003)
$bb_{\text{W}}(\lambda)$	Streuung des Wassers, wellenlängenabhängig, aus (Giardino et al., 2012)
$bb_{\text{NAP}}(\lambda)$	Streuung der non-algal particles, wellenlängenabhängig
$bb_{\text{NAP}}^*(\lambda)$	wellenlängenabhängige Konstante aus (Giardino et al., 2012)
β_{C}	Konzentration von Chlorophyll a
BRDF	Bidirektionale Reflektanzverteilungsfunktion (Bidirectional Reflectance Distribution Function)
Chl-a	Chlorophyll a
cDOM	Gelbstoff (coloured dissolved organic matter)
C	Konstante aus (Giardino et al., 2012)
$\cos\theta'_{\text{sun}}$	Kosinus des Sonnenzenithwinkels
$\cos\theta'_v$	Kosinus des Beobachtungszenithwinkels

D	Konstante aus (Giardino et al., 2012)
d	Index für abwärts gerichtete (downwelling) Strahlungsflüsse
$E_d(\lambda)$	abwärts gerichtete Bestrahlungsstärke, wellenlängenabhängig
$E_u(\lambda)$	aufwärts gerichtete Bestrahlungsstärke, wellenlängenabhängig
e	Eulersche Zahl, ($\sim 2,718281$)
f_{rs}	von Absorption, Streuung und Beobachtungsgeometrie abhängige Funktion, winkelabhängig
$f_r(\lambda)$	BRDF-Funktion (bidirectional reflectance distribution function), wellenlängenabhängig
G_b	Konstante aus (Giardino et al., 2012)
IOP	inherent optical properties (inhärente optische Eigenschaften)
i	Index für einfallende (incident) Strahlung oder als fortlaufender Index
$K_d(\lambda)$	diffuser Attenuationskoeffizient, wellenlängenabhängig
$k_{uw}(\lambda)$	Attenuationskoeffizient der aufwärts gerichteten Strahldichte des Wassers, wellenlängenabhängig
$k_{ub}(\lambda)$	Attenuationskoeffizient der aufwärts gerichteten Strahldichte des Untergrunds, wellenlängenabhängig
$L_u(\lambda)$	aufwärts gerichtete Strahldichte
$L(\lambda)$	Strahldichte, wellenlängenabhängig
$L_{sky}(\lambda)$	Strahldichte des Himmels, wellenlängenabhängig
$L_{glint}(\lambda), L_{sunglit}(\lambda)$	Strahldichten der Wasseroberfläche, wellenlängenabhängig
$L_w(\lambda)$	Strahldichte des Wassers, wellenlängenabhängig
$L_b(\lambda)$	Strahldichte des Untergrunds, wellenlängenabhängig
l	Küvettenlänge (kann indiziert sein)
0_b	Konstante aus (Giardino et al., 2012)
$Q(\lambda)$	Q-Faktor, Verhältnis zwischen $E_u(\lambda)$ und $L_u(\lambda)$
$R_{rs}(\lambda)$ oder $R_{rs}(\lambda, 0+)$	remote sensing reflectance über der Wasseroberfläche, wellenlängenabhängig
$R_{rs}(\lambda, 0-)$	remote sensing reflectance unter der Wasseroberfläche, wellenlängenabhängig
$R_{rs}^-(\lambda)$	remote sensing reflectance unter der Wasseroberfläche, gemessen über tiefem Wasser, wellenlängenabhängig
$R_{rs}^{sh-}(\lambda)$	remote sensing reflectance unter der Wasseroberfläche, gemessen über flachem Wasser, wellenlängenabhängig

Abkürzungsverzeichnis

$R_{rs}^b(\lambda)$	remote sensing reflectance, gemessen über Gewässergrund, wellenlängenabhängig
$R_{irr}(\lambda)$	Irradianzreflexion, wellenlängenabhängig
$R_{irr}(\lambda, 0^-)$	Irradianzreflexion unter der Wasseroberfläche, wellenlängenabhängig
$R(\lambda)$	Reflexionssignal
$R_{Nadir}(\lambda)$ oder $R_0(\lambda)$	Reflexionssignal aus Nadir-Richtung
r	Index für reflektierte Strahlung
SPM	Schwebstoffe (suspended particular matter)
T	Transmission (kann indiziert sein)
u	Index für aufwärts gerichtete (upwelling) Strahlungsflüsse
V_E	Volumen des Extraktionsmittel
V_P	Volumen der Probe
$\omega_b(\lambda)$	von Absorption und Streuung abhängige Funktion, wellenlängenabhängig
z	Tiefe (kann indiziert sein)
z_B	Tiefe des Gewässergrundes
Ω	Raumwinkel
Φ	Strahlungsfluss
Φ	Azimuthwinkel
Θ	Zenithwinkel

Abkürzungen innerhalb der integrierten Originalveröffentlichungen können von obiger Liste abweichen, sind jedoch innerhalb der jeweiligen Veröffentlichung erklärt.

EINGEBUNDENE VERÖFFENTLICHUNGEN

Veröffentlichung 1

Wolf, P., Rößler, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Collecting *in situ* remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring. *European Journal of Remote Sensing*. Volume: 46 Year: 2013 Pages: 401 - 416 DOI: 10.5721/EuJRS20134623. Published online: 20/04/2013

Veröffentlichung 2

Wolf, P., Rößler, S., Schneider, T. & Melzer A.(2013): Evaluation of the anisotropy factors on aquatic test sites caused by RapidEye off-nadir data acquisition with the Mobile Goniometric System (MGS). In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): *RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service*. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 221-237.

Veröffentlichung 3

Rößler, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer A. (2013): Littoral bottom mapping in lakes using multitemporal RapidEye-data. In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): *RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service*. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 107-127.

ZUSAMMENFASSUNGEN DER EINGEBUNDENEN VERÖFFENTLICHUNGEN

Veröffentlichung 1

Die Arbeit beschäftigt sich mit den phänologischen Veränderungen der untersuchten Makrophyten und den damit einhergehenden Änderungen ihrer Reflexionssignale. Grundlage dieser Auswertung sind Datenerhebungen zwischen Mai und Oktober des Jahres 2011 am Starnberger See (48,0°N, 11,3°O) und dem Tegernsee (47,7°N, 11,7°O).

Zunächst werden im Methodenteil sowohl die Erhebung und Auswertung der spektralen *in situ*-Daten, also auch die Aufnahme biometrischer Parameter vorgestellt. Die Spektralmessungen wurden mit hyperspektralen RAMSES Unterwasserradiometern der Firma TriOS GmbH in unterschiedliche Wuchstiefen (2m-5m) direkt über Bestandsoberflächen durchgeführt. Aus der abwärts gerichteten hemisphärische Bestrahlungsstärken und der aufwärts gerichteten Strahldichte (Öffnungswinkel von 7°) konnten die Reflexionsspektren zwischen 320nm und 750nm (3,3nm Schritte) berechnet werden. Um die verbleibenden 20cm Wassersäule zwischen Sensorik und Bestand herausrechnen zu können, wurde zusätzlich direkt unter der Wasseroberfläche gemessen. Die aus diesen Messungen ableitbaren Gehalte der Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a, Gelbstoff und gelöste partikuläre Materie waren die Grundlagen für die zur Korrektur angewendeten Modelle. Die Validierung der Konzentrationsbestimmungen mit Laboranalysen an den Osterseen im Jahre 2012 ergab eine hohe Korrelation des wichtigsten Parameters Gelbstoff. Der jeweilige Einfluss der drei Größen auf die Lichtabschwächung unter Wasser ist dargestellt.

Für alle vier Bestände (*Najas marina*, *Elodea nuttallii*, *Chara aspera* und *Potamogeton perfoliatus*) konnten die zunehmenden Bestandsdichten zwischen Mai (unbedecktes Sediment) und August (Vollbestand) spektral sehr gut nachverfolgt werden. Spezifische Änderungen wie die Stauchung der Reflexionsspektren konnten mit Veränderungen in der Bestandsstruktur und Pigmentzusammensetzung in Verbindung gebracht werden. Eine Abhängigkeit von der Wuchstiefe war in keinem der Fälle erkennbar. Der Auslöser spektraler Unterschiede der unbedeckten Sedimente wird in unterschiedlichen organischen Gehalten und Auflagen gesehen. Trotz intraspezifischer Variabilität, konnten mittels Hauptkomponentenanalysen die spektralen Gruppen sehr gut unterschieden werden. Die Trennung von (1) Sedimentspektren, (2) Makrophytenspektren und (3) Spektren von Beständen mit geringen Wuchsdichten konnte zu 97% erklärt werden. Die Trennung der vier Makrophyten untereinander zu 95,5%.

Es konnten die Trennbarkeit untereinander und die Zuordnung der Spektren zu phänologischen Stadien der untersuchten Makrophyten gezeigt werden. Die Zusammenfassung dieser „spektralen Fingerabdrücke“ in einer Bibliothek wird als grundlegender Schritt hinsichtlich der Makrophytenkartierung mittels Fernerkundung angesehen.

Veröffentlichung 2

Diese Arbeit konzentriert sich auf die Abhängigkeit des Reflexionssignals von unterschiedlichen Blickrichtungen, der Bidirektionalen Reflektanzverteilungsfunktion (BRDF). Um Unterschiede dieser Abhängigkeiten zwischen Land und Wasserfläche zu ermitteln, wurden mit einem Goniometer Spektralmessungen über einem Schilfbestand (*Phragmites australis*) bei Iffeldorf (47,8°N, 11,3°O) und über einer Wasserfläche am Starnberger See (48,0°N, 11,3°O) durchgeführt.

Um die richtungsabhängige Rückstrahllichte ($L_u(\lambda)$) der untersuchten Flächen messen zu können, wurde ein RAMSES ARC-Sensor (TriOS GmbH) an einen beweglichen Ausleger montiert. Die Messpositionen befanden sich für die Azimutwinkel 0°, 30°, 60°, 90°, 135° und 180° jeweils an den Zenithwinkeln 20°, 40° und 60°. Zusätzlich 5 weiterer Stellen an bzw. um den Hotspot und einer in NADIR ergaben sich 24 Positionen. Das Prinzip des „eingeschriebenen Winkels“ ermöglichte die Beobachtung ein und derselben Fläche von unterschiedlichen Blickwinkeln aus. An jedem dieser Blickwinkel wurde zeitgleich zu 5 $L_u(\lambda)$ -Messungen, auch 5x die abwärts gerichtete hemisphärische Bestrahlungsstärke $E_d(\lambda)$ von einer unveränderten Position aus gemessen. Nach Berechnung und Mittelung der Reflexionsspektren $R_{rs}(\lambda)$ in jedem Punkt, wurden die Anisotropiefaktoren (ANIF) berechnet, die Spektren wurden also mit dem NADIR-Spektrum normalisiert. An der NADIR-Position selbst beträgt der ANIF 1, an Stellen von geringerer Reflexion liegt der ANIF zwischen 0 und 1, an Stellen höherer Reflexion ist der ANIF größer 1. Mittels Spiegelung der Werte entlang der Hauptebene und dem Delaunay Interpolationsverfahren konnten die Anisotropiefaktoren für die gesamte hemisphärische Oberfläche zwischen 0° und 60° Zenithwinkel berechnet werden. Im Rahmen dieser Veröffentlichung wurden die gemessenen Spektren auf die Auflösung von RapidEye skaliert.

Für *Phragmites australis* ergaben sich für terrestrische Vegetationsflächen typische BRDF-Effekte. So ist die Anisotropie entlang der Hauptebene höher als entlang der orthogonalen. Mit dem 2,5-fachen des NADIR-Wertes liegen die höchsten Werte im Hotspot. Die niedrigsten Werte zwischen 0,9 und 1 in NADIR-Position oder auf der Hauptachse der vorwärts gerichteten Hauptebene. Die Anisotropie der Wasserfläche wird vom sunglint-Effekt dominiert und führt daher gegenüber dem Hotspot zu ca. 30fach höheren Werten im Vergleich zur NADIR Position. Um die übrigen Werte mit jenen der Schilffläche vergleichen zu können, wurden die Bereiche zwischen den Azimutwinkeln 135° und 225° ausmaskiert. Trotzdem ergeben sich am Rande dieser Maske bei 135° und 225° Azimutwinkel immer noch ANIF-Werte von 3,5. Die niedrigsten Werte mit 0,5 liegen in der rückwärts gerichteten Hauptebene, fernab der Hauptachse. Die ANIF-Werte erstrecken für die Wasserfläche also über einen größeren Bereich und weisen eine unterschiedliche Verteilung auf.

Die mittels dieser Methode bestimmten Korrekturfaktoren können auf diverse Sensoren wie RapidEye oder HyMap angewandt werden, um deren Daten bei unterschiedlichen Blickrichtungen korrigieren zu können. Dies ermöglicht die Verwendung von off-NADIR Daten und erhöht so die Befliegungsraten.

Veröffentlichung 3

Für diese Arbeit wurden RapidEye-Daten basierend auf in-situ Messungen von 2011 und mit Hilfe des ENVI-Tools BOMBER klassifiziert. Der Schwerpunkt lag auf der Klassifizierung der 3 Endmember *Chara aspera*, *Najas marina* und einem Sediment des Starnberger See (48,0°N, 11,3°O).

Die Erhebung der *in situ*-Daten umfasste die abwärts und aufwärts gerichtete Bestrahlungsstärke $E_d(\lambda)$ und $E_u(\lambda)$ und die aufwärts gerichtete Strahldichte $L_u(\lambda)$ in einem Bereich von 320nm bis 950nm. Messtiefen waren direkt über der Bestandsoberfläche, direkt unter der Wasseroberfläche und über der Wasseroberfläche. Aus ihnen wurden die entsprechenden Reflexionssignale (r), die Anisotropie des Unterwasserlichtfeldes (Q) und der Attenuationskoeffizient $K_d(\lambda)$ für Wasser berechnet. Sie dienen der Durchführung und Überprüfung von Prozessierungsschritten der RapidEye-Daten und als Endmember für die Klassifikation. Durch einen Polynomfit 2ten Grades, gestützt auf den mehrmals im Jahr durchgeführten Messungen, konnte für jeden beliebigen Aufnahmezeitpunkt das entsprechende Reflexionssignal simuliert werden. Über das Verhältnis der jeweiligen Mittelwertdifferenzen zu den Differenzen der Standardabweichungen wurde die Trennbarkeit der Makrophyten abgeschätzt.

Aus den Level 3A RapidEye-Daten wurden über den durch eine Land-Wasser Maske ausgewählten Bereichen eine Atmosphärenkorrektur durchgeführt und an Hand der *in situ* und über Wasser gemessenen Tiefenwasserreflexion geprüft. Dies anschließend erneut durch eine Maske ausgewählten Flachwasserbereiche wurden mit Hilfe des ENVI-Tools BOMBER klassifiziert. Als Endmember dienen die *in situ*-Reflexionsspektren für *Chara aspera*, *Najas marina* und einem Sediment.

Die Unterscheidbarkeit der einzelnen Makrophyten untereinander erwies sich als abhängig vom Aufnahmezeitpunkt und somit von der Phänologie der Pflanzen. Für *Chara aspera* und *Najas marina* ergab sich die beste Trennung im Monat September. Trotz einer guten Atmosphärenkorrektur war die Identifikation der Makrophyten nicht befriedigend. So konnten zwar Vegetationsflächen von Sediment unterschieden werden und auch die Zuordnung der *Characeen*-Bestände war zutreffend, allerdings wurden die tiefer wachsenden *Najas*-Bestände ebenfalls als *Chara aspera* klassifiziert.

Dies liegt möglicherweise an der Einschränkung, aus multispektralen Daten die Gehalte der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a, Gelbstoff und suspendierte partikuläre Materie genau genug zu bestimmen und somit an einer zu ungenauen Wassersäulenkorrektur. Hintergrund ist die Überlagerung der blauen Absorptionsbanden von Chlorophyll a und Gelbstoff. Gestützt wird diese Vermutung durch den Abgleich mit dem bewährten Verfahren, die Gehalte in dem Programm WASI

aus dem Attenuationsfaktor $K_d(\lambda)$ zu invertieren. Das auf hyperspektrale Daten ausgelegte Tool BOMBER ist für die Anwendung auf multispektrale Daten offensichtlich nur bedingt geeignet. Eine Verbesserung der Makrophyten-Identifikation könnte durch die Integration der Wuchstiefe als Entscheidungskriterium erreicht werden.

BEITRÄGE DER AUTOREN

Veröffentlichung 1: Das Konzept der Studie wurde von P. Wolf, S. Rößler, T. Schneider und A. Melzer entwickelt. Die Konstruktion der Messaufbauten erfolgte durch P. Wolf und T. Schneider. Die Datenerhebung inklusiver der Tauchgänge wurden von P. Wolf und S. Rößler durchgeführt. Die Prozessierung und die Analyse der Daten, Laboranalysen und die statistischen Berechnungen wurden von P. Wolf unter Mithilfe von S. Rößler durchgeführt. Die Literaturrecherche und die Erstellung der Abbildungen erfolgten durch P. Wolf. Die Erstellung und Überarbeitung des Manuskripts erfolgte durch P. Wolf, mit Unterstützung durch S. Rößler, T. Schneider und A. Melzer.

Veröffentlichung 2: Das Konzept der Studie wurde von P. Wolf, S. Rößler, T. Schneider und A. Melzer entwickelt. Die Konstruktion des Messaufbaus und die Datenerhebung erfolgten durch P. Wolf und T. Schneider. Die Prozessierung und die Analyse der Daten, die Erstellung der Abbildungen und die Literaturrecherche wurden von P. Wolf durchgeführt, unterstützt durch S. Rößler. Die Erstellung des Manuskripts und dessen Überarbeitung erfolgte durch P. Wolf, mit Hilfe von S. Rößler, T. Schneider und A. Melzer.

Veröffentlichung 3: Das Konzept der Studie wurde von S. Rößler, P. Wolf, T. Schneider und A. Melzer entwickelt. Die *in situ*-Datenerhebung wurde von S. Rößler und P. Wolf durchgeführt, die Datenanalyse, die Literaturrecherche und die Prozessierung von S. Rößler. Die Beschaffung der RapidEye-Daten erfolgte über S. Rößler und T. Schneider. Die Erstellung des Manuskripts erfolgte durch S. Rößler unter der Mithilfe von P. Wolf, T. Schneider und A. Melzer. Die Abbildungen wurden von S. Rößler erstellt.

1 EINLEITUNG

1.1 Makrophyten und ihre Funktion als Bioindikatoren

Die Seen Europas sind wichtige Ökosysteme und haben hinsichtlich des Wasserhaushalts einen direkten Einfluss auf Landökosysteme und Feuchtgebiete. Neben seinen herausragenden Funktionen als Lebensraum oder Trinkwasser, spielt das Wasser auch für private Haushalte, Landwirtschaft und Industrie eine grundlegende Rolle als Lebensmittel, Energiequelle oder Transportweg. Aquatische Ökosysteme werden in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) daher als schützenswert betrachtet. Das Ziel der EU-WRRL ist, die ökologischen Zustände aller größeren Seen Europas (> 0,5 km²) bis zum Jahre 2015 in Richtung eines guten ökologischen Zustandes zu verbessern bzw. diesen zu bewahren. Die Verbesserung der Wassergüte soll durch die Eliminierung gefährlicher Stoffe und die Reduzierung bzw. Vermeidung weiterer Einleitungen erreicht werden. Zusätzlich ist die regelmäßige Überwachung der Wasserqualität auch mit Hilfe biologischer Komponenten, wie zum Beispiel der Gewässerflora, vorgesehen (EU, 2000).

Submerse Makrophyten spielen dabei eine wichtige Rolle als Bioindikatoren zur Bestimmung der Wasserqualität (Melzer, 1976) und können bestimmten Nährstoffverhältnissen zugeordnet werden. Diese Indikatorfunktion wurde bereits in zahlreichen Arbeiten angewandt (Melzer, 1987; Malthus et al., 1990; Moss, 1990; Onaindia et al., 1996; Melzer, 1999). Neben der Bioindikation besitzen submerse Makrophyten natürlich auch wichtige Funktionen als Lebensraum, Rückzugsgebiet, Nahrungsmittel und im Nährstoffkreislauf (Pieterse & Murphy, 1990; Wilcox & Meeker, 1992; Diehl, 1993; Weaver et al., 1997; Petr, 2000; Marion & Paillisson, 2003; Schultz & Dibble, 2012).

1.2 Kartierung von Makrophyten

Zur Bestimmung der Wasserqualität mittels Makrophyten bedarf es einer Uferkartierung der Unterwasserbestände durch Forschungstaucher (Melzer & Schneider, 2001). Hier werden getrennt nach den Tiefenstufen 0 m – 1 m, 1 m – 2 m, 2 m – 4 m und > 4 m die vorkommenden Arten in 5 Häufigkeitsstufen eingeteilt (Kohler, 1978). Durch eine alternative Transektkartierung lassen sich zwar Zeit- und Kostenaufwand reduzieren, allerdings ist dann keine flächendeckende Aufnahme mehr möglich. Um die Pflanzenbestände großflächig aber in kurzer Zeit zu erfassen, kann die Fernerkundung eine nützliche Unterstützung sein. Vor allem schwer oder nicht zugängliche Bestände können so leichter aufgenommen werden (Vis et al., 2003; Hestir et al., 2008). Voraussetzung für die Erkennung von Unterwasservegetation aus Fernerkundungsdaten ist unter anderem deren Absorption im roten Bereich der sichtbaren Strahlung (Maeder et al., 2002; Williams et al., 2003).

1.3 Makrophyten in der Fernerkundung

Der Nutzen der Fernerkundung zur Kartierung der Unterwasservegetation wurde in zahlreichen Arbeiten dargestellt. Dabei wurden sowohl Luftbilder (Hopley, 1978; Ferguson & Wood, 1990; Marshall & Lee, 1994; Kirkman, 1996; Schmieder, 1997; Valta-Hulkkonen et al., 2003; Valta-Hulkkonen et al., 2005) als auch multispektrale (Ackleson & Klemas, 1987; Khan et al., 1992; Luczkovich et al., 1993; Michalek et al., 1993; Zhang, 1998; Sawaya et al., 2003; Dogan et al., 2009; Heblinski et al., 2011) und hyperspektrale Daten herangezogen (Heege et al., 2003; Williams et al., 2003; Becker et al., 2007; Pinnel, 2007; O'Neill & Costa, 2013). Eine artgenaue Bestimmung blieb dabei den hyperspektralen flugzeuggetragenen Sensoren vorbehalten, da diese die sowohl spektralen als auch geometrisch notwendigen Auflösungen bieten. Die Arbeiten von Becker et al. (2005; 2007) ergaben die Verwendung von mindestens 7 strategisch platzierten Bändern im VIS-NIR Bereich. Marshall und Lee (1994) und Valta-Hulkkonen et al. (2005) weisen auf Bestimmungsprobleme submerser Makrophyten aus Luftbildern hin. Im Falle multispektraler Daten sind bei karger, heterogener oder zu tief wachsender Vegetation Klassifizierungsprobleme bekannt (Ackleson & Klemas, 1987; Sawaya et al., 2003; Dogan et al., 2009). Für bathymetrische Studien (Philpot, 1989; Bierwirth et al., 1993; Lafon et al., 2002; Stumpf et al., 2003; Mishra et al., 2004) oder die Kartierung von Korallenriffen (Luczkovich et al., 1993; Matsunaga & Kayanne, 1997; Mumby et al., 1997; Andréfouët et al., 2003; Kanno, 2011) konnten multispektrale Aufnahmen bereits erfolgreich angewandt werden. Eine ausreichende Transparenz der Wassersäule ist dabei in allen Fällen entscheidend (Dekker et al., 2001).

Die bei der Gewässerfernerkundung notwendige Korrektur der Wassersäule verlangt die Bestimmung der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a (Chl-a), Gelbstoff (cDOM) und Schwebstoffe (SPM). Mit Hilfe des Programms MIP (Modular Inversion Program) von Heege et al. (2003), des ENVI-Add-On BOMBER (Bio-Optical Model Based tool for Estimating water quality and bottom properties from Remote sensing images) von Giardino et al. (2012) oder WASI-2D (Water Colour Simulator 2D) von Gege (2013) können diese Werte aus Bilddaten gewonnen werden. Als Referenzwerte für die Wasserkorrektur können sowohl Laboranalysen von *in situ* genommenen Wasserproben dienen, als auch Reflexionsspektren des Seegrundes. So muss die Korrektur der Wassersäule idealerweise zu einem Spektrum führen, welches der Referenz des Untergrundes entspricht. Mit Hilfe dieser Referenzspektren ist im Anschluss auch eine Klassifizierung der Bilddaten möglich. Das Anlegen einer Spektralbibliothek wird dabei als wichtiger Schritt in Richtung einer automatisierten Bildauswertung angesehen (Williams et al., 2003).

1.4 Fragestellungen

Um Einflüsse durch die Wassersäule zu minimieren, sollten, anders als bei Peñuelas et al. (1993), Malthus und George (1997), Williams et al. (2003), Ma et al. (2006), Yuan und Zhang (2008) und Tian et al. (2010), die Referenzspektren direkt über der Bestandsoberfläche bzw. dem Seegrund erfasst werden (Pinnel, 2007; Heblinski et al., 2011). Hierzu verwendete Unterwasser-Spektromometer müssen je nach Lage der Testfläche entweder von Land, in den meisten Fällen aber von einem Boot aus unter Wasser gebracht werden. Hierbei entstehen zahlreiche Anforderungen an den Messaufbau. Neben einem ausreichenden Abstand der Sensorik vom Boot, um Beschattungen durch das Boot selbst zu verhindern, sind auch eine Dokumentation der Messfläche und vor allem das Stabilisieren des Bootes gegen Abdriften entscheidend. Letzteres führt ansonsten zu Variationen der Messposition, des Abstandes der Sensoren zum Untergrund und dem field of view (Pinnel, 2007). Weiterhin sind mögliche Veränderungen der Reflexion abhängig von Sonnenstand, Blickwinkel und der Phänologie zu berücksichtigen. Valta-Hulkkonen et al. (2003) erwähnen dazu die zeitliche Veränderung der Reflexionsspektren und deren Verknüpfung zu Biomasse und Bestandsdichte. Um eine hohe Klassifikationsgenauigkeit durch Fernerkundungsdaten zu erzielen, müssen daher entsprechende Spektralbibliotheken zu Verfügung stehen (Louchard et al., 2003; Kutser et al., 2006; Pinnel, 2007). Die erste Spektralbibliothek aquatischer Vegetation wurde nach eigenen Angaben von Fyfe (2003) für 3 Seegräser vor der Ostküste Australiens angelegt. Basierend auf hyperspektralen *in situ*-Messungen konnten hier sowohl inter- als auch intraspezifische Unterschiede an Hand von Wellenlängenbereichen ähnlich derer von Becker (2007) ermittelt werden.

1.5 Ziele der Arbeit

Ziel der vorliegenden Arbeit war daher die Entwicklung eines stabilen Messaufbaus und der anschließenden Prozessierungskette von *in situ*-Reflexionsmessungen. Mit Hilfe eines systematischen Messrasters sollten dann die Einflüsse verschiedenster Faktoren auf die Reflexion von Makrophyten untersucht und die Zusammenhänge erkannt werden. Zu diesen beeinflussenden Faktoren gehören neben phänologischen Parametern auch äußere Rahmenbedingungen, wie der Sonnenstand und der Sensorblickwinkel. Schließlich soll aus den gewonnenen Daten eine Spektralbibliothek erstellt werden, in der neben den jeweiligen Reflexionsspektren auch die dazugehörigen phänologischen und biometrischen Daten, Standortinformationen und sonstige Rahmenbedingungen (Aufnahmezeitpunkt, Sonnenstand, etc.) aufgelistet sind.

1.6 Hypothesen

Aus diesen Zielen wurden folgende zu überprüfende Hypothesen formuliert.

- 1) Die Reflexionsspektren von Makrophytenbeständen einzelner Arten ändern sich mit der Vegetationsperiode, sie besitzen also einen „phänologischen spektralen Fingerabdruck“.
- 2) Aus den Reflexionsspektren der Makrophytenbestände können biometrische Parameter abgeleitet werden.
- 3) Die Reflexionsspektren der Makrophytenbestände ändern sich über den Tag in Abhängigkeit des Sonnenstandes.
- 4) Trotz intraspezifischer Varianz der Reflexionsspektren ist eine Unterscheidung der Makrophytenarten untereinander möglich.
- 5) Der Sensorblickwinkel hat für die Gewässerfernerkundung einen größeren Einfluss als für die terrestrischen Fernerkundung.

1.7 Struktur der Arbeit

Im weiteren Verlauf der Arbeit folgen in Kapitel 2 zunächst eine Einführung über die physikalischen Grundlagen der Gewässerfernerkundung und in Kapitel 3 die Beschreibungen der Untersuchungsgebiete und angewandten Methoden. Die Kapitel 4, 5 und 6 bestehen aus 3 begutachteten Veröffentlichungen, abgedruckt in englischer Sprache. Dabei handeln die Kapitel 4 und 5 von der *in situ*-Datenerhebung und deren Auswertung. Kapitel 6 zeigt dagegen ein Beispiel für die Anwendung der erhobenen *in situ*-Daten auf multitemporale RapidEye-Szenen. Die jeweiligen Zusammenfassungen und Autorenbeiträge sind den Seiten XXI bis XXIV zu entnehmen, die Abdruckgenehmigungen seitens der Verlage befinden sich im Anhang. Eine abschließende Diskussion der Ergebnisse und die Überprüfung der Hypothesen sind in Kapitel 7 zu finden.

2 PHYSIKALISCHE GRUNDLAGEN DER GEWÄSSERFERNERKUNDUNG

2.1 Die elektromagnetische Strahlung

Die in der Fernerkundung genutzte elektromagnetische Strahlung unterliegt auf ihrem Weg von der Sonne zu einem Fernerkundungssensor verschiedenen Wechselwirkungen. Abhängig von den Eigenschaften einzelner Partikel oder Oberflächen wird die Strahlung reflektiert, absorbiert oder transmittiert (Albertz, 2001). Dabei ist die vom Sensor erfasste Strahlung der durch Reflexion zurückgeworfene Anteil. In der Gewässerfernerkundung setzt sich dieses Signal ($L(\lambda)$) nach Heege (2000) aus von Atmosphäre ($L_{sky}(\lambda)$), Wasseroberfläche ($L_{glint}(\lambda)$, $L_{sunglint}(\lambda)$), Wassersäule ($L_w(\lambda)$) und Gewässergrund ($L_b(\lambda)$) reflektierten Strahldichten zusammen (Gleichung 1). Um Informationen über den Gewässergrund zu erhalten, muss $L(\lambda)$ von den übrigen Signalen bereinigt werden.

$$L(\lambda) = L_{sky}(\lambda) + (L_{glint}(\lambda) + L_{sunglint}(\lambda)) + L_w(\lambda) + L_b(\lambda) \quad (1)$$

2.2 Einflüsse der Atmosphäre

Voraussetzungen für die in dieser Arbeit genutzten Bereiche des sichtbaren Bereichs zwischen 400nm und 700nm, sind deren hohe Transmission durch die Atmosphäre und die wellenlängenabhängige Reflexion an der Erdoberfläche. Da die Refraktion der extraterrestrischen Strahlung an der Atmosphärenoberfläche vernachlässigt werden kann, sind in der Atmosphäre die Absorption und die Streuung die wichtigsten Einflussgrößen (Albertz, 2001). Die Absorption wird dabei im Wesentlichen durch Wasserdampf, Kohlenstoffdioxid und Ozon bestimmt. Stickstoff und Sauerstoff absorbieren zwar die ultraviolette Strahlung nahezu vollständig, spielen im erwähnten Bereich aber eine untergeordnete Rolle (Albertz, 2001). Durch die an Aerosolen stattfindende Streuung, also die Ablenkung der Strahlung in alle Richtungen entsteht die diffuse Himmelstrahlung. Zusammen mit der direkten Strahlung ergibt sich die Globalstrahlung. Intensität und Zusammensetzung dieser an der Erdoberfläche auftreffenden Strahlung sind neben der Trübung der Atmosphäre auch vom Sonnenstand und der Höhe sowie Exposition der Messfläche abhängig. Der aus der Atmosphäre insgesamt zum Fernerkundungssensor zurückgestrahlte Anteil der Strahlung wird als sky radiance (L_{sky}) bezeichnet.

2.3 Einflüsse der Wasseroberfläche

Im Gegensatz zur Atmosphärenengrenze ist die Refraktion an der Grenzfläche Luft-Wasser nicht zu vernachlässigen. Durch die unterschiedlichen Brechungsindizes von Luft (1,0) und Wasser (1,33) findet eine nach Snells Gesetz beschriebene Brechung zum Lot hin statt. Der Zenithwinkel unter Wasser ist folglich kleiner als jener über Wasser. Zusätzlich treten an der Wasseroberfläche die Reflexion von diffusem (L_{glint}) und direktem Himmelslicht ($L_{sunglint}$) auf. Eine weitere Abschwächung geschieht durch den Eintritt der verbliebenen Strahlung in die Wassersäule. Die Umrechnung der Überwasserreflexion

$R_{rs}(0+)$ in die Unterwasserreflexion $R_{rs}(0-)$ – oftmals auch durch die Schreibweisen R_{rs} und r_{rs} unterschieden – kann durch Gleichung 2 von Lee et al. (1998) genähert werden.

$$R_{rs}(\lambda, 0-) \approx \frac{R_{rs}(\lambda, 0+)}{0,518 + 1,562R_{rs}(\lambda, 0-)} \quad (2)$$

2.4 Einflüsse der Wassersäule

Nach Eintritt der Strahlung in die Wassersäule wird sie durch Absorption und Streuung stark beeinflusst. Maßgeblich hierfür sind vier Komponenten (Wasser, Gelbstoffe, Phytoplankton und Schwebstoffe), die im Folgenden charakterisiert werden.

2.4.1 Wasser

Die Absorption durch Wasser wurde von zahlreichen Autoren beschrieben (Morel & Prieur, 1977; Quickenden & Irvin, 1980; Smith & Baker, 1981; Buiteveld et al., 1994; Gege, 1994). Die sehr geringen Werte bei blauen und grünen Wellenlängen steigen über Absorptionsschultern bei 615nm bzw. 665nm in Richtung des nahen Infrarots stark an (Abbildung 1). Die Streuung hingegen verläuft umgekehrt proportional zur Wellenlänge. Die blaue Farbe großer, sauberer Wasserkörper, etwa von Ozeanen, wird dadurch hervorgerufen.

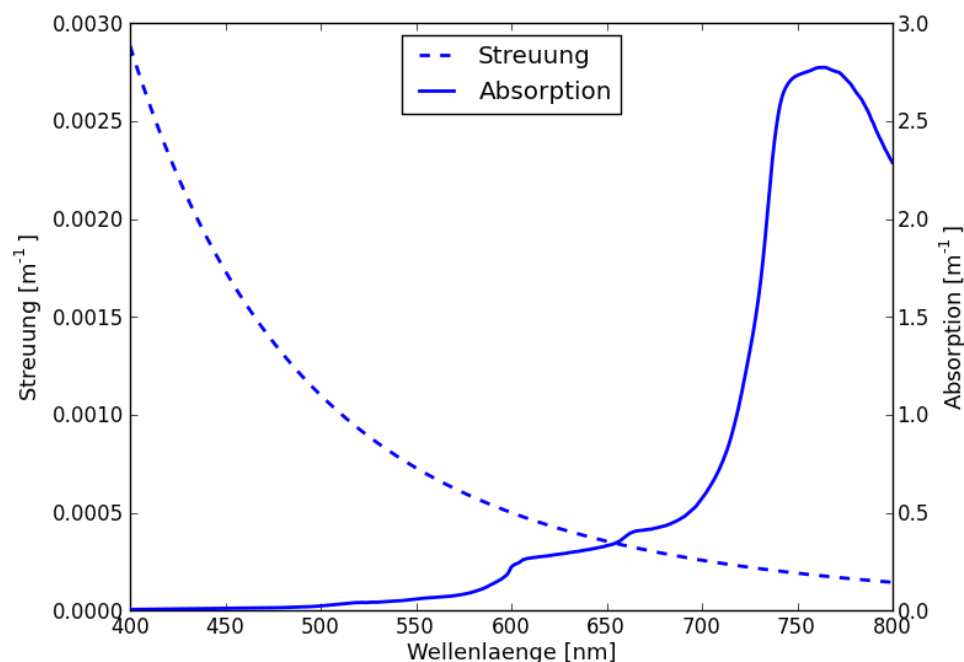


Abbildung 1: Absorption (Gege, 2004b) und Streuung (Giardino et al., 2012) von Wasser zwischen 400 nm und 700 nm.

2.4.2 Gelbstoffe

Huminstoffe werden durch den chemischen und biologischen Abbau von organischem Material gebildet (Schnitzer, 1978). Ihre Bezeichnung als Gelbstoff (Bricaud et al., 1981), coloured dissolved organic matter (cDOM) oder auch gilvin (lat. *gilvus*, *honigfarben*) (Kirk, 1976) gehen auf ihre bräunliche Färbung zurück. Die Bestandteile besitzen eine Größe von unter 0,45 µm und werden daher als gelöst bezeichnet. Im Gegensatz zur als Null angenommenen Streuung, führt die vor allem im Blauen starke Absorption zu einer sehr schnellen Verringerung der Intensitäten. Die exponentielle Abnahme mit steigender Wellenlänge wird durch Gleichung 3 (Giardino et al., 2012) beschrieben. Die Steigung C wurde für unsere Testgebiete mit dem durchschnittlichen Wert 0,014 und der Parameter D mit Null festgelegt und folgte somit den Festlegungen von Giardino et al. (2012).

$$a_{cDOM}(\lambda) = a_{cDOM}(440)e^{-C*a_{cDOM}(440)^{-D}(\lambda-440)} \quad (3)$$

2.4.3 Phytoplankton

Die durch das Phytoplankton hervorgerufene Absorption hängt von der Zusammensetzung und der Pigmentierung des Phytoplanktons ab. Neben Chlorophyll b (peaks bei 456 nm und 648 nm), den Karotinoiden (z.B. beta-Karotin bei 476 nm) und Phycobilisomen (Phycocyanin bei 625 nm, Phycoerythrin bei 565 nm) ist vor allem Chlorophyll a (peaks bei 430 nm und 665 nm) maßgeblich für die Gesamtabsorption. Wegen seines Vorkommens in allen grünen Pflanzen dient Chlorophyll a als Indikator für die Primärproduktion und die Eutrophierung eines Gewässers (Odermatt et al., 2010) und wird daher als Schätzparameter für die Phytoplanktonkonzentration benutzt. Die dafür verwendete Pigmentkonzentration [µg/l] ist dabei oftmals die Summe aus Chlorophyll a und dem verwandten Pigment *Phaeophytin-a* (Mobley, 1994). Zur Bestimmung der Phytoplanktonabsorption wurde in der vorliegenden Arbeit auf das Modell von Bricaud (1995) zurückgegriffen (Gleichung 4).

Auch die Streuung durch Phytoplankton ist von den anzutreffenden Arten abhängig (Bricaud et al., 1983; Bricaud & Morel, 1986; Morel & Bricaud, 1986; Morel, 1987) und daher starken Schwankungen unterlegen (Kondratyev & Filatov, 1999). Insgesamt ist der Anteil der Rückstreuung durch Phytoplankton im Vergleich zu jenen des Detritus bzw. der anorganischen Partikel aber deutlich kleiner. Dies liegt in den relativ zu Wasser kleineren Brechungsindizes der lebenden Zellen verglichen mit denen der anorganischen Partikel (Carder et al., 1972; Jerlov, 1976; Morel, 1987; Ackleson & Spinrad, 1988). Die Berechnung der Phytoplankton-Streuung folgte in der vorliegenden Arbeit dem Modell von Brando und Dekker (2003) in Gleichung 5. Die Bedeutungen der Abkürzungen sind dem Abkürzungsverzeichnis (Seiten XVII – XIX) zu entnehmen.

$$a_{phy}(\lambda) = A(\lambda) * Chla^{-B(\lambda)} * Chla \quad (4)$$

$$bb_{phy}(\lambda) = bb_{phy}^*(\lambda) * Chla \quad (5)$$

2.4.4 Schwebstoffe

Zu den Schwebstoffen – auch suspendierte partikuläre Materie (SPM) genannt – gehören neben dem Phytoplankton auch das abgestorbene organische Material (Detritus) und anorganische Partikel. Entsprechend des vielfältigen Ursprungs der Bestandteile, unterliegen sowohl die Konzentration, als auch die Verteilung und Zusammensetzung der Schwebstoffe hohen Schwankungen. Beeinflussende Faktoren sind unter anderem die Vegetationsperiode, die Trophie und die Menge und Häufigkeit der Einträge aus dem Einzugsgebiet. Die Absorption ist insgesamt sehr gering und hauptsächlich der organischen Komponente, also dem Detritus zuzuordnen. Gemäß den Arbeiten von Gege (1994), Heege (2000) und Pinnel (2007) wird diese auch hier als Teil der Phytoplanktonabsorption angesehen und nicht genauer spezifiziert. Die Streuung durch anorganische Partikel ist hauptsächlich von deren Größe abhängig und besitzt einen hohen Anteil an der Gesamtstreuung eines Wasserkörpers (Pinnel, 2007). In der vorliegenden Arbeit wurde die Streuung für größere Partikel mit Hilfe von Gleichung 6 (Giardino et al., 2012) berechnet.

$$bb_{NAP}(\lambda) = (G_b * SPM + O_b) * bb_{NAP}^*(\lambda) \quad (6)$$

2.4.5 Gesamtabsorption

Die Gesamtabsorption a einer Wassersäule ergibt sich aus der Summe der Absorptionen von Wasser a_w , Gelbstoff a_{cDOM} und Phytoplankton a_{phy} (Gleichung 7). Die Anteile der Schwebstoffabsorption wurden im Falle des Detritus dem Phytoplankton zugerechnet und für anorganische Partikel vernachlässigt (Giardino et al., 2012). Die Überlagerung der Absorptionsmaxima von Phytoplankton und Gelbstoff im Blauen (Abbildung 2) kann zu Über- bzw. Unterschätzungen der jeweiligen Gehalte bei Invertierungsprozessen führen (siehe paper 1). Oberhalb von 720 nm entspricht die Gesamtabsorption jener des Wassers (Pinnel, 2007).

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{cDOM}(\lambda) + a_{phy}(\lambda) \quad (7)$$

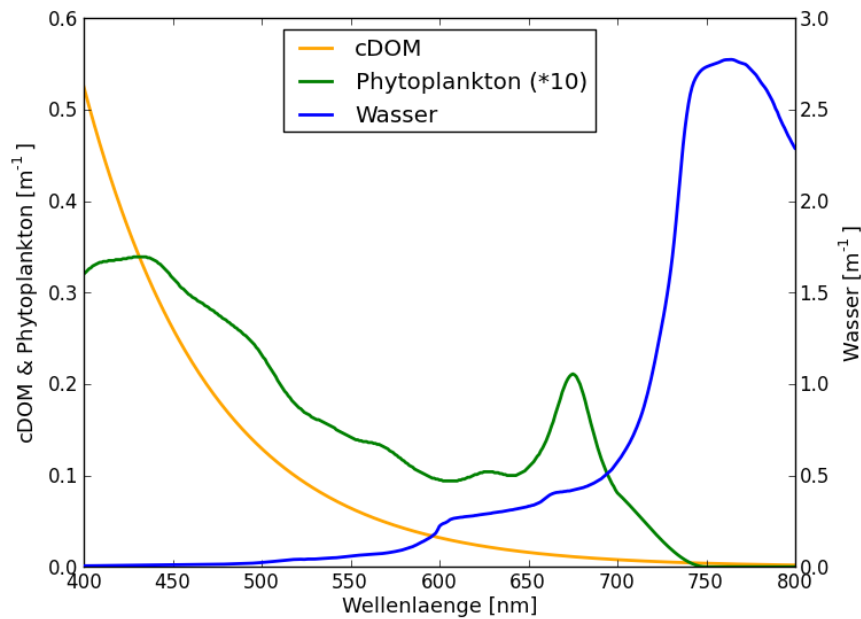


Abbildung 2: Absorptionen von cDOM (Giardino et al., 2012), Phytoplankton und Wasser (Gege, 2004b). Aus Darstellungsgründen wurde das Spektrum für Phytoplankton mit Faktor 10 überhöht.

2.4.6 Gesamtstreuung

Die Streuung bb setzt sich aus den Einzelstreuungen von Wasser bb_w , Schwebstoffen bb_{NAP} und Phytoplankton bb_{phy} zusammen, da die Streuung des Gelbstoffes als Null angenommen wird (Gleichung 8). Eine erhöhte Streuung eines Wasserkörpers steht nach Pinnel (2007) in engem Zusammenhang zu einer ebenfalls höheren Schwebstoffkonzentration.

$$bb(\lambda) = bb_w(\lambda) + bb_{NAP}(\lambda) + bb_{phy}(\lambda) \quad (8)$$

2.5 Radiometrische Größen

Die grundlegende Größe zur Erfassung des Unterwasserlichtfeldes ist die Strahldichte (Radianz). Sie wird nach Kirk (1994) als der Strahlungsfluss (Φ) von/zu einer Fläche in/aus einer bestimmten Richtung definiert. Mobley (1994) bezeichnet sie als Radianz-Energie, welche innerhalb einer bestimmten Zeit (Δt) und Wellenlängenbereich ($\Delta \lambda$) unter einem bestimmten Raumwinkel ($\Delta \Omega$) auf eine Fläche (ΔA) trifft (Gleichung 9). Sie beschreibt also die räumliche (\vec{x}), zeitliche (t), richtungs- (ξ) und wellenlängenabhängige (λ) Struktur des Lichtes.

$$L(\vec{x}; t; \xi; \lambda) = \frac{d^4 \Phi}{dt dA d\Omega d\lambda} [\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{nm}^{-1}] \quad (\text{Mobley, 1994}) \quad (9)$$

Bei der daraus ableitbaren Bestrahlungsstärke (Irradianz) werden die Photonen aus der gesamten Hemisphäre betrachtet (Kirk, 1994). Gleichung 10 beinhaltet folglich keine Richtungsabhängigkeit.

$$E(\vec{x}; t; \lambda) = \frac{d\Phi}{dt dA d\lambda} [\text{W m}^{-2} \text{nm}^{-1}] \text{ (Mobley, 1994)} \quad (10)$$

Ob es sich bei der Erfassung der beiden Größen um abwärts bzw. aufwärts gerichtete Strahlungswege handelt, wird durch die Indizierung mit einem d (downwelling) bzw. u (upwelling) angezeigt. Weiterhin geben die Symbole 0+ (direkt über Wasseroberfläche), 0- (direkt unter Wasseroberfläche) und b (über Grund) die Messniveaus/-tiefen an.

2.6 Optische Eigenschaften des Wassers

Die Summen der im Wasserkörper stattfindenden Streuungs- und Absorptionsprozesse sind von den Konzentrationen der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe abhängig und werden als inhärente optische Eigenschaften (inherent optical properties – IOP) des Wassers bezeichnet. Zuzüglich der Beobachtungs- und Beleuchtungsgeometrie ergeben sich die ersichtlichen optischen Eigenschaften (apparent optical properties – AOP) des Wassers. Sie entsprechen der Irradianz-Reflexion R_{irr} über tiefem Wasser. Die Irradianz-Reflexion selbst (Gleichung 11) wird aus aufwärts (E_u) und abwärts (E_d) gerichteter Bestrahlungsstärke, gemessen in einer bestimmten Tiefe (z), berechnet.

$$R_{irr}(\lambda, z) = \frac{E_u(\lambda, z)}{E_d(\lambda, z)} \quad (11)$$

Die unter der Wasseroberfläche (0-) erfasste Irradianz-Reflexion (Gleichung 12) ist eine für die Gewässerfernerkundung wichtige Größe. Die Tiefe (z) nimmt hier den Wert Null ein.

$$R_{irr}(\lambda, 0 -) = \frac{E_u(\lambda, 0 -)}{E_d(\lambda, 0 -)} \quad (12)$$

Bei der remote sensing reflectance (R_{rs}) wird anstatt der aufwärts gerichteten Bestrahlungsstärke (E_u) die Strahlungsdichte (L_u) verwendet (Gleichung 13). Sie ist folglich richtungsabhängig von Zenith (θ) und Azimuth (ϕ).

$$R_{rs}(\theta, \phi, \lambda) = \frac{L_u(\theta, \phi, \lambda)}{E_d(\lambda)} [\text{sr}^{-1}] \quad (13)$$

Das Verhältnis Q (Gleichung 14) zwischen R und R_{rs} kann also mittels E_u und L_u berechnet werden.

$$Q(\theta, \phi, \lambda) = \frac{E_u(\lambda)}{L_u(\theta, \phi, \lambda)} [\text{sr}] \quad (14)$$

Die exponentielle Abschwächung des einfallenden Lichtes in einer Wassersäule kann durch den vertikalen diffusen Attenuationskoeffizienten K_d (Gleichung 15) berechnet werden. Er ergibt sich nach Maritorena (1996) aus den abwärts gerichteten Bestrahlungsstärken, gemessen in den Tiefen z_1 und z_2 .

$$K_d(\lambda) = \frac{\ln \frac{E_d(\lambda, z_1)}{E_d(\lambda, z_2)}}{z_1 - z_2} \quad (15)$$

Zur Ableitung der IOPs aus den AOPs existieren diverse Studien (Kirk, 1984; Morel & Gentili, 1993; Sathyendranath & Platt, 1997; Albert & Mobley, 2003). Im Modell von Albert & Mobley (2003) lautet die Parametrisierung für die remote sensing reflectance über tiefem Wasser (R_{rs}^-) nach Gleichungen 16 bis 18:

$$R_{rs}^-(\lambda) = f_{rs}(\lambda) * \omega_b(\lambda), \quad (16)$$

wobei

$$\omega_b(\lambda) = \frac{bb(\lambda)}{a(\lambda) + bb(\lambda)} \quad (17)$$

und

$$f_{rs}(\lambda) = 0,0512 * (1 + 4,6659 * \omega_b(\lambda) - 7,8387 * \omega_b^2(\lambda) + 5,4571 * \omega_b^3(\lambda)) * \left(1 + \frac{0,1098}{\cos\theta'_{sun}}\right) * \left(1 + \frac{0,4021}{\cos\theta'_v}\right). \quad (18)$$

Aus Bilddaten gewonnene Reflexionen ermöglichen also bei bekannter Aufnahmegeometrie die Bestimmung von $a(\lambda)$ und $bb(\lambda)$. Durch die Gleichungen 19 und 20 können daraus dann die Attenuationskoeffizienten (k_{uW} , k_{uB}) der aufwärts gerichteten Strahldichten des Wassers (L_w) und des Untergrunds (L_b) berechnet werden (Albert & Mobley, 2003).

$$k_{uW}(\lambda) = \frac{a(\lambda) + bb(\lambda)}{\cos\theta'_v} * [1 + \omega_b(\lambda)]^{3,5421} * \left[1 - \frac{0,2786}{\cos\theta'_{sun}}\right] \quad (19)$$

$$k_{uB}(\lambda) = \frac{a(\lambda) + bb(\lambda)}{\cos\theta'_v} * [1 + \omega_b(\lambda)]^{2,2658} * \left[1 + \frac{0,0577}{\cos\theta'_{sun}}\right] \quad (20)$$

Gleichung 21.1 stellt den Zusammenhang zwischen Flachwasserreflexion (R_{rs}^{sh-}), Tiefenwasserreflexion (R_{rs}^-) und der des Untergrundes (R_{rs}^b) dar. Die Umstellung der Gleichung nach R_{rs}^b (Gleichung 21.2) lässt die Berechnung der Untergrundreflexion aus den Bilddaten zu.

$$R_{rs}^{sh-}(\lambda) = R_{rs}^-(\lambda) * [1 - A_{rs,1} * e^{\{-(K_d(\lambda) + k_{uW}(\lambda)) * z_B\}}] + A_{rs,2} * R_{rs}^b(\lambda) * e^{\{-(K_d(\lambda) + k_{uB}(\lambda)) * z_B\}} \quad (21.1)$$

$$R_{rs}^b(\lambda) = \frac{R_{rs}^{sh-}(\lambda) - R_{rs}^-(\lambda) * [1 - A_{rs,1} * e^{\{-(K_d(\lambda) + k_{uW}(\lambda)) * z_B\}}]}{A_{rs,2} * e^{\{-(K_d(\lambda) + k_{uB}(\lambda)) * z_B\}}} \quad (21.2)$$

Zur Validierung der Ergebnisse sind *in situ*-Messungen mit Spektroradiometern notwendig. Die Erhebung und Verarbeitung dieser Daten wird im Folgenden ausführlich beschrieben.

3 METHODIK

3.1 Untersuchungsgebiete

3.1.1 Das Alpenvorland

Die untersuchten Seen liegen südlich der Stadt München (48,1 ° N, 11,6 ° O) im Voralpenland nördlich der Alpenkette (Abbildung 3). In einem während der alpidischen Orogenese im Tertiär (65 Mill. Jahre BP – 2 Mill. Jahre BP) gebildeten Trog wurden die aus Schuttmaterial der Alpen bestehenden Molasseschichten gebildet. Durch wechselnde Anbindung und Abschneidung zum bzw. vom Ozean entstanden unter wechselnden Bedingungen salzige bzw. süße Molassen, die nach oben hin von der oberen Süßwassermolasse abgeschlossen werden. Später herausgehobene Bereiche sind unter anderem der Peißen- und der Taubenberg (Meyer & Schmidt-Kaler, 1997). Die anschließenden pleistozänen Vereisungsphasen (2 Mill. Jahre BP – 10,000 Jahre BP) führten zu enormen Umformungs- und Verlagerungsprozessen im Untersuchungsgebiet. Maßgeblich für die heutige Moränenlandschaft waren dabei die Vorlandgletscher der Würm-Eiszeit vor 15,000-20,000 Jahren. Neben der Anlage der typischen Moränen schürften der Isar-Loisach- und der Tegernseetalgletscher auch die Zungenbecken aus, in denen sich heute der Starnberger See und der Tegernsee befinden (Meyer & Schmidt-Kaler, 1997). Nach dem Rückzug des Isar-Loisach-Gletschers blieben in den tieferen Lagen Toteisblöcke zurück (Bodechtel, 1965). Die postglaziale Materialaufschüttung von Schottern um die Toteisblöcke herum, einhergehend mit dem langsamen Abschmelzen letzterer, führte zu den typisch trichterförmigen Seebecken (Bodechtel, 1965; Melzer, 1976). Zuzüglich der umliegenden Vollformen glazifluvialen Ursprungs bilden die Osterseen eine typische Eiszerfallslandschaft (Rothpletz, 1917; Bodechtel, 1965). In der Region sind außerdem zahlreiche durch Verlandung entstandene Moorflächen zu finden, die auf zusätzliche frühere Wasserflächen hinweisen.

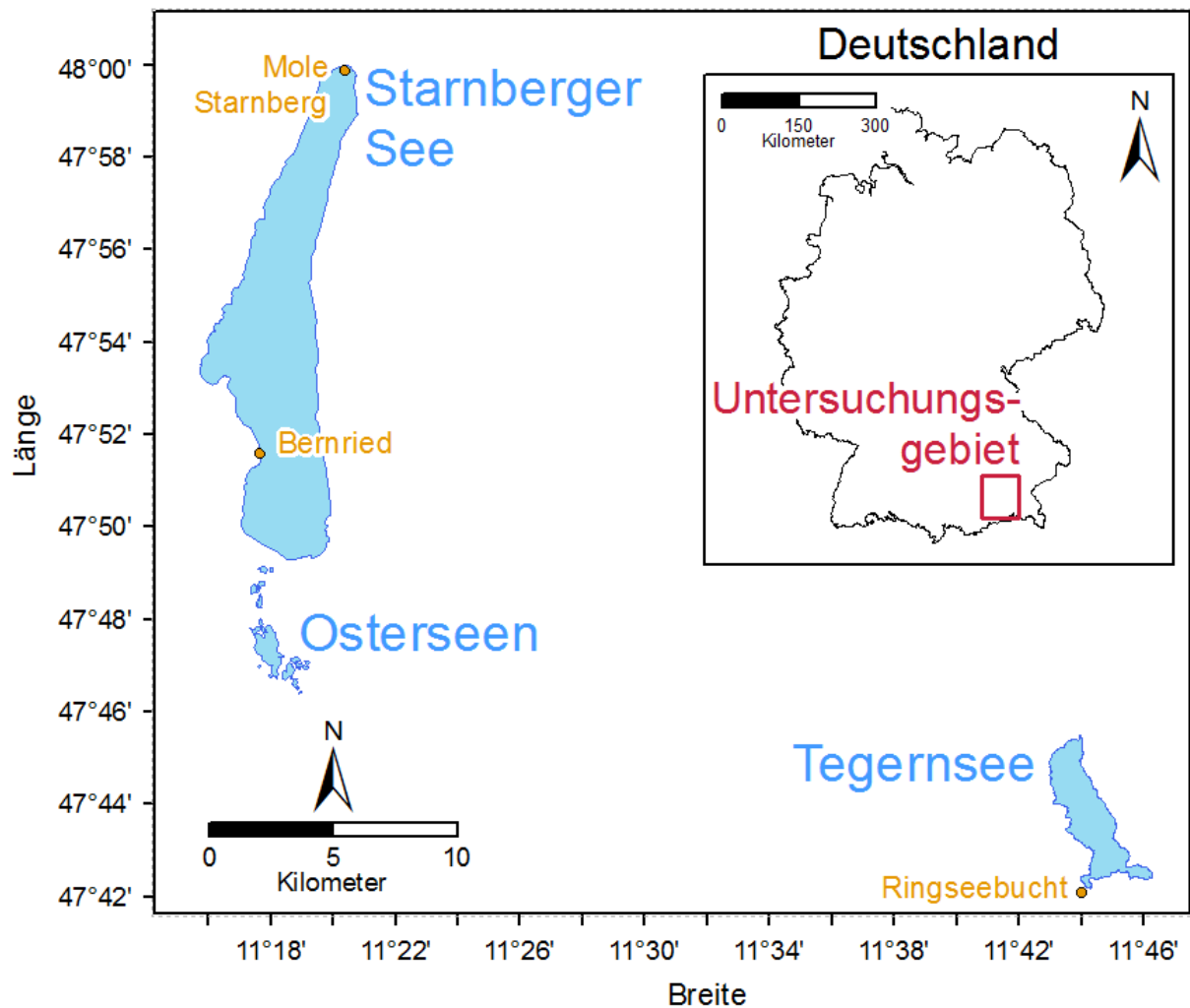


Abbildung 3: Karte der Untersuchungsgebiete Starnberger See, Osterseen und Tegernsee, inklusive Überblickskarte.

Klimatisch ist die Region dem „gemäßigten Klima der mittleren Breiten“ (Lauer & Frankenberg, 1988) bzw. der Klasse Cfb der Köppen-Geiger-Klassifikation (Köppen & Geiger, 1954) zuzuordnen (Abbildung 4). Die jährliche Durchschnittstemperatur von $8,4^{\circ}\text{C}$ und die mittlere Temperaturamplitude von 18°C (DWD, 2013) lassen sich durch kontinentalen Einfluss erklären. Begründet durch die Nähe zu den Alpen, steigen die Niederschlagsmengen von München aus (1000 mm/Jahr) in südlicher Richtung an und überschreiten in hohen Lagen 2000 mm/Jahr (LfW, 1998). Die Niederschlagswerte an den Untersuchungsstellen belaufen sich auf 1100 mm/Jahr bis 1500 mm/Jahr (LfW, 1987). Der Hauptanteil der Niederschläge fällt im Sommerhalbjahr. Aus letztgenannter Quelle wurden, wenn nicht anders gekennzeichnet, die Daten der nun folgenden Untersuchungsgewässer entnommen.

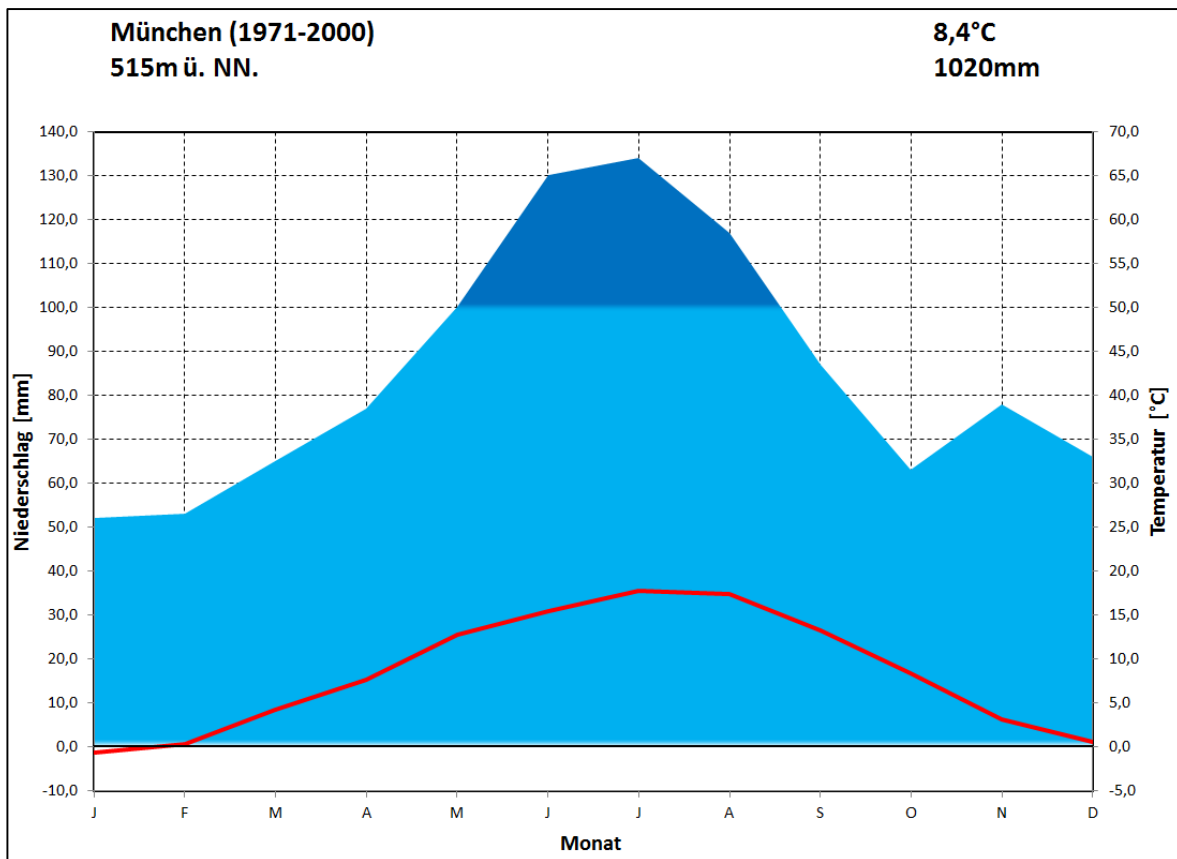


Abbildung 4: Klimadiagramm der Stadt München. Eigene Anfertigung auf Grundlage der Daten des Deutschen Wetterdienstes und des Bayerischen Wasserwirtschaftsamts.

3.1.2 Der Starnberger See

Der Starnberger See ($48,0^\circ \text{N}$, $11,3^\circ \text{O}$) liegt auf einer Höhe von 584 m ü. NN. und ist mit einer Fläche von 56 km² der fünfgrößte See Deutschlands. Seine maximale Tiefe beträgt 128 m (durchschnittlich 53 m), die Erneuerungszeit 21 Jahre. Letztere liegt an dem relativ kleinen Einzugsgebiet von 315 km² und dem – durch das Abschneiden von der Loisach bedingten – Fehlen eines direkten Zuflusses. Den größten Zustrom bildet somit das Osterseengebiet (siehe Kapitel 3.1.4). Als Folge des Baus einer Ringkanalisation in den 1960er und 1970er Jahren verringerte sich die hohe Nährstoffbelastung und der See verbesserte sich in Richtung seines oligotrophen Ur-Zustandes. Er ist aktuell als mesotroph, mit Tendenz zum Oligotrophen anzusehen (Pinnel, 2007). Der pH-Wert des in der Regel monomiktischen Sees schwankt zwischen 7,6 und 8,9, die Secchi-Tiefen liegen im Sommer zwischen 3 m und 5 m.

3.1.3 Der Tegernsee

Der Tegernsee ($47,7^\circ \text{N}$, $11,7^\circ \text{O}$) ist mit einer Fläche von 9 km² und einer maximalen Tiefe von 72 m (durchschnittlich 36 m) deutlich kleiner als der Starnberger See. Dafür ist das Einzugsgebiet mit 212 km² um das fast 24-fache größer als die Seefläche (vgl. Starnberger See: Faktor 5,6). Da nahezu die Hälfte dieser Fläche dem Einzugsgebiet des Flusses Weißbach angehört, übt dieser einen entsprechend

großen Einfluss auf die chemisch-physikalischen und hydrologischen Parameter aus. Die hohen Abflusswerte liegen in der Höhenlage des Gebirgssees (725 m ü.NN.) begründet. Die hier schon 1964 fertiggestellte Ringkanalisation führte über die Jahre zu einer Verringerung der Nährstoffbelastung. Diese betrug im Jahre 1976 lediglich 10 µg/l, was oligo- bis mesotrophe Bedingungen bedeutet. Die Secchi-Tiefe liegt im Sommer bei durchschnittlich 3 m.

3.1.4 Die Osterseen

Die Osterseengruppe (47,8 ° N, 11,3 ° O) besteht aus 21 kleineren, meist kreisrunden Gewässern. Sie besitzen mit Ausnahme des großen Ostersees alle eine Fläche von unter 100 ha, aber auch maximale Tiefen von meist 10 m bis 30 m. Das schon erwähnte Abschneiden des Starnberger Sees von der Loisach vermied die Verlandung der Seenkette (Melzer, 1976). Die nachträgliche Anlage künstlicher Kanäle zwischen den einzelnen Seen und ein leichtes nordwärts gerichtetes Gefälle von 594 m ü. NN. zu 584 m ü. NN. (Melzer, 1976) rufen die Entwässerung der Osterseen in Richtung Norden hervor. Das südlich einer Härtlingsschwelle (angehobene Molasse, vgl. Kapitel 3.1.1) austretende und anthropogen belastete Grundwasser eutrophiert die südlichsten Seen. Der Abtransport der Nährstoffe und die fortlaufende Verdünnung führen zu einem Nord-Süd orientierten Nährstoffgradienten und entsprechend unterschiedlichem Makrophytenbewuchs (Melzer, 1976). Der überdurchschnittlich hohe Kalkgehalt der Gewässer führt zu sehr hohen Leitfähigkeiten und Wasserhärten (13 ° dH bis 20 ° dH). Die pH-Werte bewegen sich zwischen 7,9 und 8,3. Die hohen Nährstoffunterschiede führen zu Sichttiefen zwischen 1 m und 10 m.

3.1.5 Untersuchungsobjekte und Testflächen

Im Fokus der Untersuchungen standen die zwei invasiven Makrophyten *Elodea nuttallii* Planch. (H.St. John) und *Najas marina* L. Im Gegensatz zum Neophyten *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest), der sich vegetativ durch Sprosstücke vermehrt, breitet sich die wärmeliebende, heimische Art *Najas marina* (Großes Nixkraut) generativ aus. Dabei wachsen bei der zweihäusigen Art die männlichen Pflanzen über die flacher wachsenden weiblichen Pflanzen hinaus und zerfallen nach der Bestäubung, bei der der Pollen in der Wassersäule nach unten sinkt. Die sich daraufhin in den Achseln der weiblichen Pflanze bildenden Samen fallen nach Erreichen der Reife ab und überwintern im Sediment bis zur Keimung im nächsten Frühjahr. Entscheidendes Kriterium bei der Festlegung der Testflächen war die Präsenz der beiden Pflanzen in ausreichender Dichte und über mehrere Wuchstiefen (2 m – 4 m) hinweg. So wurde als Standort für die Wasserpest die Ringseebucht am Tegernsee und für das Nixkraut eine Stelle am Westufer des Starnberger Sees in der Nähe der Ortschaft Bernried ausgewählt (Abbildung 4).

Für vergleichende Arbeiten wurden zwei weitere heimische, an bayerischen Seen häufig auftretende Pflanzenbestände ausgewählt. Zum einen die flach wachsende *Chara aspera* C.L.Willdenow 1809

(Raue Armleuchteralge), zum anderen das hochwachsende *Potamogeton perfoliatus* L. (Durchwachsenes Laichkraut). Die Testflächen beider Bestände befanden sich an der Hafenmole der Ortschaft Starnberg (Abbildung 4). Hier befand sich auch eine zusätzliche *Elodea nuttallii*-Testfläche. Diese wurde ausgewählt, um mögliche spektrale Unterschiede oder Gemeinsamkeiten einer Art in zwei verschiedenen Seen zu erkennen. An allen drei Testflächen in Starnberg betragen die Wuchstiefen ca. 2 m.

3.2 *In situ* spektroradiometrische Messungen

3.2.1 Messaufbau und Datenerhebung

Für die spektroradiometrischen Messungen wurden drei RAMSES-Sensoren der Firma TriOS GmbH in einem Käfig montiert und von einem Boot bzw. von Land aus über einen Auslegearm unter Wasser gelassen (Abbildung 5). Wie auch in den Arbeiten von Pinnel (2007), Tian et al. (2010) und Heblinski et al. (2011) betrug die Entfernung zwischen Sensorik und Boot 2 m bis 3 m und verhinderte so eine Beschattung durch das Boot selbst. Zwei der drei Sensoren waren ACC-VIS Sensoren und dienten der Aufnahme der abwärts bzw. aufwärts gerichteten hemisphärischen Bestrahlungsstärken ($E_d(\lambda)$, $E_u(\lambda)$). Der dritte war ein ARC-Sensor mit einem Öffnungswinkel von 7° , um die aufwärts gerichtete Strahldichte $L_u(\lambda)$ zu messen. Alle Radiometer erfassen hyperspektral den Bereich zwischen 320 nm und 950 nm in 3,3 nm-Schritten, inklusive der Tiefeninformation durch einen Drucksensor in einem der E_d -Sensoren. Zusätzlich waren in dem Käfig zwei Canon G10-Digitalkameras in Unterwassergehäusen angebracht, um die Position zu überwachen und Fotografien zu Dokumentationszwecken machen zu können. Die Sensoren wurden zeitgleich mittels des Programms MSDA_XE (Version 8.7), die Kameras über die Software PSRemote (Version 1.2) von einem Panasonic Toughbook CF-18 aus gesteuert. Zur Stromversorgung diente eine 12 V-Autobatterie. Um mögliche Einflüsse des sich ändernden Sonnenstandes zu ermitteln, fanden die Messungen über den ganzen Tag hinweg und bei wolkenfreiem Himmel statt. Durch die Fixierung mit Seilen, welche am Ufer oder an Holzpfählen unter Wasser fixiert waren, konnten im Falle des Bootes stabile Messbedingungen gewährleistet werden. Die bei Pinnel (2007) erwähnten Messfehler, hervorgerufen durch Änderungen der Messposition, des Abstandes zwischen Sensoren und Untergrund und dem field of view, konnten so nahezu ausgeschlossen werden.

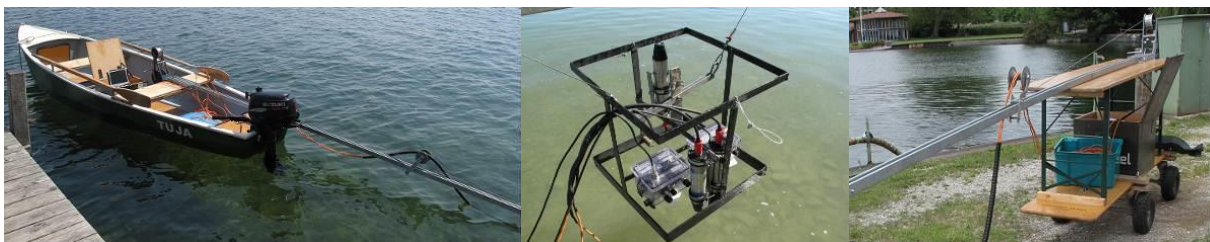


Abbildung 5: Messaufbauten für uferferne (links) und -nahe (rechts) Messungen, inklusive des Käfigs (mittig) mit den darin befestigten RAMSES-Sensoren und Canon Digitalkameras

Um die Hypothese zu überprüfen, ob sich die Reflexionseigenschaften von Unterwasserpflanzen im Zuge der Vegetationsperiode ändern, wurde folgendes systematisches Messraster entwickelt:

Die Messkampagnen wurden durchschnittlich in einem 3-Wochen-Rhythmus durchgeführt. Zu jeder Kampagne wurden die Standorte nach Möglichkeit innerhalb einer Woche angefahren. Einschränkungen ergaben sich durch die Wettersituationen und logistische Engpässe. Diesem Raster folgend ergaben sich im Jahr 2011 während der Vegetationsperiode zwischen Mai (Kalenderwoche 19) und Oktober (Kalenderwoche 42) 8 Kampagnen (Abbildung 6). Da der Standort an der Ringseebucht erst sehr spät in das Messprogramm integriert wurde, konnten dort lediglich während der letzten vier Kampagnen Messungen durchgeführt werden. Die Messungen von unbedecktem bzw. schwach besiedeltem Sediment an diesem Standort wurden demnach im Jahr 2012 nachgeholt. Die Ergebnisse sind jedoch auf das Jahr 2011 übertragbar. Insgesamt fanden zwischen den Kalenderwochen (KW) 19 und 42 an 19 Tagen Untersuchungen statt.

19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
							M													R			R
							B				M						M						B
					M						B		M			R			B	M			
	B				R*							R											
M												B											
																	B						

Standorte

M: Mole Starnberg (Starnberger See)

B: Bernried (Starnberger See)

R: Ringseebucht (Tegernsee)

Kampagnen



* wurde 2012 nachgeholt

Abbildung 6: Überblick über die Messtage in den Kalenderwochen 19 bis 42 im Jahr 2011

Durch den 3-Wochen-Rhythmus konnten die Pflanzenbestände zu unterschiedlichen Phasen ihrer Entwicklung untersucht werden. So wurden die Standorte von anfangs unbedecktem Sediment (KW 19/20) über zunehmende Vegetationsdichten und Bestandeshöhen (KW 24-39) bis hin zum Zerfall der Bestände (KW 39-42) untersucht. Zu Beginn der Untersuchungen wurden an jedem Messplatz Testflächen von 1m² definiert, über welchen die Spektralmessungen erfolgten. In der Ringseebucht und in Bernried wurden auf Grund der unterschiedlichen Wuchstiefen jeweils 2 Testflächen bestimmt – eine in ca. 2 m und eine in ca. 4 m Tiefe. Wie oben erwähnt, wurde an jeder dieser Testflächen über den gesamten Tagesverlauf hinweg gemessen. So ergaben sich durchschnittlich 6 Messzyklen pro Testfläche und Tag. Einer dieser Messzyklen war wie folgt gestaltet:

Der Käfig mit den RAMSES-Sensoren und den Digitalkameras wurde an der Testfläche unter Wasser gelassen, so dass die Sensoren 20 cm vom Untergrund bzw. der Pflanzenoberfläche entfernt waren. Dieser Abstand konnte durch einen Livestream der Kameras auf den Bildschirm, die Tiefeninformation des Drucksensors und die bekannte Vegetationshöhe kontrolliert werden. In dieser Position (Tiefe „b“) wurden mit den RAMSES-Sensoren in Anlehnung an Pinnel (2007) jeweils 20 Wiederholungsmessungen durchgeführt. Diese Anzahl war notwendig, um mögliche Intensitätsschwankungen durch Wellengang ausgleichen zu können. Anschließend wurden die Sensoren wieder nach oben bis knapp unter die Wasseroberfläche gebracht (Tiefe „0-“) und erneut 20x ausgelöst. Schließlich wurden die Sensoren bis über die Wasseroberfläche gekurbelt (Tiefe „0+“) und 5 Wiederholungsmessungen getätigt.

Dem Jahr 2011 vorangegangen war eine Testreihe im Jahr 2010 mit 6 Messtagen an der Mole in Starnberg und 4 Tagen am Standort Bernried. Hier ging es hauptsächlich darum, den Ablauf der Vegetationsperiode einzuschätzen und erste Verfahrenstests durchzuführen. Trotz des Testcharakters wurden diese Messreihen in eine abschließende Klassifikation integriert (siehe Kapitel 7.4).

3.2.2 Datenprozessierung

Die Datenverarbeitung konzentrierte sich auf die Größen $E_d(\lambda, b)$, $L_u(\lambda, b)$ und $E_d(\lambda, 0-)$. Weitere im Gelände erhobene Spektraldaten dienten vor allem der Korrektur und Auswertung von Fernerkundungsdaten und spielen daher in der vorliegenden Arbeit eine untergeordnete Rolle.

Da die einzelnen Radiometer nicht an identischen Wellenlängenpositionen aufzeichnen, wurden alle Einzelmessungen schon während der Aufzeichnung im Gelände in ein einheitliches Raster (320,1 nm bis 947,1 nm mit 3,3 nm Schritten) gebracht. Die weitere Verarbeitung der Daten erfolgte mit eigens geschriebenen Skripten im Programm Python (Version 2.7). Aus den 20 Messungen in Tiefe „b“ ($E_d(\lambda, b)$, $L_u(\lambda, b)$) wurden 20 Reflexionsspektren ($R_{rs}^b(\lambda)$) nach Mobley (1994) berechnet (Gleichung 22). Nach einer Glättung der $R_{rs}^b(\lambda)$ mit einem Savitzky-Golay-Filter der Länge 5 (Savitzky & Golay, 1964), wurde der Median berechnet, da dieser eine höhere Robustheit gegenüber Ausreißern besitzt. Letztlich wurden wegen zu hohen Rauschens die Bereiche links und rechts von 400nm bzw. 700nm abgeschnitten (Armstrong, 1993; Pinnel, 2007). Außerdem ist die hohe und im Wesentlichen durch das Wasser bedingte Absorption oberhalb von 700 nm für einen Verlust spektraler Merkmale verantwortlich (Maeder et al., 2002). Wolter et al. (2005) bezeichnen die sog. roten Kanäle als bekannte Quellen für Klassifikationsfehler in der Gewässerfernerkundung.

$$R_{rs}^b(\lambda)_i = \frac{L_u(\lambda, b)_i}{E_d(\lambda, b)_i} \quad (22)$$

3.2.3 Wassersäulenkorrektur

Die Messung der abwärts gerichteten Bestrahlungsstärke unter der Wasseroberfläche ($E_d(\lambda, 0^-)$) diene der Korrektur der 20 cm Wassersäule zwischen Sensorik und Bestand. Nachdem die E_d -Messungen in den Tiefen „b“ und „0-“ jeweils gemittelt wurden, wurde zunächst aus den Mittelwerten und dem Tiefenunterschied beider Messniveaus der diffuse Attenuationskoeffizient $K_d(\lambda)$ nach Gleichung 15 (Maritorena, 1996) berechnet.

Mit Hilfe der Software WASI (Version 3.02) von Gege (2004b) konnten durch Invertierung von $K_d(\lambda)$ die Gehalte der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll a (Chl-a), Gelbstoff (cDOM) und Schwebstoffe (SPM) ermittelt werden. Eine Validierung dieses Prozesses durch die Analyse von Wasserproben wurde im Jahr 2012 an den Osterseen durchgeführt. Die so bestimmten Gehalte dienten im Anschluss als Eingangsparameter einer Prozesskette, die im Wesentlichen jener der ENVI-Erweiterung BOMBER (Giardino et al., 2012) entspricht. So wurde die Gesamtabsorption $a(\lambda)$ (Gleichung 7) aus den Absorptionen für Phytoplankton $a_{phy}(\lambda)$ aus Gleichung 4 (Bricaud et al., 1995), Gelbstoff $a_{cDOM}(\lambda)$ aus Gleichung 3 (Giardino et al., 2012) und Wasser $a_w(\lambda)$ (Gege, 2004b), jedoch ohne die Absorption der *non-algal particles* $a_{NAP}(\lambda)$ (Babin et al., 2003) berechnet. Die Gesamtstreuung $bb(\lambda)$ (Gleichung 8) setzt sich aus den Komponenten für Phytoplankton $bb_{phy}(\lambda)$ aus Gleichung 5 (Brando & Dekker, 2003), *non-algal particles* $bb_{NAP}(\lambda)$ aus Gleichung 6 (Giardino et al., 2012) und Wasser $bb_w(\lambda)$ (Giardino et al., 2012) zusammen.

Die berechneten Werte für Gesamtabsorption $a(\lambda)$ und -streuung $bb(\lambda)$ gingen dann der Reihe nach in die Gleichungen 16 bis 21.1 des Strahlungstransfermodells von Albert und Mobley (2003) ein. Um aus dem gemessenen Spektrum $R_{rs}^{sh-}(\lambda)$ das tatsächliche Spektrum des Untergrundes $R_{rs}^b(\lambda)$ zu errechnen, muss Gleichung 21.1 nach $R_{rs}^b(\lambda)$ aufgelöst werden (Gleichung 21.2). Als Tiefe (z_B) wurden die oben erwähnten 20cm zwischen Sensorik und (Bestands-) Oberfläche eingesetzt.

3.3 Wasserproben

An den Messstellen des Starnberger Sees und des Tegernsees fanden keine routinemäßigen Probennahmen statt. Für die Validierung des Wasserkorrekturprozesses wurden allerdings im Jahre 2012 Proben an den Osterseen genommen und im Labor analysiert. Ziel war es, die durch die Invertierung in WASI ermittelten Werte an Chl-a, cDOM und SPM mit Laborergebnissen zu vergleichen. Die Methoden der Konzentrationsbestimmungen werden im Folgenden dargelegt.

3.3.1 Chlorophyll a

Die Bestimmung der Chlorophyll a (Chl-a)-Konzentration aus Wasserproben folgte der DIN-Norm DIN 38412 L16 „Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes von Oberflächenwasser“. Dabei wurden 3 x 2l Probenwasser über einen Whatman GF/6 Filter filtriert und dieser bis zur Extraktion eingefroren. Nach

dem Auftauen des Filters wurde er zerschnitten und in einem 30 ml Braunglasfläschchen mit 15 ml Ethanol (90 %) versetzt. Es folgten 15 Minuten Ultraschallbad (Bandelin Sonorex TK 52), 2 Stunden Wasserbad bei 65 ° C (Köttermann Typ 3047) und die Abkühlung der Probe auf Raumtemperatur. Für die photometrische Bestimmung (HITACHI 150-20) wurden 3 x 3 ml des geklärten Extraktes (Klärung durch Filtration über einen Macherey-Nagel, MN 1670, Ø 110 mm Blaubandfilter) gegen das Extraktionsmittel referenziert. Die Messung des Absorptionsmaximums bei 665 nm und der Streukorrektur bei 750 nm erfolgte in 1 cm HELLMMA-Präzisionsküvetten Typ 6030. Nach Ansäuern der Proben mit 9 µl HCl (30%) wurden nach 5-minütiger Reaktionszeit erneut die Intensitäten bei 665 nm und 750 nm gemessen. Mit Hilfe von Gleichung 23 wurde die Konzentration von Chl-a in µg/l berechnet.

$$\beta_C = 29,6 * (A_V - A_N) * \frac{V_E}{V_P * l} \quad (23)$$

3.3.2 Schwebstoffe

Gemäß der Norm DIN 38409 H2-1 „Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes“ wurden 3 x 1 l Probenwasser über einen 0,45 µm Cellulose Acetat Filter (Sartorius Stedim Biotech) filtriert. Nach Trocknung des Filters im Trockenschrank für 2 Stunden bei 105 ° C wurde das Gewicht des Filters mittels einer Feinwaage (Typ R 160 P) gewogen. Durch Abzug des zuvor bestimmten Trockengewichtes erhält man den Gehalt an SPM in mg/l. Vor der Wiegung des trockenen Filters wurde dieser mit 100ml destilliertem Wasser filtriert, getrocknet (2 h, 105 ° C) und in einem Exsikkator aufbewahrt.

3.3.3 Gelbstoffe

Der Gehalt an cDOM wurde aus dem Filtrat der SPM-Filtration bestimmt, wobei die Filtration nach den ersten 100 ml unterbrochen und das Filtrat verworfen wurde, um Filtrerrückstände zu vermeiden. Aus dem restlichen Filtrat wurden 250 ml entnommen und bis zur Analyse kühl gelagert. Die photometrische Bestimmung folgte einer veränderten Methode von Gege (2004a) bei der in einem Doppelstrahlphotometer (Cary UV-VIS, Agilent Technologies) 3 Replikate der Probe in einer 5cm- und einer 10 cm-Quarzküvette (Starna Spectrosil far-UV Quarzküvetten 1/Q/50, 1/Q/100) jeweils gegen Luft gemessen wurden. Unter Vernachlässigung der Streuung ergibt sich die Gesamtabsorption $a(\lambda)$ nach Gleichung 24 aus dem Unterschied der Transmissionen T_1 und T_2 der unterschiedlich langen Küvetten (l_1 und l_2), wobei sich $a(\lambda)$ aus den Absorptionen von Wasser $a_w(\lambda)$, Gelbstoff $a_{cDOM}(\lambda)$ und des Hintergrundes $a_B(\lambda)$ ergibt (Gleichung 25).

$$a(\lambda) = -\frac{1}{l_1 - l_2} \ln \frac{T_1(l_1)}{T_2(l_2)} \quad (24)$$

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{cDOM}(\lambda) + a_B(\lambda) \quad (25)$$

Da in dem Programm "Y" (Gege, 2002) sowohl die temperaturabhängige Wasserabsorption als auch der gerätespezifische Hintergrund festgelegt ist, kann die cDOM-Absorption der Probe berechnet werden.

3.4 Biometrische Datenerhebung

An Tagen, an denen Spektralmessungen stattfanden, wurden zusätzlich biometrische Parameter der Pflanzenbestände erhoben. Im Gegensatz zu den radiometrischen Messungen, die mehrmals am Tag stattfanden (Kapitel 3.2.1), wurden die biometrischen Parameter lediglich 1x pro Tag erfasst. Im Rahmen von Tauchgängen wurden die Wuchstiefe und die Bestandshöhe in Metern und die Bestandsdichte in 25 %-Stufen aufgenommen. Als zusätzliche Abschätzung der Dichte dienten die während der Spektralmessungen gemachten Fotografien. Um Biomassen und die Pigmentzusammensetzung der Pflanzen zu ermitteln, wurden 0,25 m² bzw. 3 Pflanzenspitzen durch den Taucher geerntet. Das Pflanzenmaterial wurde bis zur Weiterverarbeitung in Dunkelheit und von Seewasser gekühlt transportiert, die Pflanzenspitzen sobald als möglich eingefroren.

Zur Bestimmung der Feuchtbioasse wurde das Pflanzenmaterial zum Abtropfen auf einem Tisch ausgebreitet und anschließend gewogen. Danach wurde es im Trockenschrank bei 60 ° vollständig getrocknet und zur Bestimmung der Trockenbioasse erneut gewogen.

Für die Extraktion der Pigmente wurde jede der 3 Pflanzenspitzen identisch behandelt. So wurden 12 mg Pflanzenmaterial eingewogen (Typ R 160 P) und unter Zugabe von 0,6 ml Aceton (ROTISOLV® HPLC) in einem Mörser zerkleinert. Nach der Überführung der Probe in ein 2 ml Eppendorf-Tube wurde der Mörser 2x mit je 0,6 ml Aceton ausgespült und das Extrakt mit in das Tube überführt. Nachdem das Tube mit Aceton auf 2 ml aufgefüllt wurde, wurde die Probe 10 Minuten bei 4 ° C und 500 g zentrifugiert (sigma 1K15). Vom Überstand wurde 1 ml zur Analyse über einen 0,45 µm Spritzenvorsatzfilter (Rotilabo®-Spritzenfilter, Nylon, unsteril, Ø15 mm) in ein Braunglas-Vial überführt und kühl gelagert. Alle Schritte wurden in einem abgedunkelten Labor durchgeführt. Die Trennung der lipophilen Pigmente wurde durch eine Hochleistungs-Flüssigkeits-Chromatographie Anlage (Jasco) nach der Methode von Kraay et al. (1992) erzielt. Bei dieser Gradientenmethode werden 15 µl der Probe injiziert und mit 0,8 mL/min über eine C18 (KNAUER LiChrospher 100-5 RP 18e)-Säule transportiert. Die sich ändernde Zusammensetzung der drei Laufmittel (A: 0.5 M Ammoniumacetat in Methanol und Wasser (85:15, v/v); B: Acetonitril (90 %); C: Ethylacetat (100 %)) und die unterschiedlichen Polaritäten der Pigmente führen zu längeren Retentionszeiten der unpolaren Pigmente und somit zur späteren Ankunft am Detektor (MD-2015 Plus). Der Zeitpunkt des Erscheinens eines Peaks im Chromatogramm, kombiniert mit dem entsprechenden Absorptionsspektrum ermöglicht die Identifizierung der einzelnen Pigmente. Die detektierten Pigmente waren sortiert nach ihrem Auftreten Neoxanthin, Violaxanthin, Lutein, Chlorophyll b, Chlorophyll a und β-Karotin. Zur Bestimmung der Konzentrationen aus den

Peak-Flächen wurden im Vorfeld mit Hilfe entsprechender Standards Eichgeraden erstellt. Die Steuerung der Anlage erfolgte über die Software Chrompass (Version 1.8).

3.5 Spektralmessungen mittels Goniometer

Die in den Kapitel 3.2.1 und 3.4 erläuterten Datenerhebungen ermöglichen es, die Einflüsse einiger sich ändernder Parameter (z.B. Bestandsdicht, Messtiefe oder Sonnenstand) auf die jeweiligen Reflexionsspektren der Bestände zu erkennen. Die Untersuchung verschiedener Sensor-Blickrichtungen konnte im Rahmen dieser systematischen Erhebungen allerdings nicht geleistet werden. Deshalb wurde im Herbst 2012 eine Messkampagne mit einem Goniometer durchgeführt. Dass die Reflexionssignale von Oberflächen sowohl von der Einstrahl- als auch der Blickrichtung abhängen, wurde bereits von Nicodemus et al. (1977) erwähnt. Die sich daraus ergebende BRDF-Funktion nach Sandmeier und Itten (1999) ist in Gleichung 26 dargestellt. Durch die Normalisierung der Reflexionsspektren unterschiedlicher Blickwinkel mit dem Nadir-Spektrum, erhält man die in Gleichung 27 berechneten Anisotropiefaktoren ANIF (Sandmeier & Deering, 1999).

$$f_r(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda) \approx \frac{dL_r(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda)}{dE_i(\theta_r, \varphi_r; \lambda)} \quad (26)$$

$$ANIF(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda) = \frac{R(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda)}{R_{Nadir}(\theta_i, \varphi_i; \lambda)} \quad (27)$$

Das Goniometer (Abbildung 7 a) und b) bzw. Abbildung 17 a) und b)) wurde mit 2 der im Kapitel 3.2.1 erwähnten RAMSES-Sensoren betrieben. Ein ACC-Sensor erfasste als Referenz die abwärts gerichtete hemisphärische Bestrahlungsstärke ($E_d(\lambda)$) und der ARC-Sensor die richtungsabhängige Rückstrahlung vom Objekt ($L_u(\lambda)$). Gemäß Gleichung 13 wurden aus 5 Wiederholungsmessungen 5 $R_{rs}(\lambda)$ berechnet und anschließend gemittelt. Während der E_d -Sensor eine konstante Position hatte, variierte die Blickrichtung des L_u -Sensors. So wurden bei Azimuthwinkeln von 0 °, 30 °, 60 °, 90 °, 135 ° und 180 ° Messungen an den Zenithwinkeln 20 °, 40 ° und 60 ° ausgelöst. Die sich aus diesen Koordinaten ergebenden 18 Positionen, zusätzlich der Nadir Position und 5 Verdichtungsmessungen im Hotspot entsprechen dem Schema von Schneider et al. (2007), welches in Abbildung 7 c) bzw. Abbildung 17 f) dargestellt ist. Durch das Prinzip des „eingeschriebenen Winkels“ konnte gewährleistet werden, dass stets die gleiche Beobachtungsfläche anvisiert wurde. Nach der Berechnung der ANIF an den 24 Positionen wurden diese an der Hauptebene gespiegelt (Suomalainen et al., 2009) und mit der Delauny Interpolation (Sandmeier, 2000) Werte für die Hemisphäre zwischen 0 ° und 60 ° Zenithwinkel berechnet.

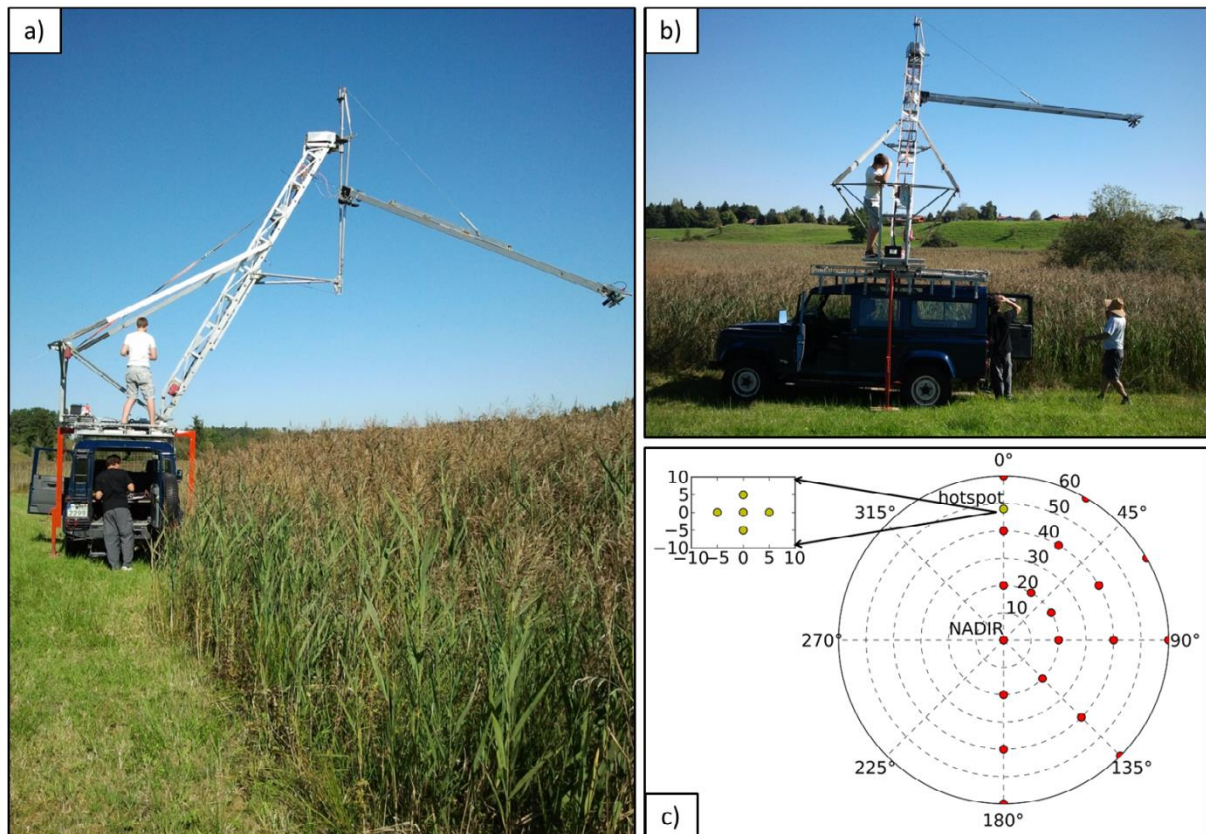


Abbildung 7: Goniometer-Konstruktion auf dem Dach eines Defenders bei Messungen über eine *Phragmites australis* Bestand bei Iffeldorf. a) Messung bei 90 ° Azimuth; b) Messung bei 0 ° Azimuth; c) Messschema nach Schneider et al. (2007).

Als Messplätze wurden eine Schilffläche in Iffeldorf und der *Chara aspera*-Messplatz an der Starnberger Mole ausgewählt. Ziele dieser Arbeit waren a) anhand des Schilfbestandes Vergleiche mit anderen in der Literatur erwähnten winkelabhängigen Messungen (Sandmeier et al., 1998; Beisl, 2001; Camacho-de Coca et al., 2001) zu ermöglichen und b) einen Eindruck zur Verteilung und Größenordnung von BRDF-Effekten über Wasserflächen zu gewinnen.

4 COLLECTING *IN SITU*-REMOTE SENSING REFLECTANCES OF SUBMERSED MACROPHYTES TO BUILD UP A SPECTRAL LIBRARY FOR LAKE MONITORING

Patrick Wolf^{1*}, Sebastian Rößler¹, Thomas Schneider¹ and Arnulf Melzer¹

¹Limnologische Station (Technische Universität München), Hofmark 1-3, 82393 - Iffeldorf, Germany

*Corresponding author, e-mail address: patrick.wolf@tum.de

Running heads (verso): Wolf et al.

(recto): Spectral characteristics of submersed macrophytes

This peer-reviewed paper was first published in the European Journal of Remote Sensing, Volume 46, pages 401-416 in the year 2013. doi: 10.5721/EuJRS20134623

4.1 Abstract

To map the aquatic vegetation of Bavarian (Germany) freshwater lakes in a large-scaled and quick way, remote sensing is a helpful tool. For interpretation of the data, a spectral library of different macrophyte and sediment reflectances is under development. Therefore, multi-temporal *in situ*-remote sensing reflectances were sampled from May to October 2011 with hyperspectral RAMSES spectroradiometers. Occurring spectral variations during the growing season could be linked to biometric and phenological data of the particulate species. Principal component analyses showed that, by applying the presented method, differentiation of the macrophytes from sediment and among each other is possible and can be improved by multi-temporal data.

Keywords: submersed macrophytes, phenology, spectral library, RAMSES, PCA

4.2 Introduction

Submersed macrophytes play an important role in lake ecosystems as habitats for producers of oxygen or different organisms (Pieterse & Murphy, 1990; Schultz & Dibble, 2012) as well as in the accumulation and recycling of nutrients (Marion & Paillisson, 2003). In addition, their use as indicator plants for the trophic state of a lake is well explored (Melzer, 1987; Malthus et al., 1990; Moss, 1990; Onaindia et al., 1996; Melzer, 1999). Hence, the massive expansion of invasive macrophytes like *Elodea nuttallii* and *Najas marina* influences lake ecosystems in terms of habitat structures, water characteristics, biodiversity and nutrient cycles (Carignan & Kalff, 1980; Thomaz & da Cunha, 2010; Schultz & Dibble, 2012). While *Elodea nuttallii* is a neophyte, *Najas marina* is indigenous and supposed

to be promoted by increasing water temperatures due to climate change. To monitor these processes by common field methods is often difficult, as populations might be difficult to access (Vis et al., 2003; Hestir et al., 2008) and the effort in money, time and logistics is very high (Hestir et al., 2008). Additionally, direct contact by scientific divers contributes to plant fragmentation and therefore its dispersal (Bossard et al., 2001).

Regular monitoring based on remote sensing methods can help to avoid these issues. Various authors have shown the potential to identify aquatic vegetation with different remote sensing systems (Malthus & George, 1997; Heege et al., 2003; Williams et al., 2003; Pinnel, 2007; Ma et al., 2008; Yuan & Zhang, 2008; Heblinski et al., 2011). Nevertheless, considerable challenges have to be overcome for a successful monitoring. Within a pre-processing chain the plant signal must be separated from external influences. Above the water body the main attenuation sources are cloud coverage, illumination and viewing angles of the system and roughness of water surface (Mertes et al., 1993; Bostater et al., 2004; Morel & Belanger, 2006). Below the water surface, effects of the overall water column (Mumby et al., 1998; Silva et al., 2008) have to be considered, as water itself or suspended and dissolved materials affect radiative transfer (Mobley, 1994). In order to control the atmospheric and water column corrections of remote sensing data, it is very helpful to know the reflectance spectra of the lake bottom. Hence, it is necessary to collect the reflectance spectra of plants or sediments just above the vegetation canopies and sediments (Pinnel, 2007; Heblinski et al., 2011). Finally, species composition and canopy structure of the vegetation at sampling date (Hestir et al., 2008) are required for a monitoring by remote sensing methods.

To comply with these demands, the present study a) introduces advancements of a method (Pinnel, 2007) for sampling, processing and analysing multi-seasonal *in situ*-reflectance spectra of the submersed macrophytes *Elodea nuttallii*, *Najas marina*, *Chara* spp. and *Potamogeton perfoliatus* and b) evaluates the effects of particular phenological characteristics of the single species on their spectral response. A third aim was to evaluate, if phenological “spectral fingerprints” of the plants could enforce their monitoring.

To visualize differences of the spectral shapes at different phenological stages between as well as within the species, principal component analyses (PCA) were performed.

4.3 Methods

4.3.1 Study site

Test site selection was guided by the occurrence of populations of the invasive species *Elodea nuttallii* and *Najas marina* at Lake Tegernsee (47.7 ° N, 11.7 ° E) and Lake Starnberg (48.0 ° N, 11.3 ° E), both

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

located south of Munich, in Upper-Bavaria, Germany. A third site at Lake Starnberg allowed simultaneous studies on populations of *Chara aspera* and *Potamogeton perfoliatus*.

Pure populations of *Elodea nuttallii* and *Najas marina* were developed at depths between 2m and 4m. Pure populations of *Chara aspera* and *Potamogeton perfoliatus* were only present at a depth of about 2m. As the *Chara aspera* site is not composed of a pure population, but consists of 10 % of *Chara delicatula* and *Chara intermedia*, this site was correctly named *Chara* spp. test site.

The test site Lakes Osterseen (47.8 ° N, 11.3 ° E) was chosen to validate the water column correction, which was part of the spectral data processing. Therefore, measurements at deep water areas were conducted in summer 2012.

4.3.2 Biometric measurements

For *Elodea nuttallii*, *Najas marina*, *Chara* spp. and *Potamogeton perfoliatus* biometric parameters like density, canopy height, biomass and pigment contents were measured during growing season always once a day at representative spots. For the determination of biomass and pigment compositions, 0.25m² and three single plant tips were harvested by scientific divers, respectively. The samples were transported to the laboratory in dark cooling boxes with lake water. The plant material of the harvested 0.25m² was weighted to estimate biomass and the plant tips were immediately frozen until the following treatment.

The pigments were extracted in 2 ml of 100 % acetone by milling 12 mg of each plant tip with mortar and pestle. After centrifugation (10 min, 500 g, 4 ° C) with a SIGMA 1K15 centrifuge, 1 ml of the supernatant was filtered through a 0.45 µm Nylon filter into a brown glass vial. All operations were carried out under dark conditions.

The filtrate was analysed in a HPLC instrument from JASKO with a C-18 column (KNAUER GmbH) after the method of Kraay et al. (1992). Due to the availability of standards, the amounts of Chlorophyll a and b and the Carotenoids Neoxanthin, Violaxanthin, Lutein and β-Carotin could be determined.

A special case in the phenological context was *Najas marina*, where taller growing male plants collapsed after pollinating the shorter growing female plants. The female plants collapsed after seeds have matured. Both processes led to a decrease in height and biomass of the population.

4.3.3 Reflectance measurements

Remote sensing reflectance spectra (R_{rs}) were collected systematically from pure stands of four different macrophytes and their sediments. For this purpose a measurement set-up with RAMSES submersible spectroradiometers (TriOS GmbH) was placed at a distance of 3 meters from a boat or a terrestrial platform (Figure 8). An optimal sun-object-sensor geometry was chosen all the time for avoiding

shading effects and minimising neighbourhood effects. The boat was secured by two ropes to inhibit drifting during measurement. Depending on the test site, the ropes were fixed to wooden poles, which were driven into the sediment by scientific divers prior to the campaign and/or to trees on the shore. The terrestrial platform was stationary. An underwater stereo camera system was mounted to monitor the positions of the sensors and document the measured spots. Hemispherical downwelling irradiance (E_d) and upwelling radiance (L_u with a field of view of 7°) data were collected simultaneously in a range from 320 nm to 950 nm with a 3.3 nm step. These measurements were carried out just above the vegetation canopy (depth 'b') as well as just beneath the water surface (depth '0-'). Depths were measured by a depth sensor, integrated in one of the RAMSES spectrometers. The distance between sensors and plant canopy or sediment was 20 cm and supervised by a live stream of the Canon cameras on the laptop. Information about canopy heights provided an additional depth control. As the standard deviations of the depth measurements were always ± 3 cm, the boat set-up is assumed to have a similar stability than the terrestrial one. In the latter case a fluctuation of the sensors could be excluded. The stable set-up in case of the boat could be warranted by the wind-shaded position of the test sites, which caused a calm water surface.

The area covered by the L_u -sensor is 4.7 cm^2 at a distance of 20 cm to the object. Due to the high densities of the populations and the stable measurement set-up, this value was consistent during the growing season. At the stages of lower plant densities in June and July, underlying sediment became visible. As *Elodea nuttallii*, *Najas marina* and *Chara* spp. reached heights about 10 cm at this time, the sensor distance to the sediment increased to 30 cm (20 cm to plant plus 10 cm growing height). Therefore, the captured area enlarged to 10.6 cm^2 . This larger area and the low plant densities increased the influence of the sediment on the spectral response. For *Potamogeton perfoliatus*, where a tall but sparse population was present in July, the reflectance spectra were influenced by the surrounding water column (Figure 14, blue plot).

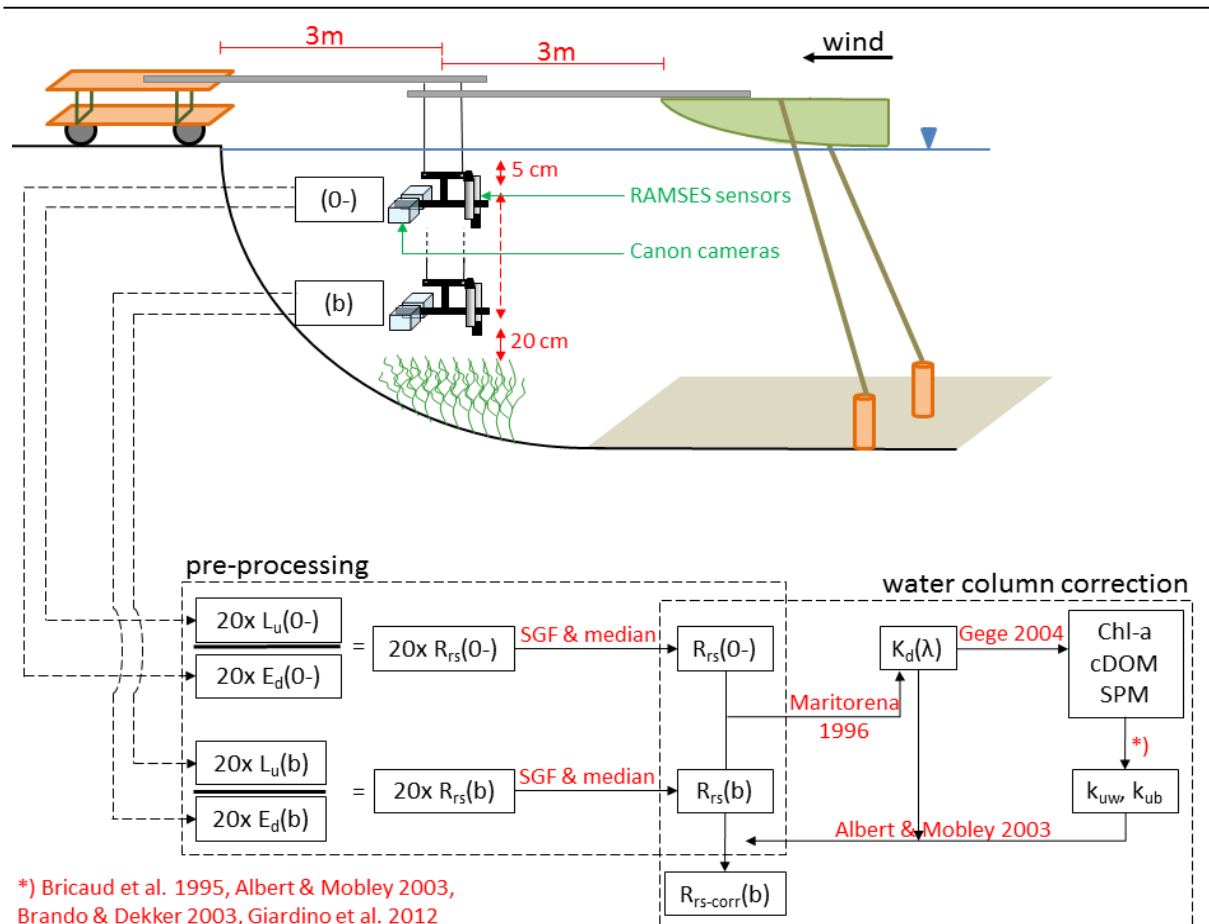


Abbildung 8: Experimental set-up of the *in situ*-data sampling and data flow of evaluation; detailed descriptions are given in paragraphs ‘*Reflectance measurements*’ and ‘*Data processing*’; abbreviations not mentioned in the text: SGF: Savitzky-Golay-Filter; k_{uw} : attenuation coefficient of backscattered radiation in the water; k_{ub} : attenuation coefficient of reflected radiation from the bottom; $R_{rs-corr}$: corrected remote sensing reflectance.

Because of the quite similar spectral response of vegetation in general and submersed vegetation in this case, the key in distinguishing species and their mixture was seen in differing phenological developments. The aim was to figure out the phenological “spectral fingerprint” of each of the investigated species. Hence, the following experimental matrix was developed, to enable the linkage between phenological features and spectral response.

At the test sites of *Elodea nuttallii*, *Najas marina*, *Chara* spp. and *Potamogeton perfoliatus*, spots of an area of 1 m² were defined at a depth of 2 m. As *Elodea nuttallii* and *Najas marina* were also present at 4 m, an additional spot was defined in this depth, respectively. The spots were investigated from a pre-vegetation situation (pure sediment) in May 2011 and throughout the growing season, until vegetation collapsed in September or October 2011. The locating of the spots during the year was warranted by markers on the shore and the ropes and by differential GPS.

Every 3 weeks a field campaign was performed, where every test site was inspected. Measurements of one campaign – representing one phenological stage – were carried out within a time period of maximal one week. For example, the dates 10.08.2011, 11.08.2011 and 12.8.2011 were denoted as ‘August (begin)’. Further sampling intervals were ‘May’, ‘June’, ‘July’, ‘August (end)’, ‘September’ and ‘October’. Due to weather conditions and logistical reasons, only 2 sites were sampled in the months of June and July, respectively. In October the populations of *Chara* spp. and *Potamogeton perfoliatus* have already disappeared.

To account for changing sun positions across the course of a day the data collection started in the morning hours and lasted up to late afternoon. If measurement conditions were not ideal (due to strong waves, cloud coverage or sensor blackouts), it was recorded in the field book, so the dataset could be identified and excluded for further analysis. Therefore, on average six data sets were collected per day in the space of the defined spots. At three measurement days solely one or two data sets per day could be registered. In line with Pinnel (2007) one of these data sets consists of 20 replicates, which were measured within 3 minutes and at a fixed position. In addition to the data collected in depth ‘b’, 20 measurements in depth ‘0-‘ were carried out afterwards in the same way and at the same position for water column corrections.

The validation of the water column correction process was carried out at Lakes Osterseen. Therefore, similar spectral measurements were carried out at deep water areas, together with sampling *in situ* water samples, which were analysed in the laboratory.

4.3.4 In situ-data of water constituents

To derive concentrations of Chl-a and SPM at Lakes Osterseen, water samples were analysed in the laboratory, following the methods DIN 38412 L16 and DIN 38409 H2. To determine cDOM, a water sample was filtered through a 0.4 µm cellulose acetate filter (Sartorius Stedim Biotech). Afterwards, the filtrate was analysed photometrical, following the method of Gege (2004a).

4.3.5 Data processing

The spectral data was processed with Python (version 2.7). From the 20 replicate measurements of E_d and L_u in depths ‘b’ and ‘0-‘ per data set, 20 remote sensing reflectances ($R_{rs}(b)$ and $R_{rs}(0-)$) were calculated respectively and then smoothed by Savitzky-Golay-Filters of length 5 (Savitzky & Golay, 1964) to reduce sensor noise. Afterwards, the median for this set was calculated as it is more robust against outliers than the mean value. Due to strong noise outside the range of 400nm and 700 nm (Figure 10, right), spectra were cut at these wavelengths (Pinnel, 2007). Furthermore, Armstrong (1993) mentioned that wavelengths above 700 nm have to be excluded, due to the high attenuation by water. The remaining water column of 20 cm between sensors and canopy was corrected according to a)

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

absorption models for phytoplankton (Bricaud et al., 1995) and coloured dissolved organic matter (cDOM) (Giardino et al., 2012); to b) backscattering models for phytoplankton (Brando & Dekker, 2003) and non-algal particles (Giardino et al., 2012) as well as absorption and backscattering coefficients of water; and to c) the radiative transfer model of Albert and Mobley (2003). According to (Giardino et al., 2012) the absorption of non-algal particles was left out. The required water constituent concentrations (Chlorophyll a (Chl-a), coloured dissolved organic matter (cDOM) and suspended particulate matter (SPM)) were derived by the inversion of the diffuse vertical attenuation coefficient for downwelling irradiance K_d as implemented in the Water Colour Simulator WASI (Gege, 2004b)). K_d itself was calculated according to Maritorena (1996) using E_d -measurements in two different depths ('b' and '0-'). A verification of inversion results with *in situ*-data was carried out at Lakes Osterseen in 2012.

To show the influence of a single constituent on the attenuation of downwelling irradiance in general, K_d spectra were simulated with WASI for typical ranges of concentrations (Chl-a: 1-10 $\mu\text{g/l}$; cDOM: 0.2-0.7 m^{-1} ; SPM: 0.1-5 mg/l) while keeping the other two components constant (Chl-a: 5 $\mu\text{g/l}$; cDOM: 0.4 m^{-1} ; SPM: 3 mg/l).

4.3.6 Principal component analysis (PCA)

To visualize spectral differences between dense and sparse populations and sediments and differences within the single macrophytes groups, principal component analysis (PCA) was performed with the R-software (version 2.10, LinDA package). The evaluated wavelengths range covered the spectra between 400 nm and 700 nm.

4.4 Results and Discussion

4.4.1 Biometric measurements

The growths of all macrophytes started in the month of June and lead to complete coverage at the beginning of August. *Chara* spp. and *Potamogeton perfoliatus* decayed in September, whereas *Elodea nuttallii* and *Najas marina* decayed in October. The developments of biomasses and canopy heights corresponded to these processes and had their particular highest values in the month of August. In case of *Najas marina* the decay was overlain by the ongoing development of the female plants.

The different pigment contents of the single macrophytes could not be linked to our measured spectral reflectances. Schulze and Caldwell (1995) mention that „changes in chlorophyll content [...] are probably not a major factor in regulating light interception in natural situations“ (page 26), as the absorbance is not linearly dependent due to the adaption of the absorption bands. However, the decreasing Chlorophyll a/Carotenoids ratio might be the reason of the flattened reflectance spectra of

Potamogeton perfoliatus/Elodea nuttallii in September/October. In general, the comparison between spectral shapes and the pigmentations derived from plant tips may be insufficient.

4.4.2 Water column correction

The plots of the simulated K_d spectra (Figure 9) showed a decreasing influence from cDOM to Chl-a to SPM onto the light attenuation in the water column. Therefore, the inversion of K_d has to be accurate in particular for cDOM. Validations of the fitted concentrations with *in situ*-measurements did not exist for the test sites at Lake Starnberg and Lake Tegernsee. Nevertheless, high correlations for cDOM were found at Lakes Osterseen. In case of Chl-a, correlations were low. As the attenuation factor is only minimal influenced by SPM, WASI gave out the lowest possible value, which was 0.1 in this case.

Although further optimization is required (e.g. water sampling at particular date and position), uncertainties concerning the concentrations of water constituents are assumed to have solely marginal influences, due to a thickness of the corrected water column of only 20 cm. To support this hypothesis, the left plot in figure 10 shows the median prior to (red solid) and three version of it after the water column correction (green dotted, dashed and solid). The difference between the three versions is the content of Chl-a. Water column correction was performed with the fit result 6.7 $\mu\text{g/l}$ and with the half (3.35 $\mu\text{g/l}$) and twice of it (13.4 $\mu\text{g/l}$). cDOM and SPM were 0.37 m^{-1} and 0.1 mg/l in all three cases.

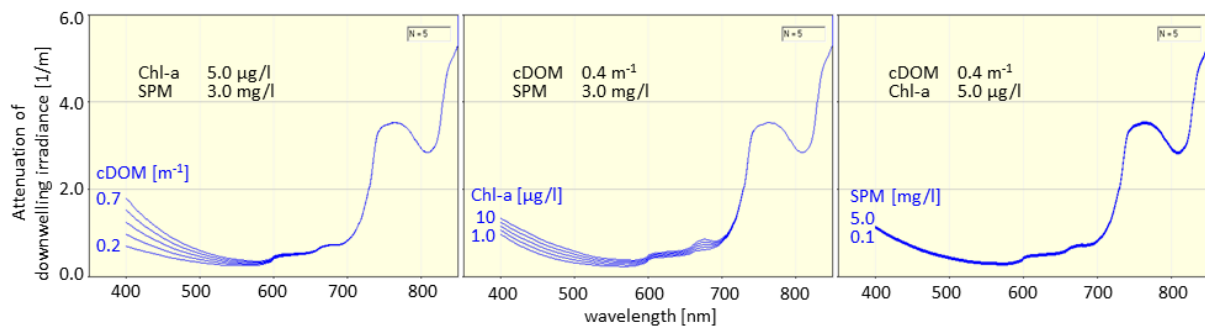


Abbildung 9: Influences of the water constituents cDOM, Chl-a and SPM onto the attenuation of downwelling irradiance. Spectra were simulated in WASI for typical concentration values.

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

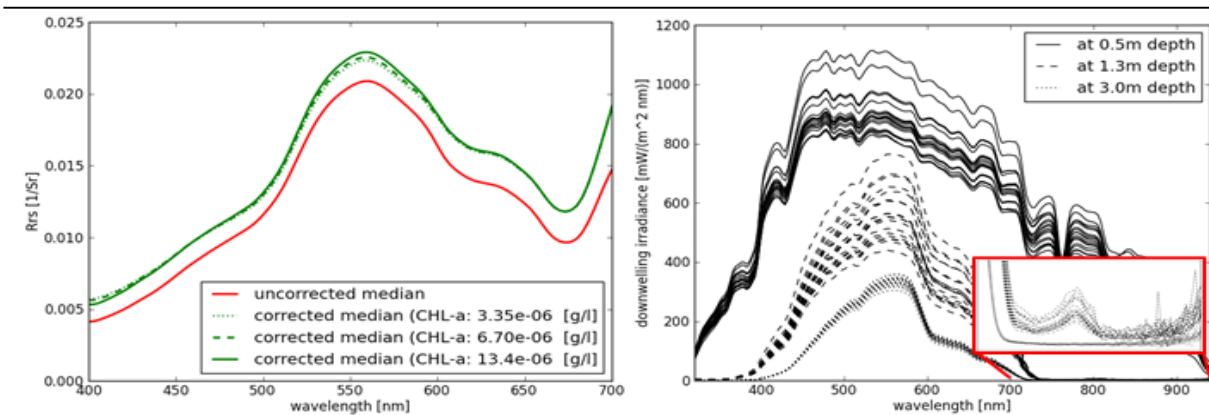


Abbildung 10: left: Uncorrected (red solid) and three corrected median spectra of *Najas marina*. Correction was performed with constant cDOM (0.37 m^{-1}) and SPM (0.1 mg/l) and varying Chl-a concentrations ($3.35 \text{ }\mu\text{g/l}$ green dotted, $6.7 \text{ }\mu\text{g/l}$ green dashed, 13.4 mg/l green solid); right: Intensities of downwelling irradiance at different depths. Range from 700 nm to 950 nm at depths 1.3 m and 3 m is zoomed to show noise.

4.4.3 Reflectance measurements

In figures 11 to 14 sequences of the spectra (plots) over the growing season are given together with photographs of the measured spot at the respective phenological stage of the population (top view photographs). The green lines show the R_{rs} -spectra of the investigated species between 400 nm and 700 nm. All plant reflectance curves had typical vegetation features with higher reflectance values in the green and at the red edge and lower reflectances in the blue and red wavelength region. The intensities of the reflectances varied between 0 % and 3.5 %. For *Elodea nuttallii* and *Najas marina*, which were in the focus of this study, 29 and 28 median spectra were calculated respectively, while for *Chara* spp. 7 and for *Potamogeton perfoliatus* 12 representative median spectra were computed. With up to 8 %, the reflectance spectra of the sediments (red lines) typically showed higher intensities than the vegetation spectra. In total, 21 sediment medians were computed prior to the growing season. Comparing the sediment spectra, it can be observed that brightness decreased from the *Najas marina* site over the *Chara* spp. site, the *Potamogeton perfoliatus* site to the *Elodea nuttallii* site (Figures 11 to 14, first plots/photos). The reason for these differences in sediment brightness might be founded in an inverse trend of the organic overlay, as an increase in organic pad decreases light reflectance. Further indicators for the presence of benthic phytoplankton were the reflectance minima at 620 nm and 680 nm. At these wavelengths, the absorption maxima of Phycocyanin and Chlorophyll a – both present in cyanobacteria – are located.

The 22 blue coloured medians of the second plots in figures 11 to 14, represent sparsely covered sediments at the beginning of the growing season of the respective plant. Due to the necessity of cloud free conditions, it was not possible to trace different stages of density within the months of June and July.

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

When looking at the spectra of *Najas marina* in July (Figure 12), exponential increases between 400 nm and 430 nm are visible. This can be attributed to the water column correction process. At this day, E_d -measurements took place at '0-' and at 4 m depth. The minor intensities at wavelengths below 400 nm and above 700 nm at 4 m (Figure 10, right), resulted through the expression of Maritorea (1996) in a stretched shape of K_d , which in turn led to exaggerations at these wavelengths. To solve such problems, the deeper E_d -measurements should be carried out at a depth of maximum 2 m. Nevertheless, the method of inverting K_d might be limited in turbid waters and when waves occur. The latter lead to a wave focusing effect, which results in high deviating E_d -measurements and therefore an unstable K_d .

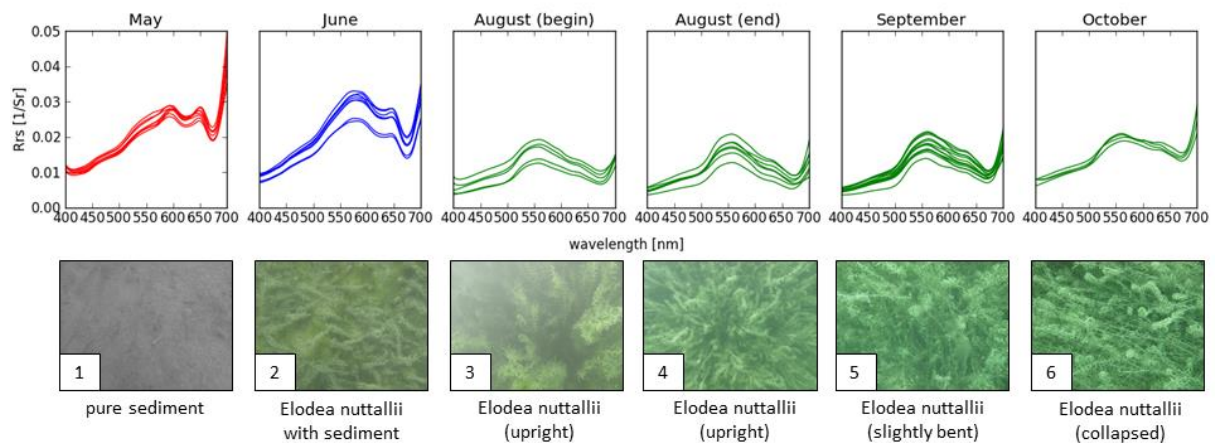


Abbildung 11: Sequence of remote sensing reflectances of *Elodea nuttallii* (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to October and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).

In case of *Elodea nuttallii* (Figure 11), the growing season in 2011 lasted from June to October. The first spectra of a pure population were collected at the beginning of August. As long as plants stood upright or were bent on the very top of the canopy (Figure 11, pictures 3, 4 and 5) the spectra showed little variation. In October a noticeable change in the curvature of the reflectance spectra took place. Compared to the ones from August to September, the shape in October was more compressed and could be associated to the collapsed plants, which were not standing upright anymore, but tipped sideways (Figure 11, picture 6). The lower ratio of Chlorophyll a/Carotenoids in autumn might be the reason for the flattened trend at yellow and orange wavelengths (560 nm to 650 nm). The change from the sediment spectra (red) to the vegetation spectra (green) from May to August is well supported by Figure 11, pictures 1 to 3. A dependency of the spectral reflectances from growing depth could not be proven with our data.

The growing season of *Najas marina* (Figure 12) lasted from July to October 2011. The spectral differences of sediment (May, red lines) and plant spectra (beginning of August, green plot) were

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

documented as well as for *Elodea nuttallii*. (Figure 12, pictures 1 to 3). From August to October, the shapes of the curves barely changed, as the plants were standing upright and density was high all the time (Figure 12, pictures 3 to 6). Noticeable are the two different groups of spectra, which can be recognized in September as well as in October. They might be associated with different phenological stages. As the taller growing male plants collapsed after pollination, changes in biomass and growing heights occurred. On the photographs, male and female plants cannot be separated. Again, growing depth had no influence on spectral shapes.

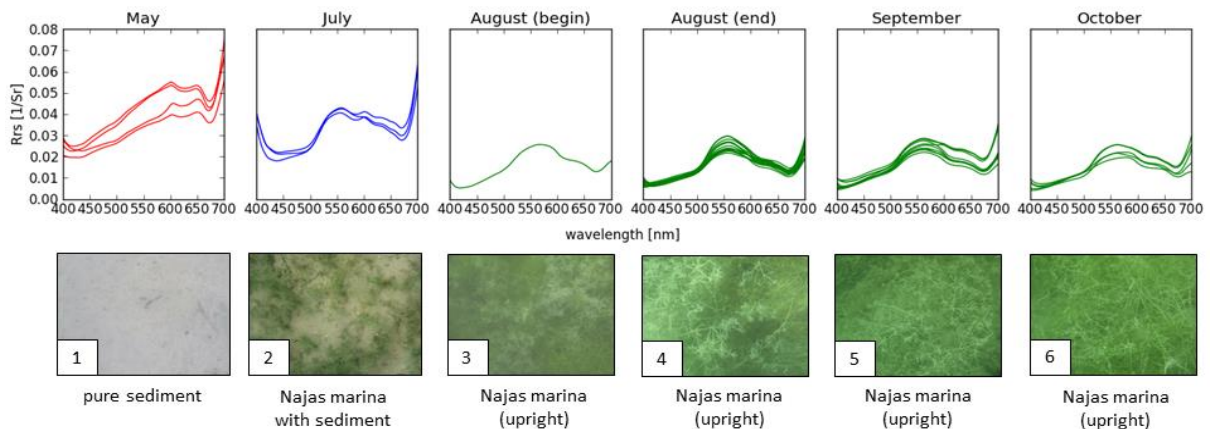


Abbildung 12: Sequence of remote sensing reflectances of *Najas marina* (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to October and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).

For the *Chara* spp. test site (Figure 13) the colonization of the bare sediment and the accompanied changes in the reflectance spectra were captured well. Due to higher and more frequent waves and cloud coverage during the month of August, only a small number of spectra could be calculated. This made it difficult to recognize or explain spectral features from the beginning of August to September. As no obvious changes in phenology or canopy structure were recognized, the varieties of the spectral shapes remain unexplained. (Figure 13, pictures 3 to 5).

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

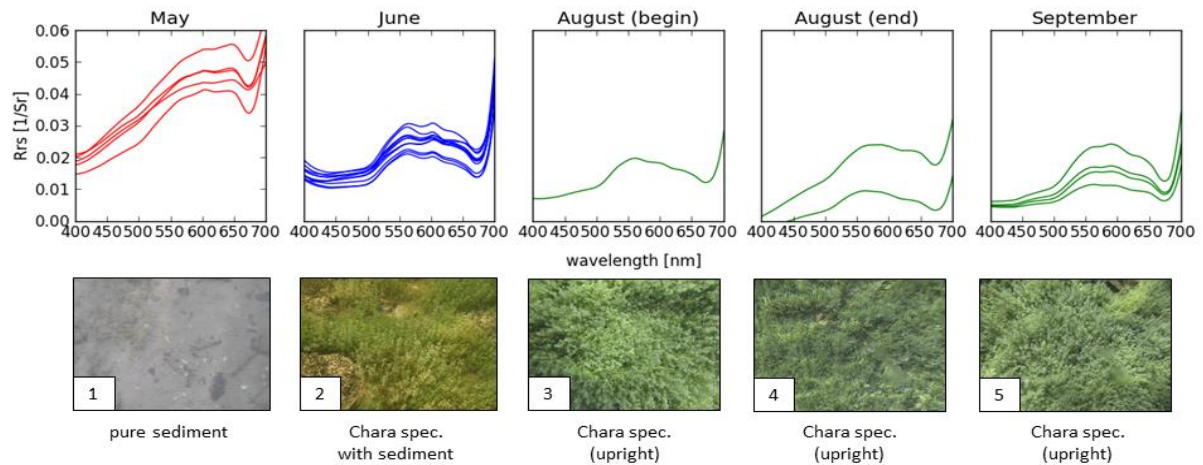


Abbildung 13: Sequence of remote sensing reflectances of *Chara* spp. (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to September and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).

For *Potamogeton perfoliatus* it was most difficult to sample reflectances of the disperse population in the month of July. In case of single tall growing plants (Figure 14, picture 2), it is difficult to collect plant spectra with a sensor which has a field of view of 7° . Hence, it is still not clear, of which component the calculated medians (Figure 14, blue lines) are affected most; by plants, by underlying sediment or by surrounding water column. With increasing density of the population from July to end of August (Figure 14, pictures 2 to 4), the curvatures corresponded to typical vegetation spectra (Figure 12, plots July to end of August). Similar to *Elodea nuttallii* (Figure 11, October plot and picture 6), the collapse of the plants in September (Figure 14, picture 5) was represented clearly by the flattened reflectance spectra (Figure 14, September plot). As this test site was close to the *Chara* spp. site, it was likewise affected by waves, which may explain the larger variations within the single plots.

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

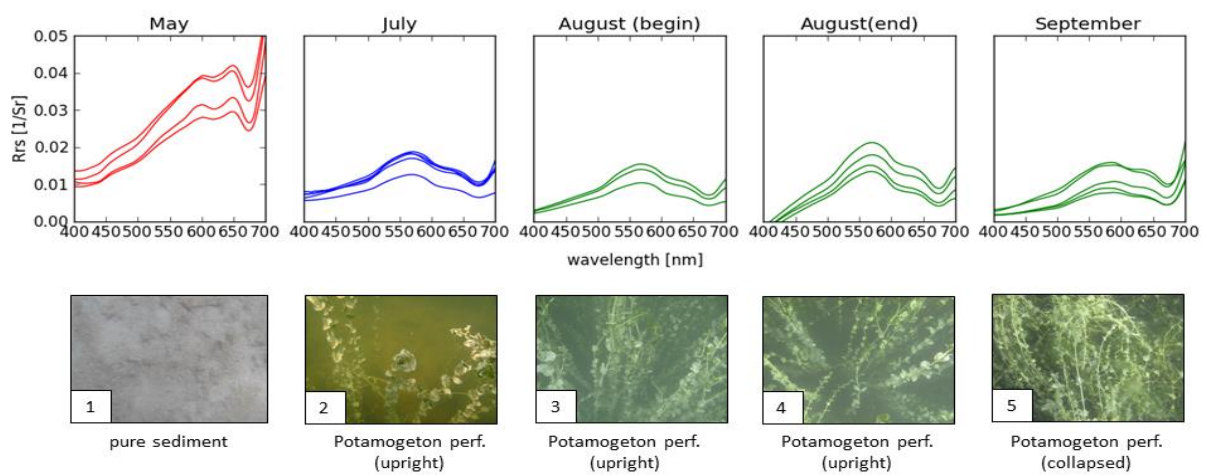


Abbildung 14: Sequence of remote sensing reflectances of *Potamogeton perfoliatus* (R_{rs} ; red: sediment, blue: sparse coverage, green: full coverage) from May to September and photographs of the studied population (in brackets: canopy structure).

Influences of different illumination conditions, like increasing intensities at decreasing sun zenith angles – as known from terrestrial applications – could not be identified for any of our test sites. Possibly, this effect is masked by the light scattering within the water column. Another effect, which is not investigated so far, was the presence of epiphytes and suspended solids upon the macrophytes, which affect the spectral response due to their particulate absorption spectra. However, in case of *Elodea nuttalli* epiphytes may play a minor role, as the plant is known to be allelopathic active (Erhard & Gross, 2006).

4.4.4 PCA

To discriminate a) macrophytes from bare sediments; and b) to identify macrophytes species, principal component analyses were carried out for the wavelength range between 400 and 700 nm.

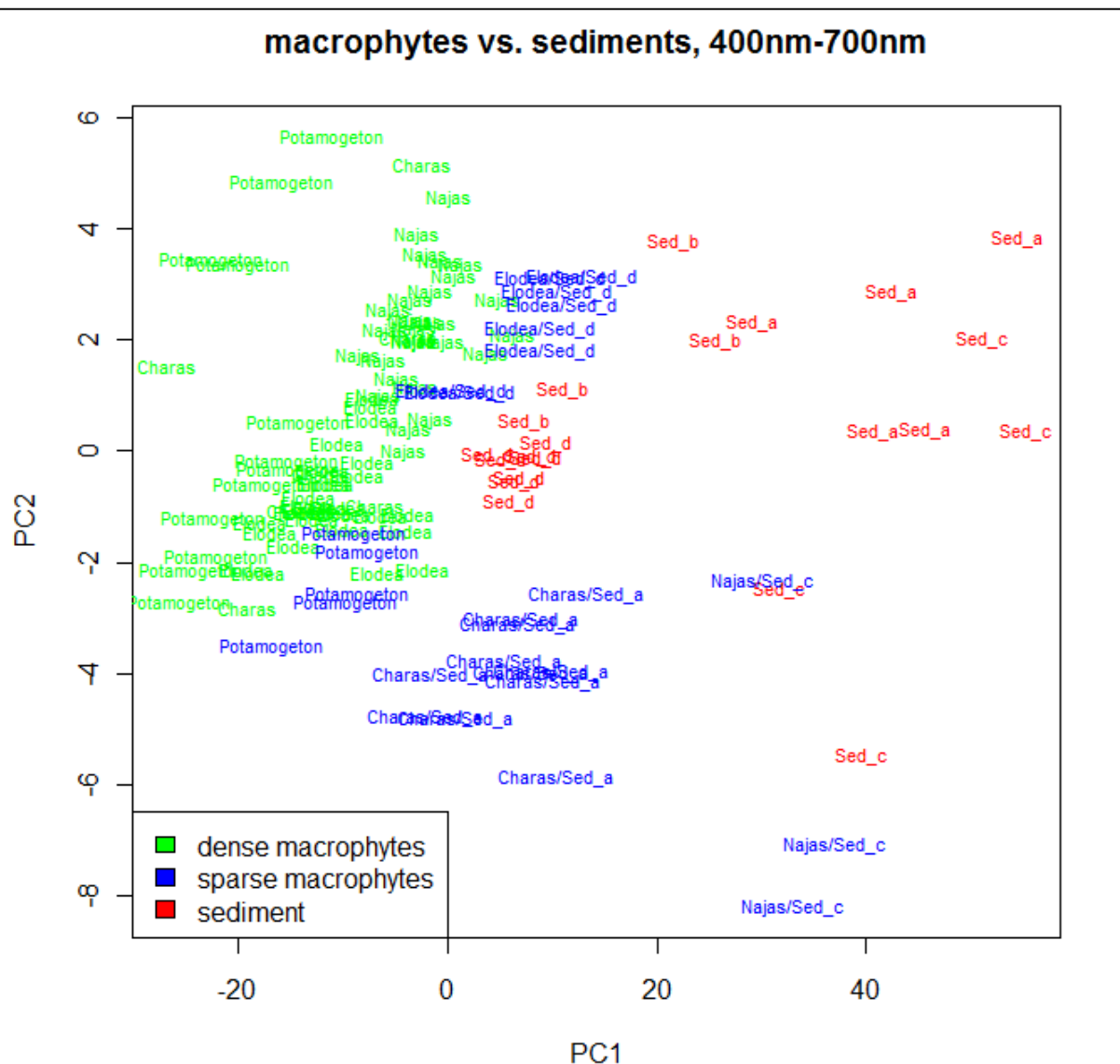


Abbildung 15: Principal component analysis (PCA) of all medians between 400 nm and 700 nm; green: macrophytes, blue: sparsely covered sediments, red: sediments (Sed_a: sediment at *Chara* spp. site; Sed_b: sediment at *Potamogeton perfoliatus* site; Sed_c: sediment at *Najas marina* site; Sed_d: sediment at *Elodea nuttallii* site).

The first PCA (Figure 15) divided the medians into two clusters and one disperse group. The two clustering groups are the vegetation (green coloured) and the sediment spectra (red coloured). The third group, which is coloured blue, represents the sparse covered sediments. The dispersal of the sediments can be attributed to differences of the spectral intensities in general and local reflectance minima, which probably arise from different organ contents or overlays. Indeed, the blue coloured spectra are widespread, but the positions of the four internal clusters (Potamogeton, Elodea/Sed_d, Charas/Sed_a and Najas/Sed_c) are defined between their associated sediment and macrophytes spectra. Depending on the density of the population at the recording time, they are located closer to the sediment or the plant group. Hence, the sparse covered populations of *Elodea nuttallii* and *Najas marina* are closer to the

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

sediments Sed_d and Sed_c. As populations covered 50 % in both cases, the higher intensities of the sediment reflectances masked the plants. The larger field of view might have increased this effect. In contrast, the coverage of 75 % of the *Chara* spp. led to a position closer to the vegetation than to Sed_a. Due to the influences of the water column in case of the *Potamogeton perfoliatus* spectra, this group is similar to vegetation spectra and is therefore located close to the macrophytes cluster. The principle component 1 (PC1) described this separation with 94.8 %, the second (PC2) with 2.2 %, which gave a cumulative proportion of 97 %.

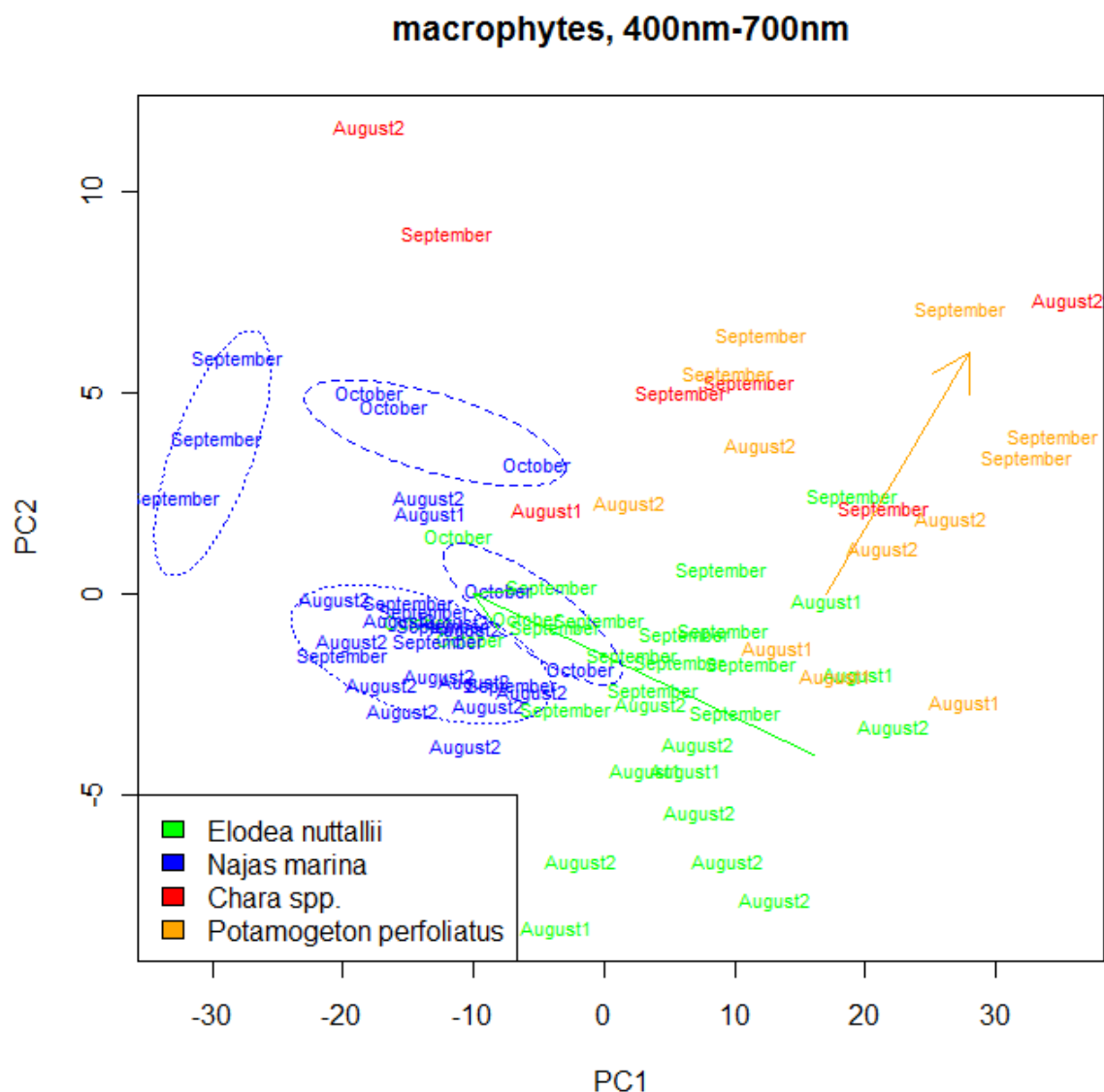


Abbildung 16: Principal component analysis (PCA) of all medians of macrophytes between 400 nm and 700 nm; green: *Elodea nuttallii*, blue: *Najas marina*, red: *Chara* spp., orange: *Potamogeton perfoliatus*. The arrows indicate temporal effects; the ellipses encircle two spectral groups of *Najas marina* in September and October, respectively.

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

The PCA for only the macrophytes from August to October (Figure 16) showed that the two invasive species *Elodea nuttallii* (green) and *Najas marina* (blue) and the population of *Chara* spp. (red) form separable clusters with only little overlaps. The dispersion of *Chara* spp. reflectances is caused by too small a number of measurements and/or too much noise in the measurements. The cluster of *Potamogeton perfoliatus* (orange) overlapped clear with the ones of *Elodea nuttallii* and *Chara* spp. The cumulative proportion of 95.5 % of this PCA was reached by 90.3 % of PC1 and 5.2 % by PC2.

By including the sampling dates (phenological stages), which are given by the month names, some overlaps can be bypassed. So for example a) *Elodea nuttallii* in October with *Najas marina* in September; b) *Chara* spp. in August1 within the group of others; and c) *Potamogeton perfoliatus* August2 within the group of September spectra of *Chara* spp. and *Elodea nuttallii*.

The dependence of the spectral shapes from phenological states of the populations is visible for *Potamogeton perfoliatus* and *Elodea nuttallii* (arrows in orange and green show the drifts). Reasons therefore might be the decreased water influence for *Potamogeton perfoliatus* (Figure 14, pictures 2 to 4) and changes in the structure/pigmentation for *Elodea nuttallii* (Figure 11, pictures 4 to 6). For *Chara* spp. no trend is visible but also not expected, as no changes in phenology were noticed. In the case of *Najas marina*, the specific phenology seems to become visible. A spectral grouping in September as well as in October (cf. Figure 12, pictures 5 and 6) can also be identified in the PCA (blue ellipses). During field work it was noticed that the composition of the population had changed in favour of the female plants in the course of the month of September. Hence, the spectral differences might be due to changes in the portion of male and female *Najas marina* plants and the related changes in plant morphology and canopy structure of the entire population. Systematic investigations in the laboratory are necessary to verify this effect.

4.5 Conclusion

The study presented investigations towards coupled growth and physical reflectance models of submersed vegetation communities of the Upper-Bavarian freshwater lakes in Germany. Within the present stage, the development of spectral libraries and associated descriptive phenological libraries are in the focus. These steps are assumed to be essential with regard to a future automated mapping (Williams et al., 2003) in the frame of the envisaged monitoring system. To collect remote sensing reflectance spectra, on the basis of which the changes in phenological or structural stages of submersed macrophytes can be verified, a stable measurement set-up was developed and now introduced.

As changes in the spectral signature throughout the growing season are present, the requirement of Fyfe (2003) that spectral features need to be distinct despite seasonal variation in order to discriminate and map species is not fulfilled for our data. Hence, multi-temporal ground truth data and therefore

Collecting in situ-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring

information about the particular phenological stages area necessary to improve this process and solve problems with miss-classifications.

To enable the use of a large number of remote sensing sensors, libraries of hyperspectral data is essential. For validation tasks, such data can be rescaled to all kind of spectral resolution within the given range. The use of principle component analyses allowed the differentiation of the collected spectra by species/underground.

Diurnal variations which may be up to 60 % (around the green peak) are finally not discussed, but waves are assumed to have a great influence. With regard to a monitoring system the observation that with PCA even changes of such magnitude are compensated, is the most important result. The investigation of the diurnal changes is on-going by regarding parameters like water depth and illumination together with phenological and morphological differences on population structure.

4.6 Acknowledgements

This research was funded by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health (StMUG). The Authors would like to thank the colleagues at the Limnologische Station der Technischen Universität München for their support in field work. Gerd Welzl from the Helmholtz Centre in Munich and Peter Gege from the German Aerospace Center (DLR) are gratefully acknowledged for their support.

5 EVALUATION OF THE ANISOTROPY FACTORS ON AQUATIC TEST SITES CAUSED BY RAPIDEYE OFF-NADIR DATA ACQUISITION WITH THE MOBILE GONIOMETRIC SYSTEM (MGS)

Patrick Wolf, Sebastian Roessler, Thomas Schneider, Arnulf Melzer

Technische Universität München, Limnologische Station, 82393 Iffeldorf, Germany

E-Mail: patrick.wolf@tum.de

This peer-reviewed paper was first published in Borg et al. (2013) - From the Basics to the Service - 5th RESA Workshop, pages 221-237, GITO Verlag, Berlin.

5.1 Abstract

Inherent anisotropic properties of natural surfaces affect their reflectance and hence the interpretation of remote sensing data. The Mobile Goniometric System (MGS) was employed to find out the range of variations due to effects attributed to the BRDF of two aquatic surfaces, the terrestrial vegetation of *Phragmites australis* and a shallow water site with *Chara spec.* canopy. The paper presents the data acquisition method and briefly describes the fundamental differences in the anisotropic behaviour of the two surface types. The magnitude of the phenomenon was investigated on base of the anisotropic factor (ANIF). While the *Phragmites australis* canopy showed typical land vegetation characteristics, drastic increases of the remote sensing reflectance at certain viewing geometries at the water test site were observed and attributed to sun glint effects. Our results indicate that for deriving bottom reflectance out of such measurements in addition to the well-known sun glint, water surface and water column effects, the data should be corrected for anisotropy features as well.

5.2 Introduction

The anisotropic properties of vegetation surfaces, first mentioned by Kimes (1983), affect the classification of remote sensing data (Wardley, 1984; Schaaf et al., 2002; Strub et al., 2002) as well as the application of various vegetation indices (Wardley, 1984; Kuusk, 1991; Dorigo et al., 2005; Coburn et al., 2010). Out of these anisotropic features, bi-directional reflectance distribution functions (BRDF) were described for numerous terrestrial surfaces (Kuusk, 1991; Sandmeier et al., 1995; Sandmeier et al., 1999; Solheim et al., 2000; Strub et al., 2002; Biliouris et al., 2003; Peltoniemi et al., 2005; Suomalainen et al., 2009; Feingersh et al., 2010) by collecting data with various goniometer or directional measurement systems like FIGIFIGO (Suomalainen et al., 2009), CLabSpeG (Biliouris et al., 2003), PARABOLA (Deering et al., 1990), EGO facility (Koechler et al., 1994), FIGOS (Sandmeier et al., 1995), MUFSPeM (Manakos et al., 2004) or IGF (Feingersh et al., 2005). However, studies concerning

BRDF effects of aquatic vegetation or shallow water sites are rare. Valta-Hulkkonen et al. (2004) and Mobley et al. (2003) investigated the bi-directional effects of *Phragmites australis* in CIR aerial photographs and of shallow water bottoms by simulations, respectively. Schneider et al. (2004a) used the anisotropy ratio from directional Chris/Proba data for *Phragmites australis* characterization in the Danube Delta.

In this paper, we present the results of *in situ*-measurements, taken with the Mobile Goniometer System (MGS), first introduced at the Chris/Proba workshop 2004 in Frascati (Schneider et al., 2004b). Data collection took place upon *Phragmites australis* and at a shallow water site with *Chara spec.* canopy. The required constant illumination (Bachmann et al., 2012) was given by a stable high pressure situation in September 2012. This assured that illumination conditions were nearly constant during 30 minutes of one data take. Besides the methodological approach, mainly the differences of the anisotropic factors (ANIF) between terrestrial and aquatic applications are presented. ANIF were calculated out of RAMSES hyperspectral datasets, rescaled to RapidEye. In according to outcomes of Lu et al. (2012), the most drastic effects at the water site were caused by sun glint.

As the RapidEye satellites can record with viewing angles of up to $\pm 20^\circ$ (RapidEye, 2012) and other sensors are equipped with pointing capabilities in the range of $\pm 30^\circ$ or cover large areas, anisotropy effects across the scan line may introduce additional errors. Analogue to land applications, such BRDF measurements may be used in the future to correct remote sensing data of the aquatic environment to the nadir view.

5.3 Methods

5.3.1 Bi-directional reflectance distribution function

The bi-directional reflectance distribution function (BRDF) (Nicodemus et al., 1977) describes the anisotropic reflection properties of surfaces as a function of two illumination and two viewing angles. These are the solar zenith angle θ_i , the solar azimuth angle φ_i , the sensor zenith angle θ_r and the sensor azimuth angle φ_r . The BRDF function (Equation 28) is defined by dividing the radiance dL_r [$\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{nm}^{-1}$] reflected in one direction (θ_r, φ_r) by the incident irradiance dE_i [$\text{W m}^{-2} \text{nm}^{-1}$] from direction (θ_i, φ_i) (Sandmeier & Itten, 1999):

$$f_r(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda) \approx \frac{dL_r(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda)}{dE_i(\theta_r, \varphi_r; \lambda)} \quad (28)$$

To derive structural information from BRDF data, the anisotropy factors (ANIF) can be calculated with equation 29 (Sandmeier & Deering, 1999).

$$ANIF(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda) = \frac{R(\theta_i, \varphi_i; \theta_r, \varphi_r; \lambda)}{R_0(\theta_i, \varphi_i; \lambda)} \quad (29)$$

5.3.2 Test sites

Measurements were carried out upon a population of *Phragmites australis* (common reed) in Iffeldorf (47.8 ° N, 11.3 ° E) and at a shallow water site with *Chara spec.* canopy at Lake Starnberg (48.0 ° N, 11.3 ° E) in September 2012. Both test sites are located in Upper Bavaria (Southern Germany). Lake Starnberg itself is an oligotrophic finger lake, with an averaged depth of 53.2 meters.

5.3.3 The Mobile Goniometric System (MGS)

Measurements were carried out with the MGS (Figure 17, a). Instead of the initially used ASD Field Spec FR with a bifurcated cable setup, the RAMSES submersible system of the TriOS Company was used. The advantage of the RAMSES system is a simultaneous acquisition of hemispherical irradiance (E_d) and directional object reflection measurement (L_u). From a nadir height of 10 m above the measured surface and a field of view of 7 ° of the L_u sensor an area of about 1.2 m² is covered. The application of the “inscribed-angle” principle for the MGS construction allows keeping changes in the observed area with increasing viewing zenith angle below 10 %. Due to little temporal changes of the light field at this time of the year and a fast data acquisition within 30 minutes, nadir (Figure 17, b) and off-nadir (Figure 17, a) hyperspectral measurements were collected at almost constant illumination conditions due to a clear sky situation.

By dividing L_u by E_d , remote sensing reflectances (R_{rs}) were calculated and rescaled to RapidEye spectral resolution afterwards using the spectral response function. While the E_d sensor on the very top of the construction was not moved (Figure 17, c), the recording positions of the L_u sensor at an extension arm (Figure 17, d) varied. Data collection was carried out mainly following the measurement scheme recommended by Schneider et al. (2007). At the azimuth angles of 0 °, 30 °, 60 °, 90 °, 135 ° and 180 ° relative to the sun azimuth, measurements at 20 °, 40 ° and 60 ° of zenith were taken (Figure 17, f). Position accuracy is ± 3 ° in both directions from the nominal position (Schneider et al., 2007). The exact measurement position is recorded by an electronic dual axis angle measurement device (Hy-Line Comp.) and used for interpolation when calculating the BRDF “surface” for the respective measurement series. Additional measurements were taken at the sun hotspot and around it in 5 ° distance in each direction and from nadir position, which results in a total number of 24 view directions measured. At each recording position, the mean and the standard deviation were calculated out of 5 scans. The extension arm can be moved in azimuth and zenith direction by motor and hand, respectively. Additional instruments mounted at the MGS are two Canon G10 digital cameras (Figure 17, e) with a remote control for stereo photographs and a light pointer to control positions at and around the hotspot (Figure 17, d). The power supply was warranted by a 12 V DC car battery.

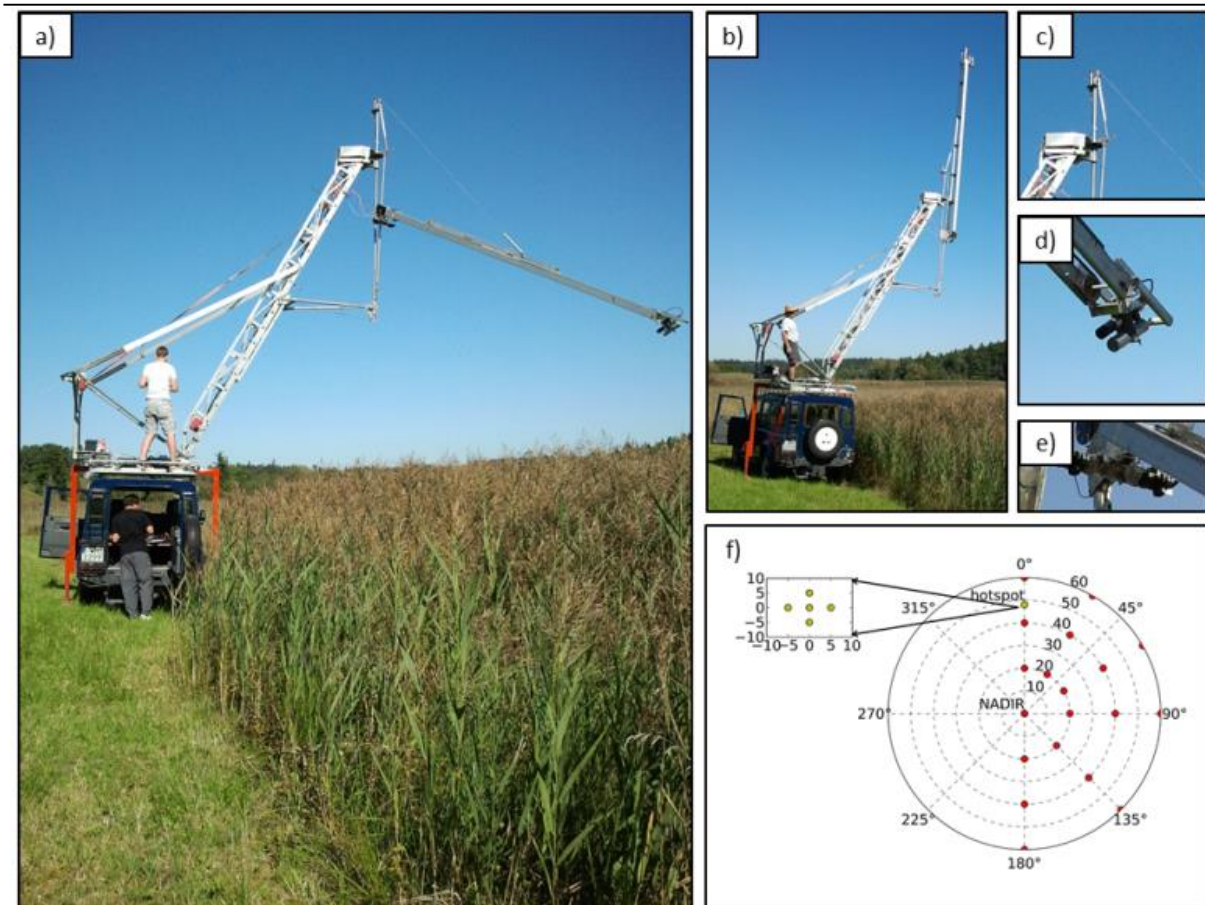


Abbildung 17: The Mobile Goniometric System (MGS). a) viewing in the orthogonal plane at 60° zenith angle; b) nadir position; c) Ed-sensor on the very top; d) Lu-sensor and hotspot control; e) 2 Canon G10 digital cameras; f) Measurement strategy of 24 recording positions with a regular raster of 19 positions (red points) and 5 additional positions in and around the hotspot (yellow points);

As symmetry of the anisotropic effects with respect to the principle plane was assumed (Suomalainen et al., 2009), the values at the azimuth angles of 30° , 60° , 90° and 135° were mirrored to 330° , 300° , 270° and 225° , respectively. Solely the 5° hot spot measurements were excluded from mirroring. Afterwards, ANIF were calculated at the recording and their mirrored positions by equation 29 (Sandmeier & Deering, 1999) and finally interpolated with Delaunay interpolation techniques (Sandmeier, 2000) for the complete hemisphere between 0° and 60° of viewing zenith angle. Hence, in nadir position, ANIF is 1. If reflection signals are higher or lower referenced to the nadir measurement, equation 29 will result in values higher than 1 or between 0 and 1, respectively. The particular minimum and maximum values at each band were combined to maximum and minimum reflectance spectra.

5.4 Results

In case of measurements at the water site, very high reflectance intensities could be recognized at azimuth angles of 135 ° and 180 ° (Figure 18, dashed and solid red lines). For example at an azimuth of 180 ° and a zenith of 40 ° – opposite to the hotspot – values were up to 100 times higher, depending on the wavelength. To make the values of the anisotropic factor (ANIF) at the water test site comparable to those of the *P. australis* test site, measurements at azimuth angles between 135 ° and 180 ° were masked prior to mirroring and interpolating the data.

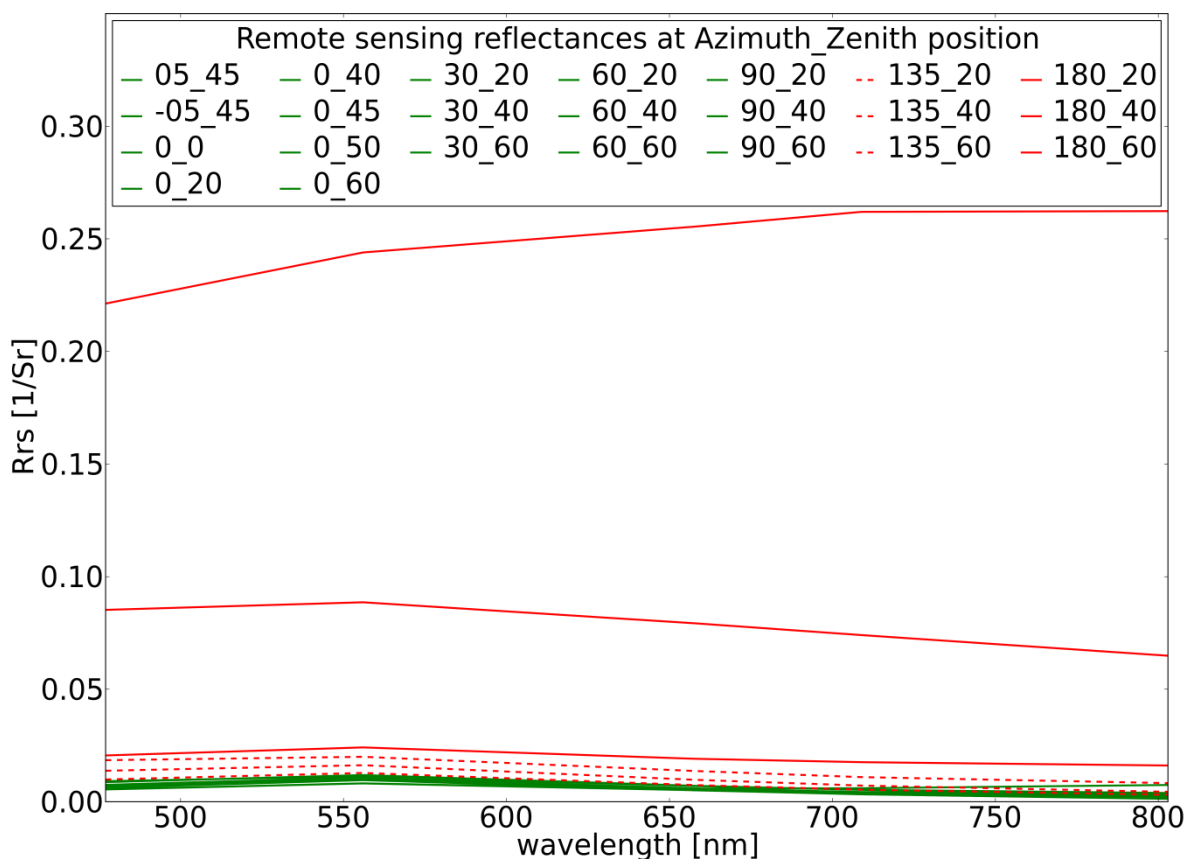


Abbildung 18: Remote sensing reflectances at the water test site, collected from different directions; most are coloured in green, measurements with high intensities are given in dashed (at azimuth of 135 °) or solid (at azimuth of 180 °) red.

In case of the *P. australis* (Figure 19), the highest ANIF at every band of the RapidEye-sensor can be observed in the particular hotspot (2.5 times higher than nadir). The lowest values can be found at 180 ° azimuth and 20 ° zenith angle, with exception of band 803nm, where the minimum is at nadir. According to (Sandmeier et al., 1998; Beisl, 2001; Camacho-de Coca et al., 2001) the principle plane exhibits a stronger anisotropy than the orthogonal plane. The maximum and minimum reflectance spectra are plotted in Figure 19 together with the measured nadir spectra, including standard deviations (maximum: red; minimum: blue; nadir: black). It can be seen that the nadir reflectance is close to the minimum

reflectance and that for all other view directions and all bands higher intensities are measured (Figure 19, polar plots a) to e)).

At the shallow water site Starnberg (Figure 20), fundamental differences to the *P. australis* site can be observed. Despite the masking between 135 ° and 225 °, there can still be detected high ANIF values (up to 3.5 times higher than at nadir) at the adjacency of 135 ° and 225 ° for zenith angles higher than 40 °. Comparable increases in the backward plane are only present at 803nm and at zenith angles higher than 50 ° (Figure 20, polar plot e)). Within all polar plots, there are also regions, where ANIF values are only half of nadir values. According to Figure 19, the maximum (red), minimum (blue) and nadir (black) reflectances are plotted above the polar plots. Similar to *P. australis*, the nadir spectra is closer to the minimum than to the maximum. At both test sites, single standard deviations are very low.

5.5 Discussion

Goniometric measurements were taken under stable and clear sky conditions. Most of the experimental conditions mentioned by Sandmeier (2000), like a sufficient documentation, additional measurements in hotspot direction or frequently taken reference measurements were fulfilled. Atmospheric corrections were neglected, as the distance between L_u sensor and the objects was only 10m and less. Additionally, the averaged surface area was large enough and the L_u sensor, which collected the reflected light, had a small solid angle (7 °) and was mounted in the far field to avoid shadowing caused by the instrument itself (Snyder, 1998). Exceptions are given solely for the hot spot and the 5 ° larger zenith angle in the principal plane. Since the shaded area is small compared to the spot measured from 10m above, the effect is negligible in practice. As reflectance could only be taken at one half of the hemisphere, the data were mirrored at the solar principle plane. However, measurements at both sides of the hot spot were practically identical (at -5 ° and +5 °), such supporting this procedure.

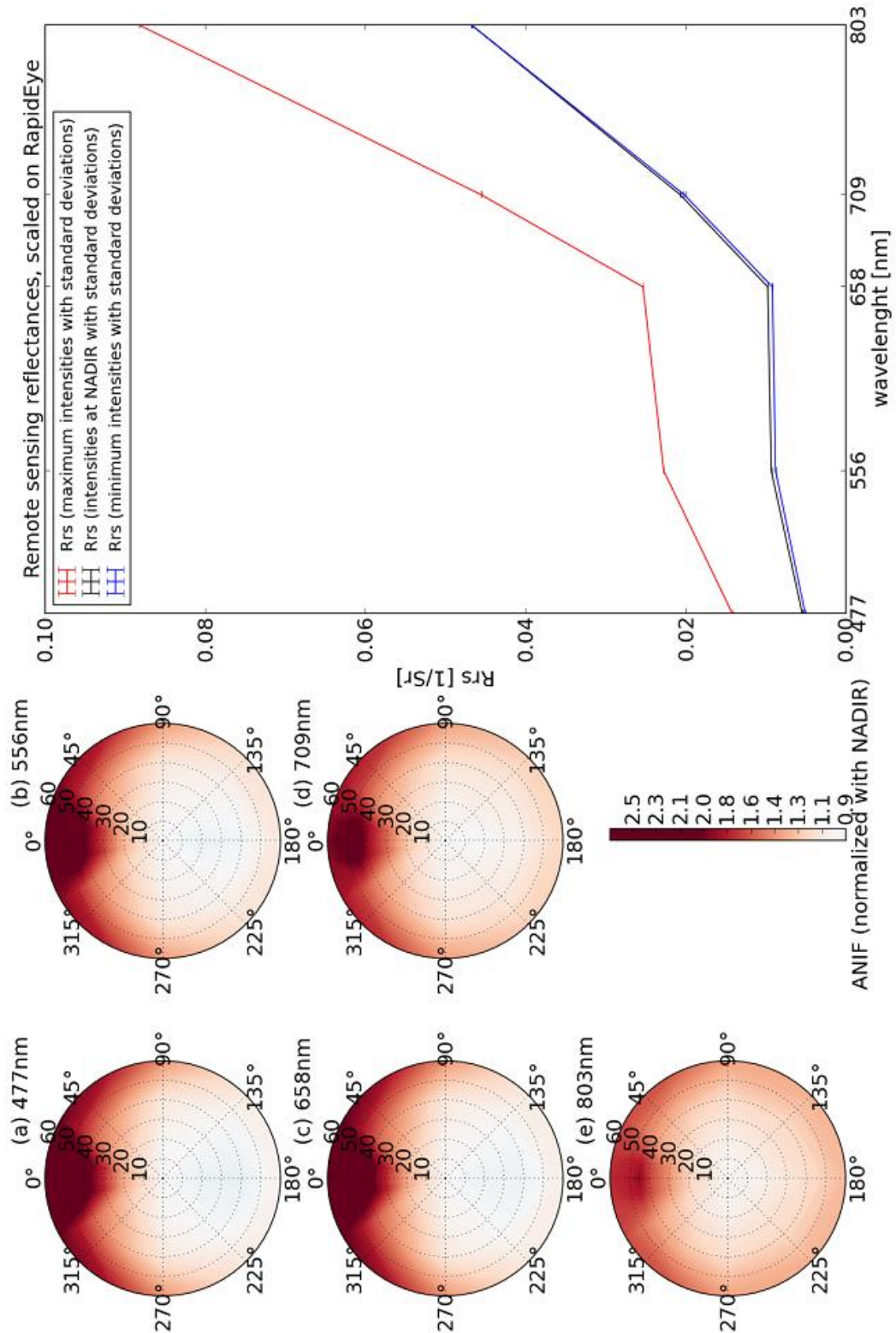


Abbildung 19: Above: measured remote sensing reflectances at nadir (black) and remote sensing reflectances, combined of the particulate minimum (blue) and maximum (red) intensities at RapidEye-bands. Below: anisotropic factors (ANIF) of *Phragmites australis* (common reed) at RapidEye-bands with azimuths ranging from 0 ° to 360 ° and zeniths ranging from 0 ° to 60 ° (polar plots a) to e)).

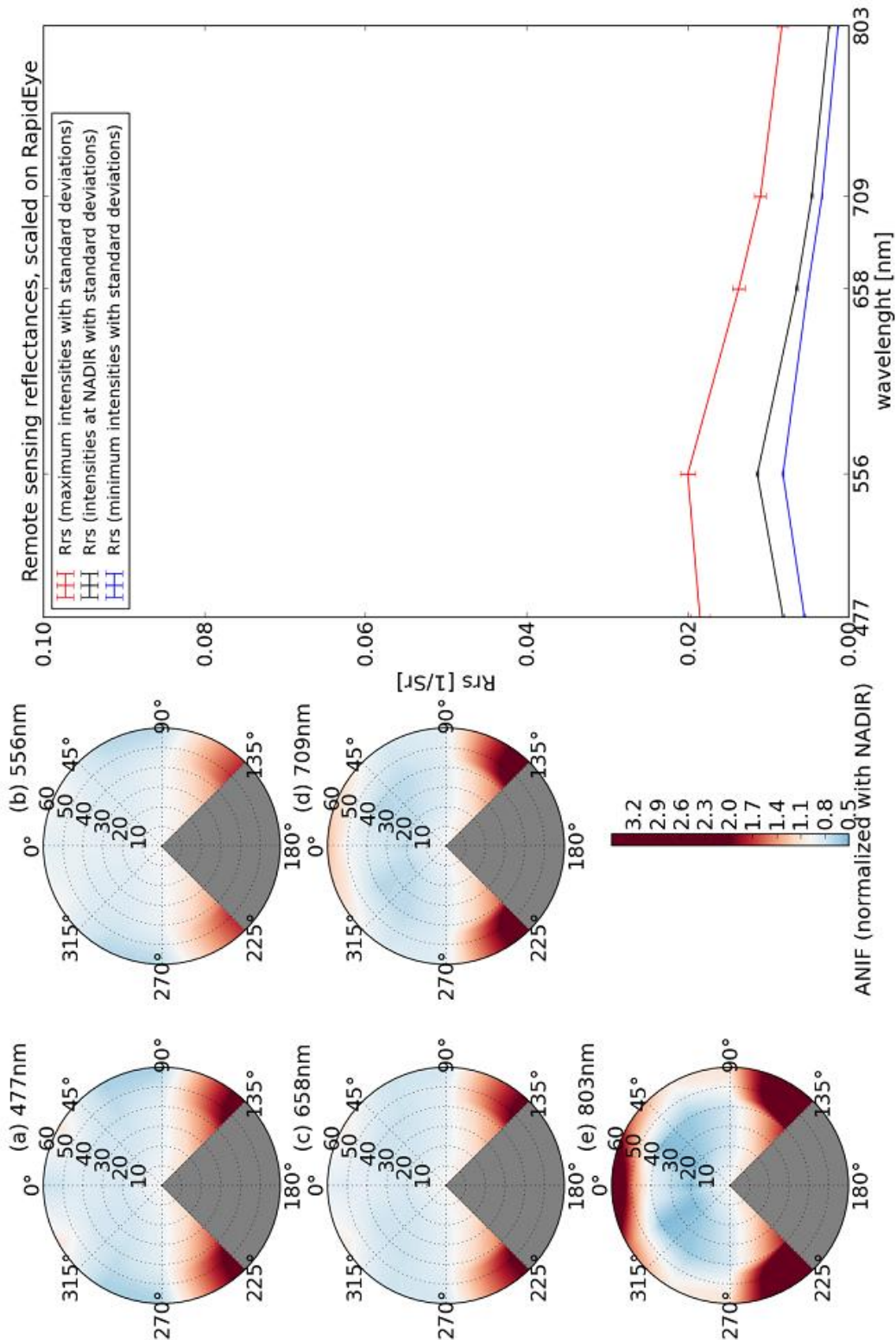


Abbildung 20: Above: measured remote sensing reflectances at nadir (black) and remote sensing reflectances, combined of the particulate minimum (blue) and maximum (red) intensities at RapidEye-bands. Below: anisotropic factors (ANIF) of the shallow water site at RapidEye-bands with azimuths ranging from 0 ° to 360 ° and zeniths ranging from 0 ° to 60 ° (polar plots a) to e)); region between 135° and 180° was masked, due to high sun glint effects.

At the *P. australis* test site, BRDF effects turned out to be within the expected range as known from other terrestrial surfaces. At all RapidEye-bands, the highest differences of the ANIF were measured within the principle plane, the highest values around the hotspot.

The ANIF values from the water test site were obviously controlled by sun glint effects resulting from waves and wavelets on the water surface (Lu et al., 2012). To support classifications of remote sensing data of aquatic surfaces by such kind of goniometric field data, this field data has to be corrected first. Besides sun glint corrections (Lyzenga et al., 2006; Kay et al., 2009), also water surface (Lee et al., 1998) and water column corrections (Albert & Mobley, 2003) need to be conducted. In general the findings of Beisl (2001) were confirmed, who recommended that the data take by airborne sensors has to be carried out by flying along the principle plane and scanning perpendicular to it.

With view to scans deviating from the orthogonal plane, BRDF measurements should be used to correct the signal differences. In case of recording for example at a relative azimuth of 45 ° (to the principle plane), table 1 shows the minimum and maximum values of ANIF (at our test sites), at 550nm and typical pointing capabilities/viewing angles offered by various remote sensing sensors (i.e. RapidEye, Sentinel 2, WoldView 2, APEX, HyMap, HySpex).

Table 1: Minimum and maximum ANIF at our test sites at a relative azimuth of 45 ° and 550 nm, depending on typical pointing/viewing angles.

45 ° azimuth (550	pointing/viewing (°)	5	10	15	20	25	30
water test site	ANIF (min)	0.97	0.95	0.92	0.89	0.88	0.88
	ANIF (max)	1.03	1.06	1.10	1.13	1.20	1.28
<i>P. australis</i> test site	ANIF (min)	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	ANIF (max)	1.04	1.09	1.13	1.18	1.24	1.30

5.6 Conclusion

The Mobile Goniometric System (MGS) was employed to find out the range of variations due to effects attributed to the BRDF of the measured surfaces. Anisotropic factors (ANIF) of *Phragmites australis* and a shallow water test site with *Chara* spec. canopy were calculated by normalizing the data with the nadir reflectance and compared with respect to their main differences. Opposite to the *P. australis* test site with the expected backward scattering characteristic, the water site measurements of the *Chara* spec. submersed vegetation showed pronounced forward scattering. The wave focussing effect, observed for

underwater measurements with the RAMSES set-up at this site was negligible. As main attenuation source in this case the sun glint was identified.

The conclusion is that at view to illumination geometries with sun glint effects superimposing the object signal, a characterisation of lake bottom surfaces by remote sensing methods is not possible. Hence, for interpretation tasks of remote sensing data based on such goniometric measurements, further research in terms of sun glint-, water surface- and water column-corrections has to be carried out.

Finally, after applying the mentioned corrections, the spectral response of terrestrial and aquatic vegetation depends on BRDF effects. By knowing these effects, the possible analyses of off-nadir images – which also offer a shorter revisit time – enhance the monitoring. Especially in case of submerged vegetation a multitemporal monitoring like RapidEye enables is useful, as different phenological changes of different plants improve their spectral differentiation.

5.7 Acknowledgements

The authors would like to thank their colleagues at the Limnologische Station of the TUM University and the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health (StMUG) for support and funding.

6 LITTORAL BOTTOM MAPPING IN LAKES USING MULTITEMPORAL RAPID EYE-DATA

Sebastian Rößler, Patrick Wolf, Thomas Schneider, Arnulf Melzer

Technische Universität München, Limnologische Station, 82393 Iffeldorf, Germany

E-Mail: sebastian.roessler@mytum.de

This peer-reviewed paper was first published in Borg et al. (2013) - From the Basics to the Service - 5th RESA Workshop, pages 107-127, GITO Verlag, Berlin

6.1 Abstract

Global warming increases the water temperatures of the Central European lakes. This may alter the composition of optical active water constituents – the inherent optical properties (IOPs) of the water column, but can also lead to change in species composition of submersed aquatic macrophytes. In Bavaria (Southern Germany), an increasing spread of endemic species like *Najas marina* and invasive plants like *Elodea nuttallii* can be observed which supports the assumption that this species benefits from rising water temperatures. Spatial and temporal high-resolution spaceborne sensors like RapidEye can be used to observe the seasonal highly variable growth of macrophytes on littoral areas. During the growing season 2011, RapidEye-imagery was acquired monthly and processed towards littoral bottom coverage and IOPs using the bio-optical inversion model BOMBER and additional spectro-radiometrical *in situ*-measurements carried out with RAMSES underwater spectrometers. The results show a good performance for the separation between vegetated areas and bare sediment, however a discrimination of species is still challenging.

6.2 Introduction

The water quality (nutrient conditions) of lakes can be coupled to the occurrence of specific macrophytes (Melzer, 1999), and thus monitoring of these indicators for the trophic state are useful to detect changes in entire lake ecosystems at an early stage. Some invasive submersed aquatic plants are suspected to benefit from rising water temperatures due to global warming (Rahel & Olden, 2008) and therefore offer the possibility to monitor these thermal changes as well. In the freshwater lakes of Bavaria (Southern Germany), an increased spread of invasive species like *Elodea nuttallii* and the expansion of indigenous species like *Najas marina* can be observed.

The spatially and temporally highly variable growth of these plants requires monitoring methods to cover large areas and rapid deployment. Until now, the identification of submersed macrophytes by

remote sensing is only possible using hyperspectral airborne sensors (e.g. HyMap, ROSIS, APEX, HySpex) which offer the needed spectral and geometric resolution (Heege et al., 2003; Pinnel, 2007).

Multispectral spaceborne imagery has been used successfully for bathymetric applications using Landsat TM (Philpot, 1989; Bierwirth et al., 1993), IKONOS (Stumpf et al., 2003; Mishra et al., 2004) or SPOT (Lafon et al., 2002). The mapping of benthic habitats by using multispectral data is mainly focussed on coral reefs (Mumby et al., 1997; Andréfouët et al., 2003; Kanno, 2011) and marine macrophytes (Phinn et al., 2008). Only few works were performed on the littoral bottom mapping of lakes (Ackleson & Klemas, 1987; Sawaya et al., 2003; Dogan et al., 2009). The integration of field investigations and spatially high resolution satellite imagery for the monitoring of macrophytes development with focus on the EU water framework directive has also been discussed (Malthus & Karpouzli, 2003).

In this study, multi seasonal RapidEye-data in combination with multi seasonal field investigations were used to derive bottom information like coverage and colonization of submerged macrophytes as well as inherent optical properties (IOPs) of the water column throughout the year. For this, *in situ* measured bottom reflectances were implemented in the bio-optical software BOMBER (Giardino et al., 2012) which corrects for the exponential decrease of light intensity due to the optically active water constituents Phytoplankton (CHL), suspended particulate matter (SPM) and coloured dissolved organic matter (cDOM) and finally performs a depth retrieval as well as spectral bottom unmixing.

6.3 Methods and Material

6.3.1 Study area

The study area is Lake Starnberg (47 ° 55 ' N, 11 ° 19 ' E) in Bavaria, southern Germany (Fig. 21) covering an area of 56 km². The lake was formed by the Isar-Loisach-Glacier during last glacial period (Fesq-Martin et al., 2008), which explains its great depth of 127.8 meters (on average 53.2 m). Spacious littoral terraces lie on the western shore of the lake and guided the selection of the test sites. For the demonstration purposes of this study an area near the municipality of Bernried was chosen due to dense coverage of *Najas marina* in depth from 1 to 5 meters. In shallow water areas, large populations of *Chara* spec. occur and are therefore also subject in this study for comparison of low and high growing macrophytes and as competitors within the ecosystem

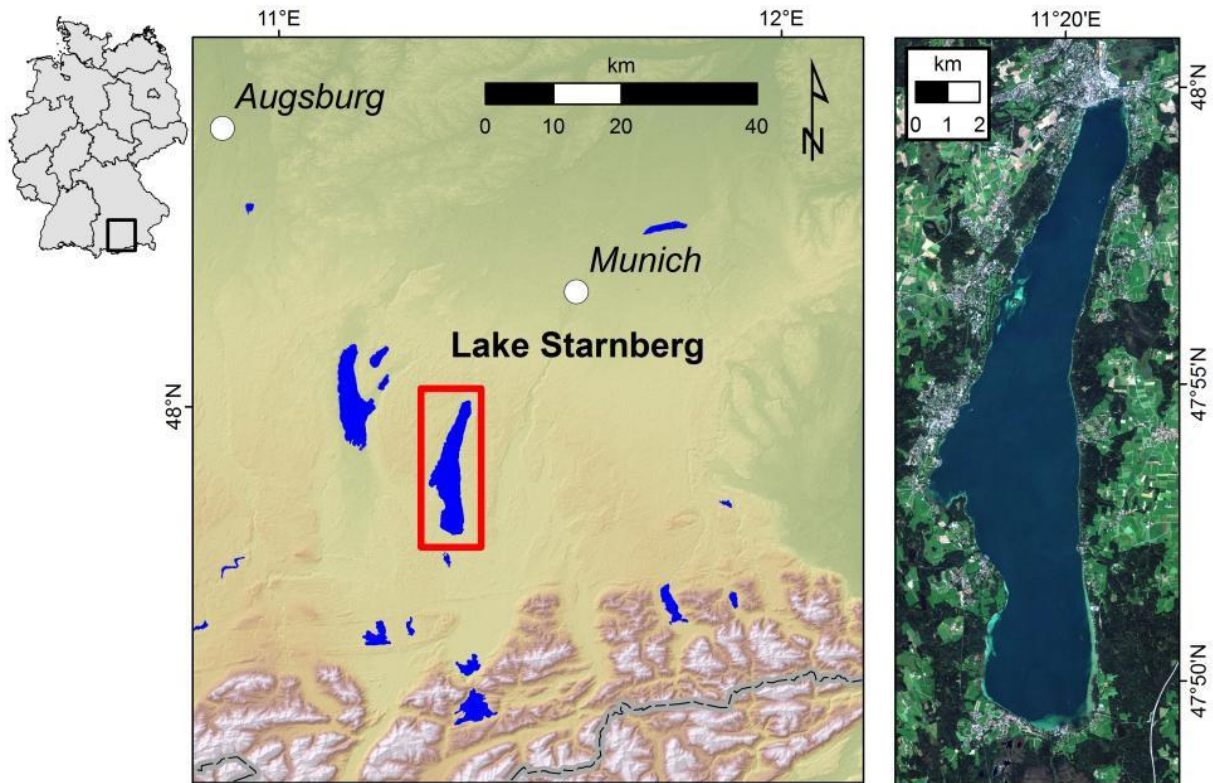


Abbildung 21: Location of Lake Starnberg and RapidEye-image from 03/09/11

According to the nutrient content, Lake Starnberg can be classified as oligotrophic with an average primary production of $889 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Phytoplankton concentrations range between 2.4 to $4.8 \mu\text{g l}^{-1}$ in winter and 6 to $12 \mu\text{g l}^{-1}$ in summer, respectively (Pinnel, 2007).

6.3.2 *In situ*-data collection and processing

Spectro-radiometrical *in situ*-measurements were performed in 2011 during the growing period of submersed aquatic plants (May to October) using three submersible RAMSES spectrometers (TRIOS). Two irradiance devices (ACC) and a radiance sensor (ARC), covering a spectral range from 320 to 950 nm with

3.3 nm intervals were used to measure hemispherical the upwelling (E_u) and downwelling irradiance (E_d) as well as the upwelling radiance (L_u) with a field of view of 7° .

Besides the mentioned invasive and expanding indigenous species, two other common macrophytes in Lake Starnberg were observed. Above (0+) and just below the water surface (0-), as well as just above the vegetation patches (b) simultaneous measurements of all three sensors were made from populations of *Chara spec.*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton perfoliatus* and *Najas marina* as well as from uncovered sediment. The data was further processed to calculate subsurface remote sensing reflectance (r_{rs}), irradiance reflectance (r) of plants and the anisotropy of the underwater light field (Q).

The measurements below the water surface were made to include the water column and to obtain variations of concentration and of the IOPs during the year. Therefore, the E_d -measurements were inverted using the software WASI (Gege, 2012) which is mainly based on the bio-optical model of Albert and Mobley (2003) for the radiative transfer in shallow waters. From rrs measurements just below the water surface and directly above the macrophytes r_{rs}^b (with nearly no water column in between) the deep-water remote sensing reflectance r_{rs}^{dp} was estimated. For the latter, the equation of Lee et al. (1998) is solved for r_{rs}^{dp} according to Eq. 30:

$$r_{rs}^{dp} = \frac{r_{rs} - r_{rs}^b \exp(-2K\Delta z)}{1 - \exp(-2K\Delta z)} \quad (30)$$

The depth difference Δz is obtained from the pressure sensor of the RAMSES E_d device (SN: 8109). The attenuation coefficient K is calculated from E_d -measurements in different depths (z_1 and z_2) using Eq. 31 (Maritorena, 1996):

$$K = \frac{1}{\Delta z} \ln \frac{E_d(z_1)}{E_d(z_2)} \quad (31)$$

To evaluate the spectral separability of common macrophytes, their seasonal changing reflectances obtained by the above described RAMSES measurements were resampled to the spectral resolution of RapidEye and the M-statistic of Kaufman and Remer (1994) was used to calculate separability for all possible combinations of macrophyte classes. This index has been used in other studies for benthic mapping (O'Neill et al., 2011). μ is the mean and σ the standard deviation of rrs for each spectral band of the classes 1 and 2 (Eq. 32):

$$M = (\mu_1 - \mu_2) / (\sigma_1 - \sigma_2) \quad (32)$$

To account for the seasonal development of different macrophyte reflectance (related to phenology), a wavelength dependent polynomial fit (2nd degree) was applied to the r_{rs} -spectra of vegetation. The time was used as x-value, each wavelength of the corresponding r_{rs} -spectra as y-value. Reliable bottom r_{rs} -spectra for each day of the year (DOY) were obtained as required for multi-seasonal RapidEye-data processing.

6.3.3 RapidEye-data and pre-processing

Within the RapidEye Science Archive (RESA) project no. 455, several scenes were acquired between May and October 2011 covering Lake Starnberg. The data were delivered as level 3A product tiles including standard radiometric correction and geocoding. The images were further normalized to top-of-atmosphere (TOA) reflectance using the recommendation given in the Product Specifications (RapidEye, 2011) and subsequently mosaicked.

A simple atmospheric correction was applied assuming that the TOA-reflectance is the sum of contributions from Rayleigh scattering, aerosol scattering and the water leaving reflectance (R_w) lowered by the transmittance of the atmosphere (Gordon & Clark, 1981). The wavelength dependent Rayleigh scattering was computed using the Rayleigh optical thickness (Hansen & Travis, 1974), the Rayleigh scattering phase function (Doerffer, 1992) and its relation to the forward/ backward scattering angle (Gordon et al., 1983) depending on viewing and solar illumination directions (Mishra et al., 2005). The contribution of the aerosol was computed assuming that the water leaving reflectance in the near infrared (RapidEye Band 5) is essentially zero. The aerosol contribution to the other bands is calculated pixel based from the NIR-value using empirically defined factors from Gordon and Wang (1994) and has been developed on the combination of maritime and continental aerosol. Atmospheric correction was only applied to water areas which were extracted from the whole image using a threshold of the normalized difference water index (McFeeters, 1996) greater than zero.

6.3.4 The bio-optical model BOMBER

The ENVI add-on BOMBER (Bio-Optical Model Based tool for Estimating water quality and bottom properties from Remote sensing images) has recently been published by Giardino et al. (2012) and relies on the model developed by Lee et al. (1998; 1999) with HYDROLIGHT (Mobley, 1994) simulations. It can be run in a shallow water and a deep water mode. The shallow water mode requires additional bottom albedos for spectral unmixing as well as the apparent underwater sun zenith angle. Equation 33 summarizes the different contributions of the IOPs and the bottom reflectance (r_{rs}^b) as well as the attenuation coefficients for the up- and downwelling light to the subsurface remote sensing reflectance (r_{rs}) at a given depth (z) which are implemented in the shallow water model of BOMBER:

$$r_{rs} = r_{rs}^{dp} (1 - A_0 \exp[-(K_d + K_{uw})z]) + A_1 r_{rs}^b \exp[-(K_d + K_{ub})z] \quad (33)$$

The contribution of the deep water (r_{rs}^{dp}) depends only on the IOPs (Lee et al., 1999), the factors A_0 and A_1 are weighting factors for the contribution of the water and the bottom to the received overall signal (Albert & Mobley, 2003). The parameterization of the attenuation of downwelling irradiance (K_d) and the upwelling radiance coming from the water (K_{uw}) and the bottom (K_{ub}) is adapted from Lee et al. (1999). The transformation from the reflectance above (R_{rs}) to below the water surface (r_{rs}) is based on Lee et al. (1998).

BOMBER was only applied on shallow water areas. Land was masked using the normalized difference water index (NDWI) according to McFeeters (1996), values greater than 0 were assigned to water. Deep water was excluded based on a R_{rs} -threshold of 3% in the green wavelength region, lower values were masked. This masking results in different masks for each scene, thus only percent coverage was compared using the subpixel abundance of every pixel.

6.4 Results and discussion

6.4.1 *In situ*-measurements

In situ-measurements over different common macrophytes (*Chara spec.*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton perfoliatus* and *Najas marina*) were carried out at Lake Starnberg during 2011 (Fig. 2 shows the reflectance development for three selected months).

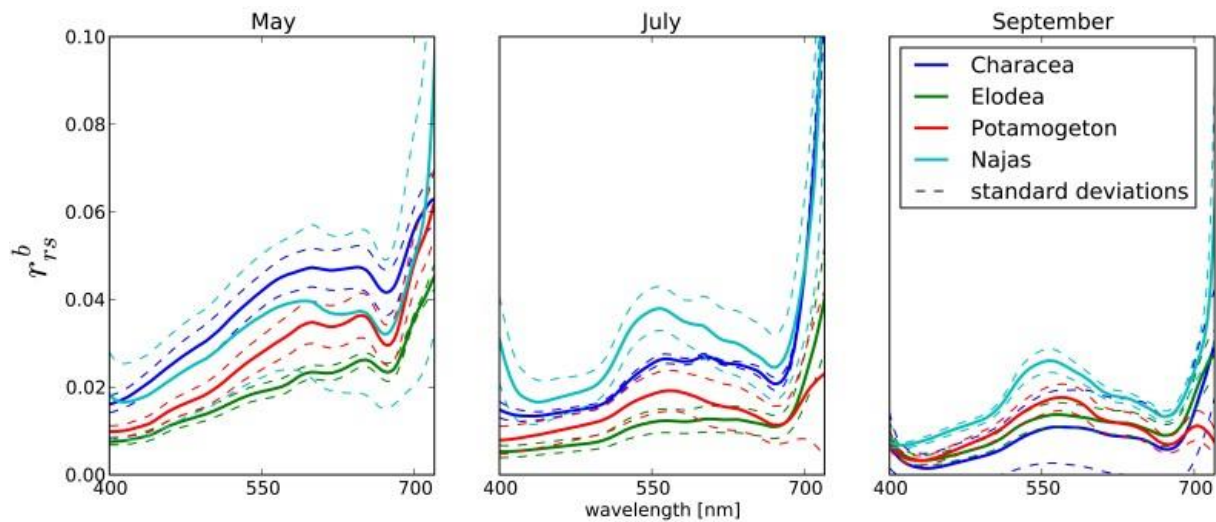


Abbildung 22: Seasonal variability of bottom r_{rs} of different macrophytes from May to September measured with RAMSES. The solid line shows the mean values, the dashed line shows the mean \pm standard deviation.

In May, the differences in reflectance are caused mainly by the sediment since plants occur only sparsely. Regarding the standard deviations and the spectral shape, the curves are very similar. In July and September the coverage of *Characea*, *Elodea* and *Najas* was dense; only *Potamogeton perfoliatus* grows sparsely. The M-statistic (according to Eq. 32) was calculated for spectra shown in Fig. 22 (resampled to the spectral resolution of RapidEye) and compared in terms of species differentiation (Table 2, values greater than 1 indicate good separability, smaller values bad separability).

Table 2: M-statistic for all possible combinations of measured macrophytes reflectances (resampled to RapidEye), grey areas indicate bad separability ($M < 1$).

		<i>Characea/ Elodea</i>	<i>Characea/ Potamogeton</i>	<i>Characea/ Najas</i>	<i>Elodea/ Potamogeton</i>	<i>Elodea/ Najas</i>	<i>Potamogeton /Najas</i>
May							
RapidEye Band	1	7.32	11.29	0.49	3.66	1.22	0.91
	2	10.16	694.18	0.57	4.13	1.37	0.76
	3	6.20	108.04	0.74	2.72	0.63	0.14
	4	5.10	1.56	0.37	2.91	0.74	0.45
	5	3.10	5.09	0.84	4.61	0.92	0.30
July							
RapidEye Band	1	10.44	1.70	1.29	2.72	4.79	7.79
	2	8.04	1.94	2.73	3.37	10.14	35.54
	3	6.80	2.96	0.62	0.67	3.21	4.71
	4	42.72	9.78	0.42	1.94	2.38	3.41
	5	18.56	52.46	26.70	4.96	4.04	10.06
September							
RapidEye Band	1	0.67	1.13	2.25	199.42	11.30	8.59
	2	0.53	1.23	2.59	12.26	50.11	16.19
	3	0.55	0.31	1.17	4.39	3.88	6.21
	4	0.08	1.62	3.07	7.74	1.66	2.31
	5	9.17	6.42	1.73	4.36	2.81	3.06

The following results concentrate on monitoring aspects for *Najas marina* and the competing *Chara* spec. population at the Bernried demonstration site since they are the dominant species at this littoral region of Lake Starnberg and BOMBER supports only three endmembers (including uncovered sediment) for spectral unmixing. According to the M-statistic, a best differentiation between *Chara* spec. and *Najas marina* can be made in September when all bands show a good separability.

For the application of BOMBER at the demonstration site Bernried, all measurements above *Najas marina* (19/05/11, 28/06/11, 27/07/11, 12/08/11, 03/09/11, 16/09/11 and 18/10/11) were interpolated according to the methods described above to derive bottom reflection for each day of the year (Fig. 23, right).

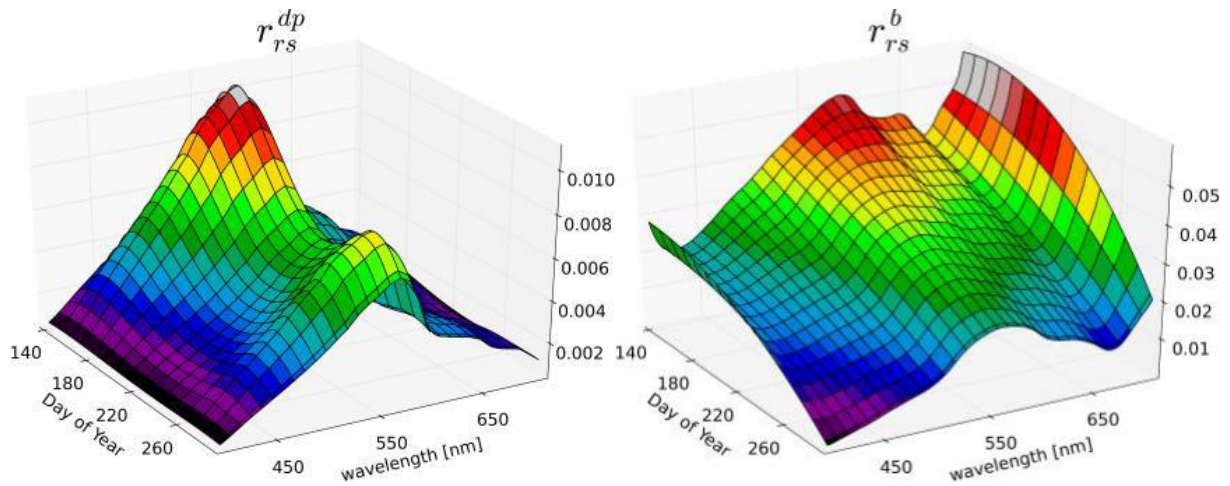


Abbildung 23: interpolated deep water r_{rs}^{dp} -spectra (left) and bottom r_{rs}^b -spectra of *Najas marina* (right) during growing season 2011 (based on *in situ*-measurements)

The r_{rs}^{dp} -spectra (Fig. 23, left) were used to evaluate the atmospheric correction results (see 6.4.2). From the interpolated bottom reflectances of *Najas marina* for the growing period 2011 the spectra corresponding to the acquisition dates of RapidEye were resampled to the spectral resolution of RapidEye and included as possible endmember for the unmixing within the BOMBER processing. In the shallow water model of BOMBER, only three endmembers can be selected for bottom unmixing, thus only the dominant species for the test site were chosen next to a measured spectrum of pure sediment. In BOMBER, two bottom types (endmembers) are treated as fit-parameters, the third bottom type is adjusted that the sum equals 1 (100 % coverage). Besides *Najas marina*, the low growing *Chara* spec. was chosen as endmember to be fitted. The adjusted third endmember was uncovered sediment (silty sand) measured at the test site in spring 2011 (Fig. 24).

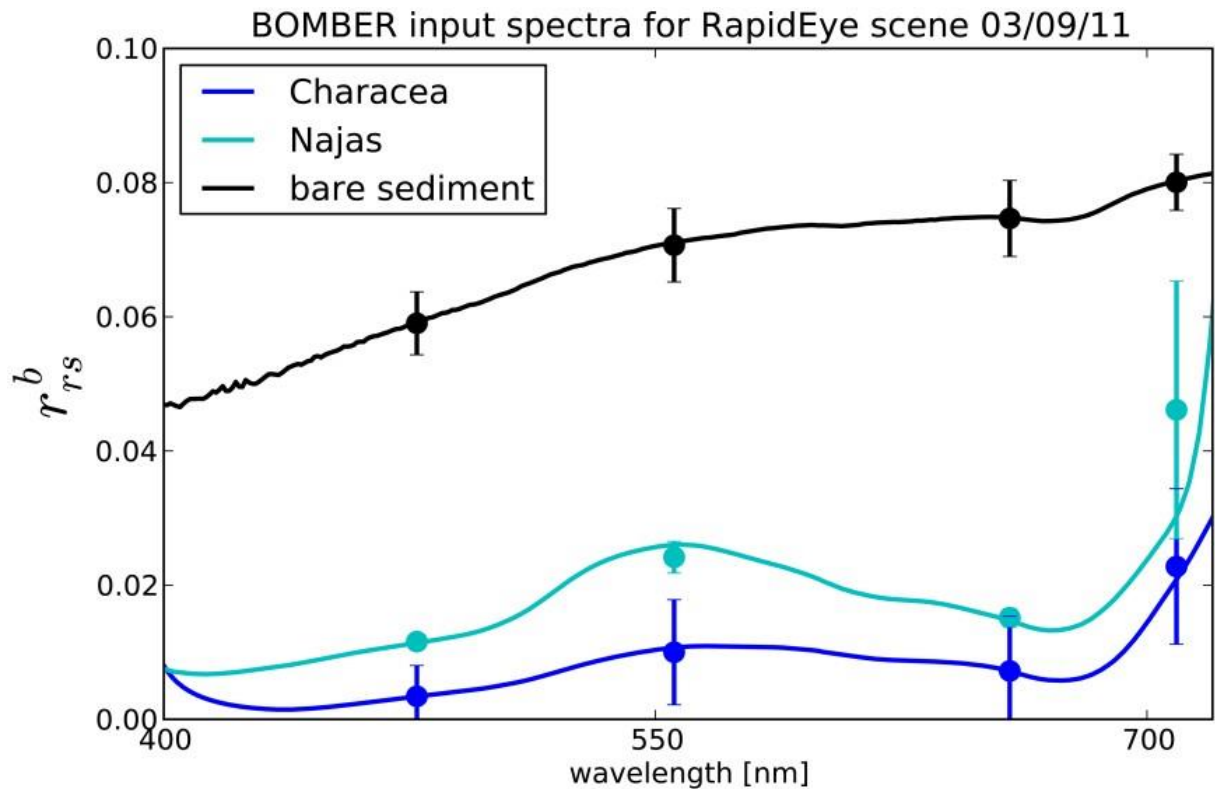


Abbildung 24: Bottom r_{rs} used for unmixing of the RapidEye-scene from 03/09/11, circles show the spectra resampled to RapidEye, error bars show standard deviation.

6.4.2 RapidEye-data

The performance of the atmospheric correction was tested on the result of the RapidEye-scene from 3rd September 2011. R_{rs} spectra were measured simultaneously to image acquisition over shallow water and the associated deep water reflection R_{rs}^{dp} was estimated from measured subsurface reflectance (r_{rs}) using Eq. 30. Both spectra were compared to image derived RapidEye-spectra after atmospheric correction (Fig. 25). The image derived R_{rs} are slightly higher than the *in situ* measured ones (mean difference of + 0.13 % reflectance for all bands).

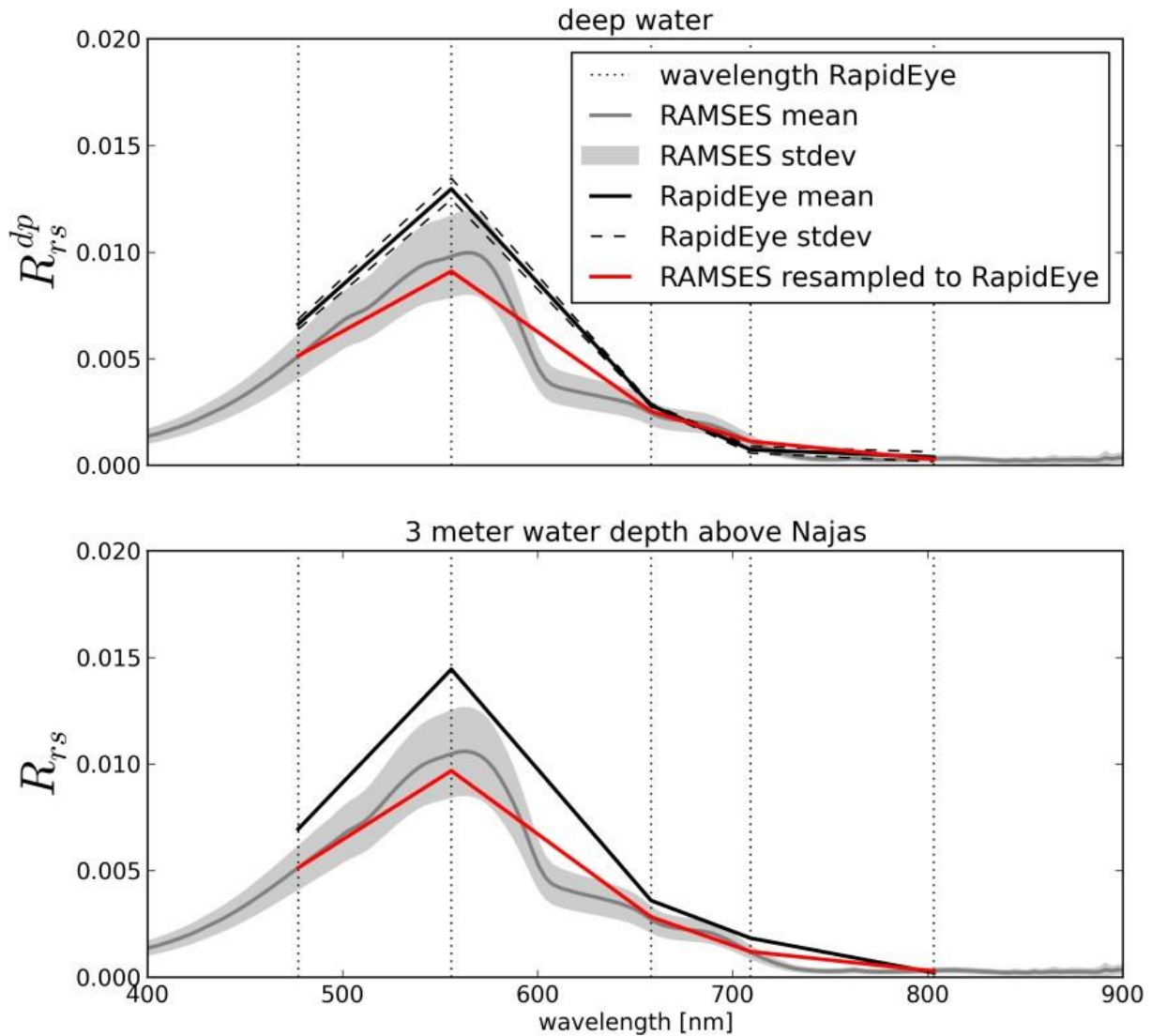


Abbildung 25: *in situ* measured R_{rs} over a *Najas marina* patch in 3 meter water depth dp (below) and derived deep water reflectance R_{rs}^{dp} (above) were resampled to the spectral resolution of RapidEye (red curves) and compared to the image derived R_{rs} spectra after atmospheric correction (black lines). For the shallow water area only one pixel centered at the measurement site was used, the deep water reflection is the mean of 100 pixels (shown \pm standard deviation) located nearby the test site.

For the shallow water mode of BOMBER, endmember spectra for *Najas marina* are taken from modelled reflectance spectra (Fig. 23, right) corresponding to the acquisition date. The resulting inversion and bottom unmixing result of the three allowed endmembers (in this case *Najas marina*, *Chara spec.*, and uncovered sediment) is shown in Fig. 26 for three selected scenes acquired in 2011.

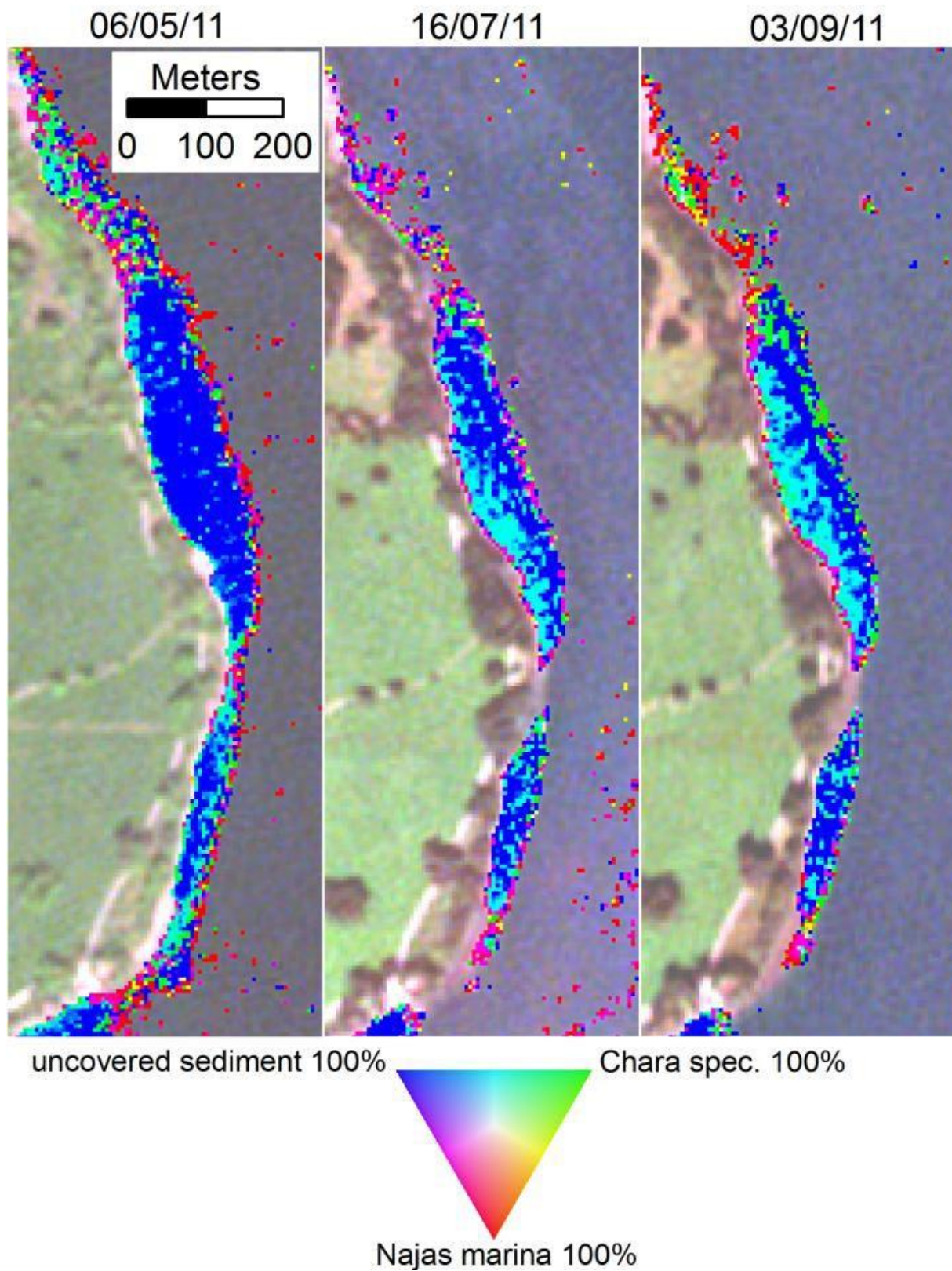


Abbildung 26: result of bottom unmixing for three selected RapidEye-subsets showing the test site Bernried.

A decreasing proportion of uncovered sediment can be observed from May to September: the sum of subpixel abundance of uncovered sediment multiplied with pixel area and divided with the whole classified area changed from 69.9 % in May to 60.1 % in September. Consequently, the fractions of submersed macrophytes increase (*Najas marina*: 16 % to 17.1 %; *Chara spec.*: 14.8 % to 22.9 %). *Chara spec.* occurs predominantly sparsely at lower water depths (cyan areas in Fig. 26) and interspersed in *Najas marina* patches. Areas classified as *Chara spec.* in greater depths (2-5m) are incorrectly classified *N. marina* patches which are known here to cover the whole shore area at this depth (mapped by diving). This misclassification of macrophytes with multispectral sensors has also been observed in other studies (Vahtmae & Kutser, 2007).

The resulting BOMBER derived concentrations for the shallow water area at the test site Bernried were compared to the concentrations derived by E_d -measurement inversions with WASI (Fig. 27). An overestimation of CHL and simultaneous underestimation of cDOM can be explained by their overlapping absorption bands in the blue wavelength domain (Mobley, 1994). The large standard deviations show that an accurate estimate of water constituent concentrations is not possible. The WASI derived concentrations show lower errors and a seasonal development (except for SPM).

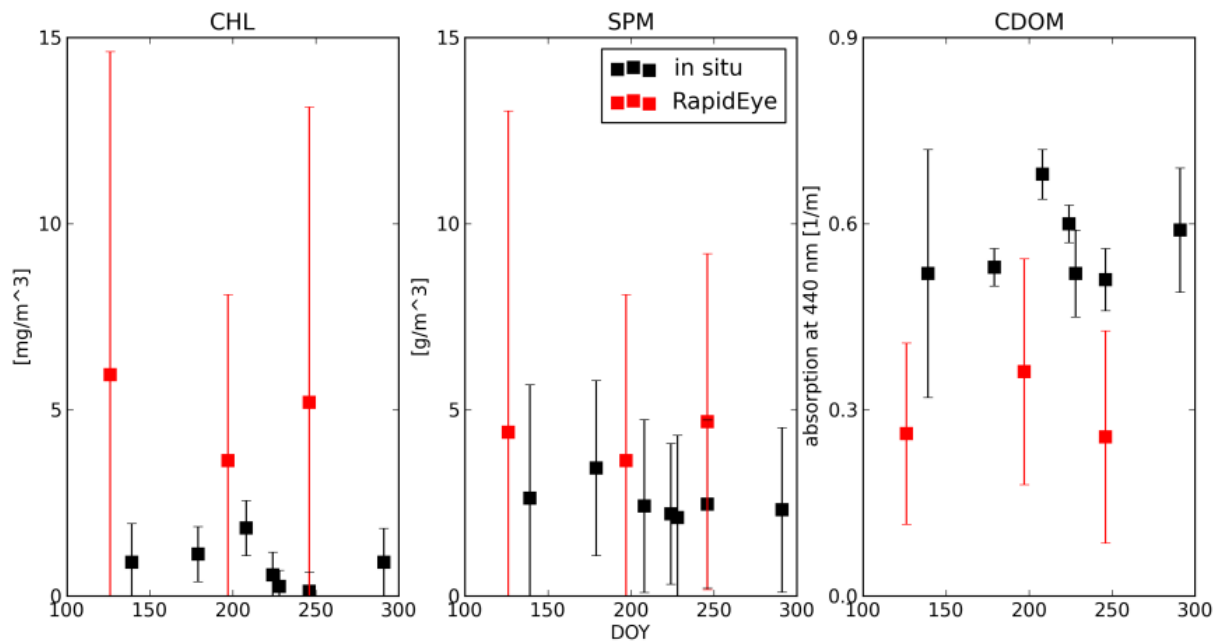


Abbildung 27: seasonal variability of the concentrations of phytoplankton (CHL), suspended particulate matter (SPM), and coloured dissolved organic matter (cDOM) from WASI inverted E_d -measurements (black squares) and BOMBER processed RapidEye-images (red squares), error bars show standard deviation.

6.5 Conclusion

In this study, it has been shown that the bio-optical inversion model BOMBER (originally designed for hyperspectral images) can be applied on RapidEye-imagery for littoral bottom mapping and the observation of seasonal changes in littoral coverage. In this study, this was achieved by building time dependent spectral libraries for *Chara spec.* and *Najas marina* for the growing season 2011.

Applying BOMBER to multitemporal RapidEye-imagery can help to monitor the seasonal development from sparsely vegetated areas (May) to larger vegetated areas (September). In 2011, the maximum of macrophytes growth was assessed in September (mapped by diving). The retrieval of concentrations of water constituents using BOMBER didn't reveal good results. The derived concentrations showed strong deviations to the WASI inverted *in situ*-measurements of E_d and the standard deviations were very high.

The main limitation of multispectral sensors like RapidEye is the spectral resolution which prevents a differentiation between different macrophytes. Here, the combination of multitemporal imagery and a phenological reflectance database presented in this study can be used to find a moment where the plants are best separable even on a multispectral image with broad bands. Another limitation of the BOMBER algorithm is caused by the attenuation which depends on IOPs and illumination conditions and controls the maximal depth of application due to scattering and absorption of the water body (approximately 5 meters in the case of Lake Starnberg). However this limitation also offers new possibilities. The *in situ*-observations let expect a good separability chance when depth is used as decision threshold for species differentiation of *Chara* and *Najas*. This approach may be useful for implementation in object-based image analysis (OBIA) knowledge based rule sets.

Further works will focus on the investigation of water constituent concentrations by laboratory analysis to evaluate inversion results and to regionalize existing radiative transfer models. Echo sounders will be used to validate retrieved depths and to estimate biomass by distinguishing between vegetation surface and the bottom echo. A combination of the presented method with semi-empirical models based on logarithmic transformation (Röbner et al., 2012; Röbner et al., 2013) is envisaged in order to include the biomass of invasive aquatic plants as well.

6.6 Acknowledgements

This project is funded by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health under the number ZKL01Abt7_18457. Thanks to the RapidEye Science Archive (RESA) who provided us with data within the project no. 455. A special thanks to Claudia Giardino for providing the software BOMBER and to all colleagues from the Limnological Institute who helped us during field work.

7 SYNTHESE UND DISKUSSION

Dieses abschließende Kapitel greift nochmals die eingangs formulierten Hypothesen auf und diskutiert diese der Reihe nach in den Unterpunkten 7.1 bis 7.5. Kapitel 7.6 behandelt dagegen keine formulierte Hypothese, sondern nimmt Bezug auf die die Veröffentlichung „Littoral bottom mapping in lakes using multitemporal RapidEye Data“ aus Kapitel 6.

Die Hypothesen lauteten:

- 1) Die Reflexionsspektren von Makrophytenbeständen einzelner Arten ändern sich mit der Vegetationsperiode, sie besitzen also einen „phänologischen spektralen Fingerabdruck“.
- 2) Aus den Reflexionsspektren der Makrophytenbestände können biometrische Parameter abgeleitet werden.
- 3) Die Reflexionsspektren der Makrophytenbestände ändern sich über den Tag in Abhängigkeit des Sonnenstandes.
- 4) Trotz intraspezifischer Varianz der Reflexionsspektren ist eine Unterscheidung der Makrophytenarten untereinander möglich.
- 5) Der Sensorblickwinkel hat für die Gewässerfernerkundung einen größeren Einfluss als für die terrestrische Fernerkundung.

7.1 Messaufbau und spektroradiometrische Daten

Die Markierungen an den Befestigungsseilen und den Ufern ermöglichten das immer wieder genaue Anfahren der einmalig ausgewählten Testflächen und verhinderten zusätzlich ein Abdriften des Bootes während der *in situ*-Messungen (Veröffentlichung 1). Die Darstellung eines Live-Streams und die fotografische Erfassung der Testflächen durch die montierten Digitalkameras waren unverzichtbar für die Dokumentation und Zusammenführung der Reflexionsspektren. Das trifft insbesondere für schwach besiedelte Flächen zu. Die Vergleichbarkeit der untersuchten Flächen ist neben dem systematischen Messablauf auch durch die Messbedingungen bei stets wolkenfreiem Himmel gegeben. Letztere Bedingung ist essentiell, um die Strahlungsverhältnisse genau bestimmen zu können (Zibordi, 2007). Andere aus der Literatur bekannte Bedingungen, wie die Länge des Auslegers zwischen 2 m und 3 m (Pinnel, 2007; Heblinski et al., 2011) und die Erfassung von 20 Wiederholungsmessungen (Pinnel, 2007) wurden ebenfalls erfüllt (Veröffentlichung 1). Diese und weitere Rahmenbedingungen für die Aufnahme von *in situ* Reflexionsspektren (z.B.: Einfallswinkel der Sonne $>30^\circ$, reflektiertes Signal ist direkt unter der Wasseroberfläche sowie über Grund in einem Abstand von 20 cm – 30 cm zu messen) wurden im Zuge eines RAMSES-Workshops an der Limnologischen Station Iffeldorf in Zusammenarbeit mit Fachkollegen bestätigt bzw. erarbeitet.

Durch den systematischen und stabilen Messablauf und die Erfassung der Makrophyten-Reflexionen 20cm oberhalb der jeweiligen Bestandoberfläche, waren die Spektren nahezu frei von umgebenden Faktoren. So konnten Einflüsse der Atmosphäre vermieden und jene durch Sensorbewegungen oder der überlagernden Wassersäule minimiert werden. Um den Einfluss der verbliebenen 20cm Wassersäule zu eliminieren, wurde eine Wassersäulenkorrektur basierend auf aus der Literatur stammenden Modellen (Bricaud et al., 1995; Albert & Mobley, 2003; Brando & Dekker, 2003; Giardino et al., 2012) durchgeführt (Veröffentlichung 1). Die korrigierten Spektren zeigten bei jeder der 4 untersuchten Arten eine zeitliche Variabilität entlang der Vegetationsperiode. Es ergaben sich also phänologische spektrale Fingerabdrücke, wodurch Hypothese 1 bestätigt werden kann. Spektrale Veränderungen submerser Makrophyten während der Vegetationsperiode wurden auch von Valta-Hulkkonen et al. (2005) und Marshall und Lee (1994) erwähnt. Die Forderungen nach Spektralbibliotheken sowohl von Kutser et al. (2006) als auch von Pinnel (2007) werden vollumfänglich bestätigt und können nach den im Vorhaben gemachten Erfahrungen als Schlüssel für ein Invertierungs- und Monitoringsystem bezeichnet werden.

7.2 Ableitung phänologischer Merkmale aus *in situ*-Reflexionsspektren

In der Veröffentlichung im *European Journal of Remote Sensing* (Veröffentlichung 1) wurden die Spektralsignaturen der 4 untersuchten Makrophyten aus dem Jahre 2011 dargestellt. Für jeden Art wurden die Spektren dabei an Hand der Monatsnamen, in denen sie erhoben wurden, aufgeteilt. Berücksichtigt man aber spektrale Ähnlichkeiten über manche Monate hinweg und die im Jahr 2010 erhobenen Daten, so ergeben sich von den Monatsnamen losgelöste Gruppierungen. Als Grundstruktur dienen nun für jede Pflanze 4 große phänologischen Phasen: (0) unbewachsenes Sediment; (1) schwach besiedeltes Sediment; (2) Vollbestand und (3) Zerfall des Bestandes. Dieses grobe Raster wird als übertragbar auf andere hier nicht untersuchte submerser Makrophyten angenommen. So schreibt auch Moore (2000) von der saisonalen Variabilität der Biomasse, die sich entsprechend der Verfügbarkeit von Licht und dem Temperaturverlauf entwickelt. Das 4-stufige Grundraster kann verdichtet werden, wenn beispielsweise in Phase 1 mehrere Dichtestufen erfasst werden oder wenn Bestandsveränderungen innerhalb von Phase 2 zu beobachten sind. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die phänologischen Phasen und die jeweiligen biometrischen Parameter der 4 untersuchten Makrophyten. Differenzierungen innerhalb einer der Phasen wurden mit fortlaufender Nummerierung verdeutlicht (z.B. 2.1, 2.2 und 2.3 für die Unterteilung von Phase 2). Grundsätzlich zeigen alle 4 Arten einen typischen Verlauf mit maximaler Bestandsausdehnung während der jeweiligen 2ten phänologischen Phase und dem anschließenden Zerfall. Die großen Wertebereiche von Biomasse und Bestandshöhe im Falle von *Najas marina* (Tabelle 3) sind möglicherweise auf dessen phänologische Besonderheit – der Dominanzwechsel von männlichen zu weiblichen Pflanzen – und den damit einhergehenden Schwankungen zurückzuführen.

Tabelle 3: Übersicht über die phänologischen Phasen der untersuchten Makrophyten und deren biometrischen Parametern.

Pflanze	Phänologische Phase	Bedeckungsgrad [%]	Bestandshöhe [cm]	Feuchtbioasse [g]	Bemerkung
Chara aspera	0	0	0	0	unbewachsenes Sediment
	1.1	50	20	-	im Aufbau befindlicher Bestand
	1.2	75	20	-	im Aufbau befindlicher Bestand
	2	100	40	-	voll ausgebildeter Bestand
	3.1	100	25	-	im Zerfall befindlicher Bestand
	3.2	100	25	-	im Zerfall befindlicher Bestand
Potamogeton perfoliatus	0	0	0	0	unbewachsenes Sediment
	1	75	200	-	im Aufbau befindlicher Bestand
	2	100	220-250	-	voll ausgebildeter Bestand
	3.1	100	160	-	im Zerfall befindlicher Bestand
	3.2	100	40-90	-	im Zerfall befindlicher Bestand
	Elodea nuttallii	0	0	0	0
1		50	10	-	im Aufbau befindlicher Bestand
2.1		100	65-85	1000	voll ausgebildeter Bestand
2.2		100	100-130	1500	voll ausgebildeter Bestand
2.3		100	130	2000	voll ausgebildeter Bestand
3		100	40-120	400-1800	im Zerfall befindlicher Bestand
Najas marina	0	0	0	0	unbewachsenes Sediment
	1.1	25	30	31	im Aufbau befindlicher Bestand
	1.2	50	30-50	183-221	im Aufbau befindlicher Bestand
	2	100	30-80	100-850	voll ausgebildeter Bestand
	3	100	5-60	12-340	im Zerfall befindlicher Bestand

Die Quantifizierung des Bedeckungsgrades wurde für diese Arbeit in 25 %-Stufen vorgenommen. Dies liegt in der optischen Sichtung der Fotografien begründet, die anhand dieser Schritte am sinnvollsten zu kategorisieren waren. Die Einteilung kommt jener von Heblinski et al. (2011), die in 0 %, 30 %, 70 % und 100 % einteilen, sehr nahe. Eine genauere Einstufung wird als nicht zielführend angesehen, da ab einem zu hohen Sedimentanteil die vorhandenen Pflanzen überstrahlt und als Sediment klassifiziert werden. Jakubauskas et al. (2000) untersuchten das Reflexionsspektrum der Gelben Teichrose abhängig von deren Bedeckungsgrad. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass Bedeckungsgrade bis 78 % typische Vegetationssignale hervorrufen, bei geringeren Graden jedoch sehr schnell das Spektrum von Wasser dominiert. Bei submersen Makrophyten würde anstatt des Wassers das zu Grunde liegende Sediment sehr schnell das Gesamtspektrum bestimmen.

In der Phase des Vollbestandes können, trotz spektral sehr hoher Ähnlichkeiten, Änderungen der Biomasse und der Höhe beobachtet werden. Sehr deutlich wird das bei *Elodea nuttallii* in der Ringseebucht im Jahr 2011. Während die Reflexionssignale von Anfang August bis September nahezu unverändert bleiben (Abbildung 11, Veröffentlichung 1), steigt die Feuchtbioasse von 1kg/0,25m² auf 2 kg / 0,25 m² und die Bestandshöhe von 0,65-0,85 m auf 1,3 m an (Tabelle 3). Da die Strahlungstransferprozesse eines dichten Pflanzenbestandes von den obersten Schichten dominiert werden, haben die Menge an Biomasse bzw. die Länge der Pflanzen unterhalb dieser Schichten keinen bzw. einen geringen Einfluss auf das resultierende Reflexionsspektrum. Man kann somit von einer gewissen Sättigung der Spektralsignatur sprechen. Die von Valta-Hulkkonen et al. (2003) geforderte Korrelation von Biomasse und Reflexion ist daher wohl lediglich in Zeiten zu- bzw. abnehmender Bestandsdichte möglich. Bei Landvegetation sind diese Beziehungen an den Begriff des Blattflächenindex (englisch: leaf area index, LAI) geknüpft und unter anderem in Hansen & Schjoerring

(2003) und der darin aufgeführten Literatur sehr gut dokumentiert. Allerdings verringern sich ab einer gewissen Dichte und bestimmtem Biomassegehalt die Klassifikationsprobleme zwischen spärlicher Vegetation und unbedecktem Sediment (Bruce et al., 1997; Wolter et al., 2005). Weitere spektrale Änderungen beispielsweise durch Periphyton (Drake et al., 2003) oder aufgewirbeltes Sediment beobachtet werden und haben mit der Pflanze selbst nichts zu tun, so beispielsweise im Falle von *Elodea nuttallii*. Deren Bestand am Standort Mole am Starnberger See erzeugt ein deutlich abweichendes Spektrum als die gleiche Pflanze am Tegernsee. Dieser Unterschied ist auf durch Schiffe aufgewirbeltes und auf den Bestand abgesunkenes Sediment zurückzuführen. Daher entsteht insgesamt ein aus Pflanzen- und Sedimentsignal zusammengesetztes Mischspektrum, welches in einem Klassifizierungsverfahren auch als solches identifiziert wird. Eine anschließende spektrale Entmischung könnte dann den Anteil der beteiligten Vegetation bestimmen. Eine Unterscheidung des Mischsignals in einen weniger dichten Bestand oder einen Vollbestand mit Sedimentüberlagerung bleibt jedoch ungelöst. Letztere wurden in dieser Arbeit als „zur Zeit nicht bestimmbar“ bezeichnet und bilden eine eigene Klasse. Weiterhin können schütterere Bestände statt im Frühjahr auch im Herbst auftreten. Beispielsweise wenn die Wachstumsbedingungen nicht ideal sind, ist über die gesamte Vegetationsperiode ein schwaches Wachstum zu verzeichnen, welches möglicherweise nur 25% oder 50% Bedeckung ergäbe. Dies ist spektral von dem Zustand zu Beginn kaum zu unterscheiden, allerdings liefert der Aufnahmezeitpunkt die Erkenntnisse, dass sich der Bestand im Aufbau oder im Zerfall befindet. Für *Najas marina* wurden diese schwachen Bestände im Herbst 2010, als phänologische Phasen 1 bzw. 2 bezeichnet. Die in der Veröffentlichung 1 noch als „Juli“ bezeichneten Spektren von *Najas marina* stellten sich nach nochmaligem Abgleich mit den Fotografien und einer verbesserten Wassersäulenkorrektur dagegen als reine Sedimentspektren heraus.

Insgesamt können aus den Spektren biometrische Parameter wie Dichte, Höhe oder Biomasse zumindest während der Entstehung und dem Zerfall abgeleitet werden. In der dritten Hauptphase (Vollbestand) allerdings ist dies unter Umständen nicht möglich. Somit ist auch die Wuchstiefe zwar über einen look-up-table abfragbar, allerdings lässt sich bei unseren Messtiefen kein Einfluss auf das Spektrum erkennen (Veröffentlichung 1). Ausgangslage für eine Abhängigkeit des Spektrums von der Wuchstiefe war die Annahme, dass eine unterschiedliche Pigmentierung vorliegt (Arkimaa & Raitala, 1984). Allerdings ergaben sich auch hier keine erkennbaren Abhängigkeiten. Die Messungen der Bestände in 2m und 4m Tiefe waren dafür möglicherweise nicht ausreichend. Auch könnte die Anpassung der Absorptionsbanden dazu führen, dass – wie in Veröffentlichung 1 erwähnt – kein linearer Zusammenhang zwischen Absorption und Chlorophyll a-Gehalt besteht (Schulze & Caldwell, 1995). Es ergab sich lediglich die Tendenz, dass sich beim Zerfall eines Bestandes das Chl-a/Karotinoide-Verhältnis verringert. Dies steht in Einklang mit dem von Peñuelas (1984b; 1984a) erwähnten Anstieg des Gesamtpigmente/Chlorophyll a-Verhältnisses bei gesunden Pflanzen. Die Veränderungen der Spektralsignatur gegen Ende der Vegetationsperiode wurden aufgrund dieser erwähnten Unklarheiten

den strukturellen Bestandsveränderungen zugesprochen. Auch Dierssen et al. (2003) ermittelten Zusammenhänge zwischen Reflexionsspektrum und Bestandsstruktur. Hypothese 2 kann also zum Großteil als richtig angenommen werden. Ungültig ist sie innerhalb der Phase des Vollbestandes, da sich Änderungen in der Biomasse und der Vegetationshöhe nicht spektral widerspiegeln.

7.3 Einfluss des Sonnenstandes auf *in situ*-Reflexionsspektren

Unsere Reflexionsspektren wiesen im Tagesverlauf keine Abhängigkeit vom Sonnenstand auf. Hypothese 3 konnte dadurch nicht verifiziert werden. Zwar variieren die Spektren während eines Tages um bis zu 60 % (Veröffentlichung 1), allerdings folgte dies keinen erkennbaren Gesetzmäßigkeiten. Möglicherweise führt die Abschwächung und Streuung des Lichtes unter Wasser zu einem gewissermaßen homogenen Lichtfeld, welches am ehesten durch den durch Wellengang hervorgerufenen Swimmingpool-Effekt beeinflusst ist. Eine Einteilung und Klassifizierung der *in situ*-Spektren war trotz dieser enormen Schwankungen möglich. Für die Anwendung von Fernerkundungsdaten hingegen spielt der Sonneneinfallswinkel eine Rolle, da dieser die vom Sensor erfassten AOPs beeinflusst (siehe Kapitel 2.6).

7.4 Klassifikation der *in situ*-Reflexionsspektren

Trotz der erwähnten intraspezifischen Varianzen entlang einer Vegetationsperiode erwies sich die Trennung der Arten untereinander als möglich. Dies zeigen bereits die Hauptkomponentenanalysen der Messungen aus dem Jahr 2011 (PCA, Veröffentlichung 1). Folglich sollte auch eine Klassifikation basierend auf allen erhobenen Daten möglich sein. Daher wurden für alle in den Jahren 2010 und 2011 erhobenen Reflexionsmessungen, Diskriminanzanalysen für unterschiedliche Klassifizierungsebenen entwickelt und getestet. Wie in Abbildung 28 dargestellt, waren die Ebenen dabei a) die Zuordnung eines Spektrums zu Pflanze, Pflanze mit Sedimenteinfluss, Sediment, Pflanze mit Wassersäule oder Wasser alleine; b) die Zuordnung eines Pflanzenspektrums zu einer der 4 Makrophytenarten; c) die Zuordnung eines Artenspektrums zu einer ihrer phänologischen Phasen; d) die Zuordnung eines Bestandes mit Sedimenteinfluss zu einer der 4 Makrophytenarten. Die Anzahl der phänologischen Phasen, denen ein Artenspektrum in Ebene c) zugeordnet wurde, variierte dabei je nach Art zwischen 2 und 4 (vgl. Tabelle 3, Phasen 2 und 3 mit 100 % Dichte). Die Phasen für unbewachsenes bzw. schwach bedecktes Sediment (Phasen 0 und 1) wurden als Sediment bzw. Mischbestand in den Ebenen a) und d) gesondert behandelt. Die Klassen S (Sediment) und W (Wasser) wurden nicht weiter klassifiziert, die Klasse PW (Pflanze mit Wassersäule) entsprach im vorliegenden Datensatz der ersten phänologischen Phase von *Potamogeton perfoliatus*.

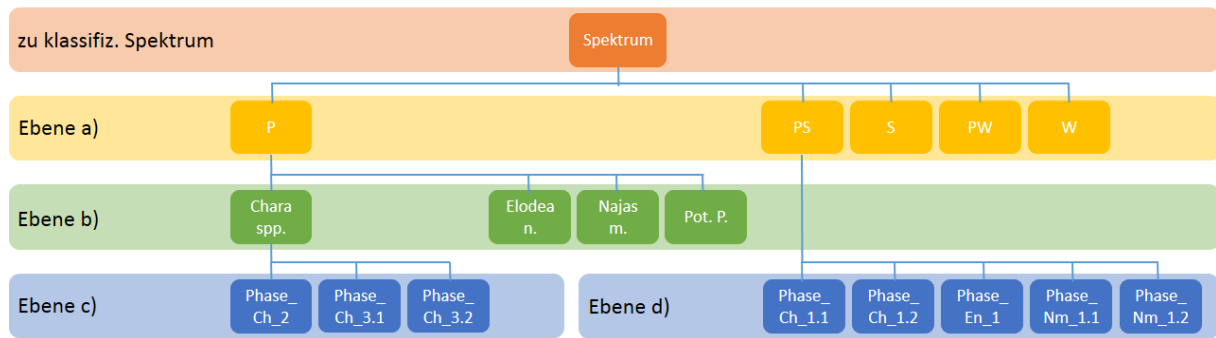


Abbildung 28: Schematische Darstellung der stufenweisen Klassifikation. P: Pflanze, PS: Pflanze mit Sedimenteinfluss, S: Sediment, PW: Pflanze mit Wassersäule, W: Wasser.

Die Genauigkeiten der einzelnen Klassifikationsebenen wurden aus jeweils 1000 Wiederholungen berechnet. Die Klassifikationsgenauigkeit für Ebene a) liegt bei durchschnittlich 70 %, wobei die Zuordnung von Pflanzenspektren mit 76 % die höchste Genauigkeit erzielt (Tabelle 4, links). Falls ein Spektrum als Pflanzenspektrum klassifiziert wurde, erfolgt in der nächsten Stufe (Ebene b) die Zuordnung zu einer Makrophytenart. Hier konnten mit durchschnittlich 82 % und trotz der saisonalen Variabilität der einzelnen Arten sehr hohe Genauigkeiten erzielt werden (Tabelle 4, rechts).

Tabelle 4: links: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene a mit den Klassen P (Pflanze), PS (Pflanze mit Sedimenteinfluss), PW (Pflanze mit Wassersäule), S (Sediment) und W (Wasser); rechts: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene b mit den Klassen Chara spp., Elodea n., Najas m. und Pot. p.

zu klassifizieren	Klassen					Gesamt	Genauigkeit in [%]	zu klassifizieren	Klassen				Gesamt	Genauigkeit in [%]
	P	PS	PW	S	W				Chara spp.	Elodea n.	Najas m.	Pot. p.		
P	38108	8830	1453	1384	538	50313	76	Chara spp.	8930	673	222	1039	10864	82
PS	6512	23065	809	1754	198	32338	71	Elodea n.	789	12025	428	2463	15705	77
PW	1056	257	3495	123	47	4978	70	Najas_m.	950	1274	10987	910	14121	78
S	529	2627	535	8650	354	12695	68	Pot. p.	162	629	176	10343	11310	91
W	14	0	218	0	444	676	66	Gesamt	10831	14601	11813	14755	52000	82
Gesamt	46219	34779	6510	11911	1581	101000	70							

Wiederum eine Stufe weiter findet dann die Zuordnung eines Artenspektrums zu einer phänologischen Phase dieser Art statt. Tabellen 5 und 6 fassen die Resultate für alle vier Arten zusammen. Dabei wurden für *Chara* spp. und *Potamogeton perfoliatus* jeweils 3 und für die invasiven Arten *Elodea nuttallii* und *Najas marina* jeweils 2 phänologische Phasen zugrunde gelegt. Eine detailliertere Unterscheidung der zweiten phänologischen Phase von *Elodea nuttallii* in „Phase_En_2.1“, „Phase_En_2.2“ und „Phase_En_2.3“ (vgl. Tabelle 3) brachte eine Verschlechterung der Klassifikationsgenauigkeit (nicht dargestellt). Dies liegt vor allem an den fehlerhaften Zuordnungen der Spektren innerhalb der genannten Klassen, die sich ihrerseits durch eine hohe spektrale Ähnlichkeit auszeichnen. Eine Unterteilung ist also aus biologischer Sicht sinnvoll, für die Klassifikation allerdings nicht zielführend.

Tabelle 5: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene c für die Bestände von *Chara* spp. (links) und *Potamogeton perfoliatus* (rechts). Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweiligen phänologischen Phasen der Arten wider (vgl. Tabelle 3).

zu klassifizieren	Klassen			Total	Genauigkeit in [%]	zu klassifizieren	Klassen			Total	Genauigkeit in [%]
	Phase_Ch_2	Phase_Ch_3	Phase_Ch_4				Phase_Pp_2	Phase_Pp_3	Phase_Pp_4		
Phase_Ch_2	2730	38	197	2965	92	Phase_Pp_2	9231	90	100	9421	98
Phase_Ch_3.1	30	992	111	1133	88	Phase_Pp_3.1	89	1470	16	1575	93
Phase_Ch_3.2	561	27	7314	7902	93	Phase_Pp_3.2	457	48	1499	2004	75
Gesamt	3321	1057	7622	12000	91	Gesamt	9777	1608	1615	13000	89

Tabelle 6: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene c für die Bestände von *Elodea nuttallii* (links) und *Najas marina* (rechts). Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweiligen phänologischen Phasen der Arten wider (vgl. Tabelle 3).

zu klassifizieren	Klassen		Total	Genauigkeit in [%]	zu klassifizieren	Klassen		Total	Genauigkeit in [%]
	Phase_En_2	Phase_En_3				Phase_Nm_3	Phase_Nm_4		
Phase_En_2	7799	1594	9393	83	Phase_Nm_2	7354	1822	9176	80
Phase_En_3	1622	4985	6607	75	Phase_Nm_3	1377	3447	4824	71
Gesamt	9421	6579	16000	79	Gesamt	8731	5269	14000	76

Die Klassifikationsebene d) ist hierarchisch mit Ebene c) zu vergleichen (Abbildung 28), da ebenfalls phänologische Phasen die Klassen bilden. Allerdings werden hier keine reinen Artenspektren, sondern die Signale von Pflanzen mit Sedimenteinfluss aus Ebene a) klassifiziert. Die Gesamtgenauigkeit weist hier mit 68 % aber die niedrigsten Werte aller Klassifikationsebenen auf (Tabelle 7). In fast 75 % der Fälle wurden die ausgewählten Spektren außerdem als „nicht bestimmbar“ bezeichnet.

Die Klassifikationsgenauigkeiten der einzelnen Ebenen besitzen insgesamt die Größenordnung anderer aus der Literatur bekannten Werte (Sawaya et al., 2003; Wolter et al., 2005; Dogan et al., 2009). Als Zielwert hinsichtlich der Klassifikation submerser Vegetation wurden von Dogan et al. (2009) 85 % ausgerufen. Er orientierte sich hier an dem von Anderson et al. (1976) veranschlagten Wert für terrestrische Klassifikationen. Auffällig ist die schlechte Klassifikation von *Najas marina*-Spektren der phänologischen Phase 1.2 (Tabelle 7). Dies könnte darin begründet sein, dass diese Phase von nur 3 Spektren repräsentiert wird, die anderen dagegen bestehen aus 7 bis 15 Spektren. Ein weiterer Grund für die insgesamt schlechteren Klassifikationen beider *Najas marina*-Kategorien dieser Klassifikationsebene könnte aber auch das im Unterschied zu den anderen Standorten hellere Sediment sein (Veröffentlichung 1). Dies führt zu einer vergleichsweise stärkeren Überstrahlung der Vegetation durch das Sediment und somit zu Fehlklassifikationen. Dass dies eine Rolle spielen kann, wird durch die Aussagen von Wolter et al. (2005) gestützt, die Klassifikationsfehler auf unterschiedliche Intensitäten verschiedener Substrate zurückführen. Die Klassifikation von weniger dicht wachsenden Beständen ist daher schwieriger als die von dicht wachsenden (Sawaya et al., 2003). Auf sehr hellen Untergründen kann die Vegetation sogar „unsichtbar“ werden (Ferguson et al., 1993). Die Intensitätsunterschiede der Sedimente können in deren Bedeckung durch Algen (Stephens et al., 2003) oder mikrobiologische Filme (Decho et al., 2003) begründet sein (Veröffentlichung 1). Dies ist vor allem

in Abbildung 11 (rote Spektren) aus Veröffentlichung 1 ersichtlich. Die Absorptionsminima bei 430 nm, 500 nm, 570 nm, 620 nm und 680 nm können vermutlich den Pigmenten Chlorophyll a, den Karotinoiden, Phycoerythrin, Phycocyanin und nochmals Chlorophyll a zugewiesen werden. Generell haben auch Dogan et al. (2009) bei ihren Unterscheidungen von *Potamogeton pectinatus*, *Najas* spp. und 2 verschiedenen Wasserkörpern die schlechtesten Werte für *Najas* spp. erzielt.

Tabelle 7: Klassifikationsergebnisse der Klassifikationsebene d. Die Bezeichnungen der Klassen spiegeln die jeweils erste phänologische Phase der Arten wider (vgl. Tabelle 3).

zu klassifizieren	Klassen						Gesamt	Genauigkeit in [%]
	Phase_Ch_1.1	Phase_Ch_1.2	Phase_En_1	Phase_Nm_1.1	Phase_Nm_1.2	nicht best.		
Phase_Ch_1.1	1597	166	1	5	0	224	1993	80
Phase_Ch_1.2	203	2406	1	13	0	29	2652	91
Phase_En_1	104	105	2078	152	33	120	2592	80
Phase_Nm_1.1	295	346	62	1261	105	262	2331	54
Phase_Nm_1.2	176	14	21	268	313	194	986	32
nicht best.	1729	1275	961	1094	702	15685	21446	73
Gesamt	4104	4312	3124	2793	1153	16514	32000	68

Die in den Tabellen 4 bis 7 präsentierten Ergebnisse beruhen auf der Verwendung des gesamten zur Verfügung stehenden Spektrums zwischen 400 nm und 700 nm. Um den Rechenaufwand zu verringern und da benachbarte Wellenlängen miteinander korrelieren, wird oftmals eine Reduzierung auf einige wenige Wellenlängen vollzogen. Entscheidend ist, dass dabei die Güte der Klassifikation nicht verloren geht. Becker et al. (2007) sprechen in ihrer Arbeit von mindestens 7 strategisch günstig liegenden Wellenlängen im VIS-NIR Bereich. Diese sind 425,4 nm, 514,9 nm, 560,1 nm, 685,5 nm, 731,5 nm, 812,3 nm und 916,7 nm. Da drei dieser Wellenlängen außerhalb des in der vorliegenden Arbeit verwendeten Bereichs liegen, wurden die Spektren auf die 4 übrigen Wellenlängen reduziert (425 nm, 515 nm, 560 nm und 686 nm; gerundet auf 1 nm). Durch diese Reduzierung konnten die Klassifikationsergebnisse bis auf wenige Ausnahmen verbessert werden (Tabelle 8). Die Verwendung dieser Wellenlängen wird von der Tatsache unterstützt, dass sie innerhalb der von Fyfe (2003) angegebenen Bereiche liegen. So bezeichnet Letzterer die Wellenlängen zwischen 530 nm und 580 nm als optimal zur Differenzierung dreier Seegrassarten. Eine zusätzliche Trennung sei bei 520 nm – 530 nm bzw. 580 nm – 600 nm möglich. Diese Erkenntnisse stehen im Einklang mit jenen Cho's (2007), der die grünen Wellenlängen als die bestmöglichen bezeichnet, da diese am wenigsten von Absorption und Streuung durch das Wasser und seine Inhaltsstoffe beeinflusst werden. Unter diesen Gesichtspunkten, wäre die Auswahl der Absorptionsbanden einzelner Pigmente (z.B.: Chlorophyll a) als Klassifikationsgrundlage kritisch zu bewerten. Dementgegen stehen aber die durch eine Reduzierung der Wellenlängen insgesamt erhöhten Klassifikationsraten dieser Arbeit.

Tabelle 8: Vergleich der Klassifikationsergebnisse vor und nach der Reduzierung des Spektrums auf die Wellenlängen von Becker et al. (2007). Grüne bzw. rote Schriftfarben zeigen unveränderte und/oder verbesserte bzw. verschlechterte Klassifikationsgenauigkeiten an.

Klasse	Genauigkeit gesamtes Spektrum in [%]	Genauigkeit mit WL nach Becker in [%]	Klasse	Genauigkeit gesamtes Spektrum in [%]	Genauigkeit mit WL nach Becker in [%]
P	76	89	Phase_En_2	83	93
PS	71	56	Phase_En_3	75	91
PW	70	80	Gesamt	79	92
S	68	83	Phase_Nm_2	80	87
W	66	0	Phase_Nm_3	71	67
Gesamt	70	62	Gesamt	76	77
Chara spp.	82	81	Phase_Pp_2	98	100
Elodea n.	77	78	Phase_Pp_3.1	93	93
Najas m.	78	68	Phase_Pp_3.2	75	91
Pot. p.	91	60	Gesamt	89	95
Gesamt	82	72	Phase_Ch_1.1	80	4
Phase_Ch_2	92	84	Phase_Ch_1.2	91	80
Phase_Ch_3.1	88	86	Phase_En_1	80	94
Phase_Ch_3.2	93	95	Phase_Nm_1.1	54	86
Gesamt	91	88	Phase_Nm_1.2	32	47
			nicht best.	73	84
			Gesamt	68	66

Eine deutliche Ausnahme bildet die Klasse Wasser (W). So wurde nach der Reduzierung der Wellenlängen kein einziges der fast 650 ausgewählten Wasserspektren als solches klassifiziert. Dies liegt möglicherweise an hohen Ähnlichkeiten zwischen der Tiefenwasserreflexion und jener von Unterwasservegetation (Ackleson & Klemas, 1987; Dogan et al., 2009). Die genannten Autoren empfehlen für die Auswertung von Bilddaten daher eine der Klassifikation vorangehende Maskierung der Tiefenwassergebiete, unter anderem mit Hilfe eines NIR-Kanals. Diese Forderung kam in Veröffentlichung 3 zur Anwendung. Die anschließende Klassifizierung selbst kann durch korrekte Endmember-Auswahl noch weiter verbessert werden. So können zwar zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommene Spektren zweier Arten nahezu identisch sein, allerdings eben nicht zum gleichen Zeitpunkt vorkommen. Ihre gemeinsame Auswahl als Endmember wäre daher falsch. Nach der Klassifizierung eines Spektrums können schließlich über einen look-up-table die entsprechenden biometrischen Parameter abgerufen werden. Zur Frage, inwieweit die angesprochene zeitlich bedingte Endmember-Auswahl die Klassifikation von multitemporalen Daten verbessern kann, sei auf Veröffentlichung 3 und Kapitel 7.6 verwiesen.

Weiterhin soll noch erwähnt sein, dass eine zusätzliche Verbesserung der Klassifikationsgüte durch die Anwendung der 1. Ableitung der Reflexionsspektren erzielt werden konnte. Dieses in der Fernerkundung weit verbreitete Verfahren (Demetriades-Shah et al., 1990; Peñuelas et al., 1994; Richardson, 1996; Fraser, 1998; Holden & LeDrew, 1998; Tsai & Philpot, 1998; Louchard et al., 2002) gilt als weniger rauschanfällig (Demetriades-Shah et al., 1990; Pinnel, 2007) und führte insgesamt zu

besseren Klassifikationsergebnissen (nicht dargestellt). Allerdings sind speziell die Ergebnisse der Ebene b) – Zuordnung zu einer Makrophytenart – mit 51 %-75 % deutlich schlechter ausgefallen. Daher erfolgte auch hier eine Reduzierung auf einzelne Wellenlängen. Die Auswahl entsprach jener von Pinnel (2007), die die Reflexionen bei 445 nm, 520 nm, 625 nm und 665 nm bereits erfolgreich für die Unterscheidung von Makrophyten des Starnberger Sees anwenden konnte. Bis auf wenige Ausnahmen führte dieses Verfahren insgesamt zu den höchsten Klassifikationsgenauigkeiten (Tabelle 9).

Tabelle 9: Vergleich der Klassifikationsergebnisse zwischen der Anwendung des gesamten Reflexionsspektrums zwischen 400 nm und 700 nm und der Anwendung ausgewählter Wellenlängenwerte nach Pinnel (2007). Grüne bzw. rote Schriftfarben zeigen unveränderte/verbesserte bzw. verschlechterte Klassifikationsgenauigkeiten an.

Klasse	Genauigkeit	Genauigkeit 1. Ableitung	Klasse	Genauigkeit	Genauigkeit 1. Ableitung
	gesamtes Spektrum in [%]	mit WL nach Pinnel 07 in [%]		gesamtes Spektrum in [%]	mit WL nach Pinnel 07 in [%]
P	76	94	Phase_En_2	83	92
PS	71	42	Phase_En_3	75	84
PW	70	83	Gesamt	79	88
S	68	87	Phase_Nm_2	80	89
W	66	98	Phase_Nm_3	71	68
Gesamt	70	81	Gesamt	76	79
Chara spp.	82	88	Phase_Pp_2	98	97
Elodea n.	77	75	Phase_Pp_3.1	93	95
Najas m.	78	71	Phase_Pp_3.2	75	55
Pot. p.	91	88	Gesamt	89	82
Gesamt	82	81	Phase_Ch_1.1	80	13
Phase_Ch_2	92	93	Phase_Ch_1.2	91	60
Phase_Ch_3.1	88	87	Phase_En_1	80	99
Phase_Ch_3.2	93	96	Phase_Nm_1.1	54	76
Gesamt	91	92	Phase_Nm_1.2	32	40
			nicht best.	73	86
			Gesamt	68	62

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die erhobenen *in situ*-Daten und das entwickelte stufenweise Verfahren geeignet sind, um hohe Klassifikationsgenauigkeiten für submerse Vegetation – selbst bis in die phänologische Ebene – zu erreichen. Vor allem durch die hohen Werte bei der Unterscheidung der Arten, kann Hypothese 4 als verifiziert angesehen werden. Die Weiterentwicklung der aufgebauten Spektralbibliothek zu einem gekoppelten Wachstums-/Reflexionsmodell hinsichtlich eines angestrebten automatisierten Monitorings ist daher zu empfehlen. Außerdem erwies sich die Reduzierung der Spektren auf einzelne Wellenlängen als sinnvoll und gibt Hinweise auf die mögliche spektrale Auflösung zukünftiger „aquatischer“ Fernerkundungssensoren.

7.5 Einfluss des Blickwinkels auf *in situ*-Reflexionsspektren

Eine sehr starke Einschränkung bei der Gewässerfernerkundung ergibt sich durch den sunglint-Effekt an der Wasseroberfläche. Dieser tritt auf, wenn der Reflexionswinkel des Sonnenlichts mit dem Blickwinkel des Fernerkundungssensors übereinstimmt. Referenzmessungen mit einem Goniometer

ergaben im Grünen eine ca. 30-fach höhere Reflexion im Vergleich zur Blickrichtung von Nadir (Veröffentlichung 2). Diese hohen Werte lassen eine Annahme der dritten Hypothese zu. Ob Daten mit derart hohem sunglint verwendet werden können, konnte für die vorliegenden Messungen nicht geklärt werden. Allerdings sprechen zahlreiche Autoren von einer starken Beeinträchtigung der Nutzung derartiger Daten (Mertes et al., 1993; Bostater et al., 2004; Morel & Belanger, 2006). Um derart hohe sunglint-Effekte zu vermeiden, sind die Empfehlung von Beisl (2001) anzuwenden. Daher ist die Flugrichtung entlang der Hauptebene zu wählen. Die Datenerhebung erfolgt somit senkrecht dazu. Die Maskierung der stark beeinflussten Blickwinkel (135° - 225°) ermöglichte eine bessere Darstellung und Beschreibung der Anisotropiefaktoren für alle anderen Blickrichtungen (Veröffentlichung 2). Trotzdem sind im Falle solcher Messungen im Vergleich zu terrestrischen Flächen weitere Korrekturen durchzuführen. So müssen neben der Reflexion und Brechung an der Wasseroberfläche auch Abschwächungen des Lichts bei Eintritt in das Wasser und durch die Wassersäule selbst korrigiert werden. Hierzu bedarf es zusätzlicher spektroskopischer Messungen in der Wassersäule und über dem Gewässergrund entsprechend der vorgestellten Methode in Veröffentlichung 1. Außerdem sind Laboranalysen von Wasserproben zu empfehlen, um die Wassersäulenkorrektur zu verifizieren.

Mit Hilfe der beschriebenen *in situ*-Goniometer-Messungen konnten außerdem Korrekturfaktoren bestimmt werden, um aus den Reflexionen von verschiedenen Blickrichtungen die Nadir-Reflektion zu berechnen (Veröffentlichung 2). Durch diese Korrektur von off-Nadir-Daten kann die Wiederholungsrate von Befliegungen erhöht werden. Inwieweit die somit erhöhte zeitliche Auflösung von multispektralen Satelliten wie RapidEye, die im Vergleich zu hyperspektralen flugzeuggetragenen Sensoren schwächeren spektralen und räumlichen Auflösungen ausgleichen kann, wird in Veröffentlichung 3 und im folgenden Kapitel diskutiert.

7.6 *In situ*-Reflexionsspektren und RapidEye-Daten

Die Klassifizierung der multispektralen RapidEye-Daten mit Hilfe entsprechender *in situ*-Referenzmessungen führte nur teilweise zu zufriedenstellenden Genauigkeiten. Zwar konnten durch die Unterscheidbarkeit von freien Sedimentflächen und bewachsenen Arealen die Ausbreitung des Bewuchses beobachtet (Abbildung 26) und auch die *Characeen*-Bestände erfolgreich klassifiziert werden. Allerdings war eine Trennung der *Characeen* von der *Najas marina*-Population kaum möglich (Veröffentlichung 3). Dies ist möglicherweise auf die suboptimale Wassersäulenkorrektur zurückzuführen, da die Konzentrationsbestimmung der Wasserinhaltsstoffe aus multispektralen Daten sehr hohe Schwankungen aufwies und daher nicht genau genug erfolgen konnte (Veröffentlichung 3). Eine Verbesserung der Makrophytenbestimmung könnte möglicherweise über die Tiefeninformation erreicht werden, da die Kartierungen vor Ort eine davon abhängige Verteilung aufwiesen. So war *Najas marina* vermehrt unterhalb von 2 m und die *Characeen* vermehrt oberhalb dieser Tiefe anzutreffen. Die Analyse der *in situ*-Daten ergab erneut eine zeitliche Abhängigkeit der Unterscheidbarkeit einzelner

Makrophyten. Für die beiden erwähnten Arten ergab sich die beste Trennbarkeit im Monat September ($M > 1$). Die schlechten Werte ($M < 1$) im Monat Mai (unbewachsenes Sediment) untermauern zusätzlich die Erkenntnisse aus den ersten Hauptkomponentenanalysen aus Veröffentlichung 1. Diese weist eine Überlagerung der Sedimentspektren auf (Sed_a und Sed_c in Abbildung 15). Auch die Unterscheidung innerhalb der anderen Arten ergab eine zeitliche Variabilität des M-Werts. Diese zeitliche Komponente wird möglicherweise auch durch die variable Eindringtiefe des Sensors gesteuert. So resultierten Phasen trüberen Wassers in einer geringeren maximalen Wassertiefe, aus der noch Untergrundinformationen zum Sensor gelangen. In Abbildung 26 ist dies gut erkennbar, da die Flachwasserbereiche in den Monaten Juli (mittig) und September (rechts) deutlich schmaler sind als während einer Phase klareren Wassers im Mai (links).

Abschließend lässt sich festhalten, dass durch die vorliegende Arbeit die Grundlagen zur Erstellung eines fernerkundungsbasierten Monitoringsystems für submerse Makrophyten geschaffen werden konnte.

BIBLIOGRAPHIE

- Ackleson S. G. & Klemas V. (1987) - *Remote-sensing of submerged aquatic vegetation in lower Chesapeake Bay - A comparison of LANDSAT MSS to TM imagery*. In: *Remote Sensing of Environment*, 22: 235-248.
- Ackleson S. G. & Spinrad R. W. (1988) - *Size and refractive index of individual marine particulates - a flow cytometric approach*. In: *Applied Optics*, 27: 1270-1277.
- Albert A. & Mobley C. D. (2003) - *An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters*. In: *Optics Express*, 11: (10.1364/OE.11.002873)
- Albertz J. (Ed.) (2001) - *Einführung in die Fernerkundung - Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Anderson J. R., Hardy E. E., Roach J. T. & Witmer R. E. (1976) - *A land use and land cover classification system for use with remote sensor data*. In: *Geological Survey Professional Paper* 964, 28.
- Andréfouët S., Kramer P., Torres-Pulliza D., Joyce K. E., Hochberg E. J., Garza-Perez R., Mumby P. J., Riegl B., Yamano H., White W. H., Zubia M., Brock J. C., Phinn S. R., Naseer A., Hatcher B. G. & Muller-Karger F. E. (2003) - *Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments*. In: *Remote Sensing of Environment*, 88: 128-143. (10.1016/j.rse.2003.04.005)
- Arkimaa H. & Raitala J. (1984) - *LANDSAT classification of the coastal water areas of the Bothnian Bay off Oulu. A pilot study*. In: *Finn. Mar. Res.*, 250: 45-51.
- Armstrong R. A. (1993) - *Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 14: 621-627. (10.1080/01431169308904363)
- Babin M., Stramski D., Ferrari G. M., Claustre H., Bricaud A., Obolensky G. & Hoepffner N. (2003) - *Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe*. In: *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 108: (10.1029/2001JC000882)
- Bachmann C. M., Gray D., Abelev A., Philpot W., Montes M. J., Fusina R., Musser J., Li R. R., Vermillion M., Smith G., Korwan D., Snow C., Miller W. D., Gardner J., Sletten M., Georgiev G., Truitt B., Killmon M., Sellars J., Woolard J., Parrish C. & Schwarzschild A. (2012) - *Linking goniometer measurements to hyperspectral and multisensor imagery for retrieval of beach properties and coastal characterization*. In: S. S. Shen & P. E. Lewis (Ed.) (2012) - *Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery Xviii*. Spie-Int Soc Optical Engineering

- Becker B. L., Lusch D. P. & Qi J. G. (2005) - *Identifying optimal spectral bands from in situ measurements of Great Lakes coastal wetlands using second-derivative analysis*. In: Remote Sensing of Environment, 97: 238-248. (10.1016/j.rse.2005.04.020)
- Becker B. L., Lusch D. P. & Qi J. (2007) - *A classification-based assessment of the optimal spectral and spatial resolutions for Great Lakes coastal wetland imagery*. In: Remote Sensing of Environment, 108: 111-120. (10.1016/j.rse.2006.11.005)
- Beisl U. (2001) - *Correction of bidirectional effects in imaging spectrometer data*. In:
- Bierwirth P. N., Lee T. J. & Burne R. V. (1993) - *Shallow sea-floor reflectance and water depth derived by unmixing multispectral imagery*. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 59: 331-338.
- Biliouris D., vom Berge K., Fleck S., Nackaerts K., Dutre P., Muys B., Willems Y., Coppin P. & Ieee (Ed.) (2003) - *CLabSpeG: a Compact Laboratory Spectro-Goniometer system enabling rapid and complete BRDF assessments of forest elements*. Ieee.
- Bodechtel J. (1965) - *Die südlichen Osterseen bei Iffeldorf in Oberbayern*. In: Erdkunde, Archiv f.wiss.Geographie, 19: 150-155.
- Borg E., Daedelow H. & Johnson R. (Ed.) (2013) - *From the Basic to the Service - 5th RESA Workshop*. GITO Verlag.
- Bossard C. C., Randall J. M. & Hoshovsky M. C. E. (Ed.) (2001) - *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press.
- Bostater C. R., Ghir T., Bassetti L., Hall C., Reyeier E., Lowers R., holloway-Adkins K. & Virnstein R. (2004) - *Hyperspectral remote sensing protocol development for submerged aquatic vegetation in shallow waters*. In: Remote Sensing of the Ocean and Sea ice, 5233 of Proceedings of SPIE: 199-215. (10.1117/12.541191)
- Brando V. E. & Dekker A. G. (2003) - *Satellite Hyperspectral Remote Sensing for Estimating Estuarine and Coastal Water Quality*. In: IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing, 41: 1376-1387. (10.1109/TGRS.2003.812907)
- Bricaud A. & Morel A. (1986) - *Light attenuation and scattering by phytoplanktonic cells - a theoretical modeling*. In: Applied Optics, 25: 571-580.
- Bricaud A., Morel A. & Prieur L. (1981) - *Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains*. In: Limnology and oceanography, 43-53.
- Bricaud A., Morel A. & Prieur L. (1983) - *Optical efficiency factors of some phytoplankters*. In: Limnology and Oceanography, 28: 816-832.

- Bricaud A., Babin M., Morel A. & Claustre H. (1995) - *Variability in the chlorophyll-specific absorption-coefficients of natural Phytoplankton - analysis and parameterization*. In: Journal of Geophysical Research-Oceans, 100: 13321-13332. (10.1029/95jc00463)
- Bruce E. M., Eliot I. G. & Milton D. J. (1997) - *Method for assessing the thematic and positional accuracy of seagrass mapping*. In: Marine Geodesy, 20: 175-193.
- Buiteveld H., Hakvoort J. H. M. & Donze M. (Ed.) (1994) - *The optical properties of pure water*. (10.1117/12.190060)
- Camacho-de Coca F., Gilabert M. A. & Meliá J. (2001) - *Bidirectional Reflectance Factor Analysis from Field Radiometry and HyMap data*. In: Proceedings of the Final Results Workshop on DAISEX (Digital Airborne Spectrometer Experiment), ESA SP-499, ESTEC, 15–16 March 2001: 163-175.
- Carder K. L., Tomlinson R. D. & Beardsley G. F. (1972) - *A technique for the estimation of indices of refraction of marine phytoplankton*. In: Limnological Oceanography, 17:
- Carignan R. & Kalff J. (1980) - *Phosphorus sources for aquatic weeds - water or sediments*. In: Science, 207: 987-989. (10.1126/science.207.4434.987)
- Cho H. J. (2007) - *Depth-variant spectral characteristics of submersed aquatic vegetation detected by Landsat 7 ETM+*. In: International Journal of Remote Sensing, 28: 1455-1467. (10.1080/01431160600962772)
- Coburn C. A., Van Gaalen E., Peddle D. R. & Flanagan L. B. (2010) - *Anisotropic reflectance effects on spectral indices for estimating ecophysiological parameters using a portable goniometer system*. In: Canadian Journal of Remote Sensing, 36: S355-S364.
- Decho A. W., Kawaguchi T., Allison M. A., Louchard E. M., Reid R. P., Stephens F. C., Voss K. J., Wheatcroft R. A. & Taylor B. B. (2003) - *Sediment properties influencing upwelling spectral reflectance signatures: The "biofilm gel effect"*. In: Limnology and Oceanography, 48: 431-443.
- Deering D. W., Eck T. F. & Otterman J. (1990) - *Bidirectional reflectances of selected desert surfaces and their 3-parameter soil characterization*. In: Agricultural and Forest Meteorology, 52: 71-93. (10.1016/0168-1923(90)90101-b)
- Dekker A. G., Brando V. E., Anstee J. M., Pinnel N., Kutser T., Hoogenboom E. J., Peters S., Pasterkamp R., Vos R., Olbert C. & Malthus T. J. M. (2001) - *Imaging spectrometry of water*. In: v. d. M. F.D. & d. J. S.M. (Ed.) (2001) - *Imaging Spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications*. Kluwer Academic Publishers
- Demetriades-Shah T. H., Steven M. D. & Clark J. A. (1990) - *High resolution derivatives spectra in remote sensing*. In: Remote sensing of Environment, 33: 55-64.

- Diehl S. (1993) - *Effects of habitat structure on resource availability, diet and growth of benthivorous Perch, Perca-Fluviatilis*. In: *Oikos*, 67: 403-414. (10.2307/3545353)
- Dierssen H. M., Zimmerman R. C., Leathers R. A., Downes T. V. & Davis C. O. (2003) - *Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery*. In: *Limnology and Oceanography*, 48: 444-455.
- Doerffer R. (1992) - *Imaging spectroscopy for detection of chlorophyll and suspended matter*. In: F. Toselli & J. Bodechtel (Ed.) (1992) - *Imaging Spectroscopy: Fundamentals and Prospective Applications*. Kluwer Academic Publishers
- Dogan O. K., Akyurek Z. & Beklioglu M. (2009) - *Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data*. In: *Journal of Environmental Management*, 90: 2138-2143. (10.1016/j.jenvman.2007.06.022)
- Dorigo W., Richter R. & Müller A. (2005) - *A LUT approach for biophysical parameter retrieval by RT model inversion applied to wide field of view data*.
- Drake L. A., Dobbs F. C. & Zimmerman R. C. (2003) - *Effects of epiphyte load on optical properties and photosynthetic potential of the seagrasses Thalassia testudinum Banks ex König and Zostera marina L.* In: *Limnology and Oceanography*, 48: 456-463.
- DWD Deutscher Wetterdienst (2013) - *Temperatur: langjährige Mittelwerte 1971-2000*. http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/klimadaten/german/temp__7100__fest__html,templateId=raw,property=publicationFile.html/temp_7100_fest_html.html (11.06.2013)
- Erhard D. & Gross E. M. (2006) - *Allelopathic activity of Elodea canadensis and Elodea nuttallii against epiphytes and phytoplankton*. In: *Aquatic Botany*, 85: 203-211. (10.1016/j.aquabot.2006.04.002)
- EU Das europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union (2000) - *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*.
- Feingersh T., Ben-Dor E. & Filin S. (2010) - *Correction of reflectance anisotropy: a multi-sensor approach*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 31: 49-74. (10.1080/01431160902882520)
- Feingersh T., Dorigo W., Richter R. & Ben-Dor E. (2005) - *A new model-driven correction factor for BRDF effects in HRS data*. In: *Proceedings of 4th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*,

- Ferguson R. L. & Wood L. L. (1990) - *Mapping submerged aquatic vegetation in North Carolina (USA) with conventional aerial photography*. In: U S Fish and Wildlife Service Biological Report, 90: 125-132.
- Ferguson R. L., Wood L. L. & Graham D. B. (1993) - *Monitoring spatial change in seagrass habitat with aerial-photography*. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 59: 1033-1038.
- Fesq-Martin A., Lang A. & Peters M. (Ed.) (2008) - *Der Starnberger See - Natur- und Vorgeschichte einer bayerischen Landschaft*. Pfeil-Verlag.
- Fraser R. N. (1998) - *Hyperspectral remote sensing of turbidity and chlorophyll a among Nebraska sand hills lakes*. In: International Journal of Remote Sensing, 19: 1579-1589. (10.1080/014311698215360)
- Fyfe S. K. (2003) - *Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrass species spectrally distinct?* In: Limnology and Oceanography, 48: 464-479. (10.4319/lo.2003.48.1_part_2.0464)
- Gege P. (1994) - *Gewässeranalyse mit passiver Fernerkundung: Ein Modell zur Interpretation optischer Spektralmessungen*. In: Institut für Optoelektronik, Dissertation:
- Gege P. (2002) - *Gelbstoff measurements (Manual for software "Y")*.
- Gege P. (2004a) - *Improved method for measuring gelbstoff absorption spectra*. In: Ocean Optics Conference, 25-29. Fremantle, Australia,
- Gege P. (2004b) - *The water color simulator WASI: an integrating software tool for analysis and simulation of optical in situ spectra*. In: Computers and Geoscience, 30: (10.1016/j.cageo.2004.03.005)
- Gege P. (2012) - *Estimation of phytoplankton concentration from downwelling irradiance measurements in water*. In: Israel Journal of Plant Sciences, 60: 193-207.
- Gege P. (2013) - *WASI-2D: A software tool for regionally optimized analysis of imaging spectrometer data from deep and shallow waters*. In: Computers & Geosciences, (in print):
- Giardino C., Candiani G., Bresciani M., Lee Z., Gagliano S. & Pepe M. (2012) - *BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images*. In: Computers & Geosciences, (10.1016/j.cageo.2011.11.022)
- Gordon H. R. & Clark D. K. (1981) - *Clear water radiances for atmospheric correction of coastal zone color scanner imagery*. In: Applied Optics, 20: 4175-4180.

- Gordon H. R. & Wang M. (1994) - *Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm*. In: Applied Optics, 33: 443-452.
- Gordon H. R., Clark D. K., Brown J. W., Brown O. B., Evans R. H. & Broenkow W. W. (1983) - *Phytoplankton pigment concentrations in the Middle Atlantic Bight: comparison of ship determinations and CZCS estimates*. In: Applied Optics, 22: 20-36.
- Hansen J. E. & Travis L. D. (1974) - *Light scattering in planetary atmospheres*. In: Space Science Reviews, 16: 527-610. (10.1007/bf00168069)
- Hansen P. M. & Schjoerring J. K. (2003) - *Reflectance measurement of canopy biomass and nitrogen status in wheat crops using normalized difference vegetation indices and partial least squares regression*. In: Remote Sensing of Environment, 86: 542-553. (10.1016/s0034-4257(03)00131-7)
- Heblinski J., Schmieder K., Heege T., Agyemang T. K., Sayadyan H. & Vardanyan L. (2011) - *High-resolution satellite remote sensing of littoral vegetation of Lake Sevan (Armenia) as a basis for monitoring and assessment*. In: Hydrobiologia, 661: 97-111. (:10.1007/s10750-010-0466-6)
- Heege T. (2000) - *Flugzeuggestützte Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen am Bodensee*. In: Institut für Methodik der Fernerkundung, Dissertation:
- Heege T., Bogner A. & Pinnel N. (2003) - *Mapping of submerged aquatic vegetation with a physically based process chain*. In: SPIE-The International Society for Optical Engineering, 43-50. Barcelona, Spain, (10.1117/12.514054)
- Hestir E. L., Khanna S., Andrew M. E., Santos M. J., Viers J. H., Greenberg J. A., Rajapakse S. S. & Ustin S. L. (2008) - *Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem*. In: Remote Sensing of Environment, 112: 4034-4047. (10.1016/j.rse.2008.01.022)
- Holden H. & LeDrew E. (1998) - *Spectral discrimination of healthy and non-healthy corals based on cluster analysis, principal components analysis, and derivative spectroscopy*. In: Remote Sensing of Environment, 65: 217-224.
- Hopley D. (Ed.) (1978) - *Aerial photography and other remote sensing techniques*.
- Jakubauskas M., Kindscher K., Fraser A., Debinski D. & Price K. P. (2000) - *Close-range remote sensing of aquatic macrophyte vegetation cover*. In: International Journal of Remote Sensing, 21: 3533-3538.
- Jerlov N. G. (Ed.) (1976) - *Marine Optics*. Elsevier.

- Kanno A. (2011) - *Coral Reef Bathymetry using Satellite Imagery - Validation of Accuracy Improvement with Doubled Bands*. In: Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B2 (Coastal Engineering), 67: I_1341-I_1345.
- Kaufman Y. J. & Remer L. A. (1994) - *Detection of forests using MID-IR reflectance - an application for aerosol studies*. In: IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 32: 672-683. (10.1109/36.297984)
- Kay S., Hedley J. D. & Lavender S. (2009) - *Sun Glint Correction of High and Low Spatial Resolution Images of Aquatic Scenes: a Review of Methods for Visible and Near-Infrared Wavelengths*. In: Remote Sensing, 1: 697-730. (10.3390/rs1040697)
- Khan M. A., Fadlallah Y. H. & Alhinai K. G. (1992) - *Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the western Arabian Gulf using LANDSAT TM data - Abu Ali Bay, Saudi-Arabia*. In: International Journal of Remote Sensing, 13: 605-614.
- Kimes D. S. (1983) - *Dynamics of directional reflectance factor distributions for vegetation canopies*. In: Applied Optics, 22: 1364-1372.
- Kirk J. T. O. (1976) - *Yellow substance (gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some inland and coastal south-east Australian waters*. In: Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 27: 61-71.
- Kirk J. T. O. (1984) - *Dependence of relationship between inherent and apparent optical-properties of water on solar altitude*. In: Limnology and Oceanography, 29: 350-356.
- Kirk J. T. O. (Ed.) (1994) - *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press.
- Kirkman H. (1996) - *Baseline and monitoring methods for seagrass meadows*. In: Journal of Environmental Management, 47: 191-201. (10.1006/jema.1996.0045)
- Koechler C., Hosgood B., Andreoli G., Schmuck G., Verdebout J., Pegoraro A., Hill J., Mehl W., Roberts D. & Smith M. (Ed.) (1994) - *The European optical facility - technical description and 1st experiments on spectral unmixing*.
- Kohler A. (1978) - *Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen*. In: Landschaft und Stadt, 10: 73-85.
- Kondratyev K. Y. & Filatov N. N. (Ed.) (1999) - *Limnology and Remote Sensing - A Contemporary Approach*. Springer Verlag.
- Klett-Perthes (1954) - *Klima der Erde (Climate of the Earth)*. Gotha

- Kraay G. W., Zapata M. & Veldhuis M. J. W. (1992) - *Separation of Chlorophylls-c1, Chlorophylls-c2, and Chlorophylls-c3 of marine-phytoplankton by reversed-phase-C18 high-performance-liquid-chromatography*. In: Journal of Phycology, 28: 708-712. (10.1111/j.0022-3646.1992.00708.x)
- Kutser T., Miller I. & Jupp D. L. B. (2006) - *Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries*. In: Estuarine Coastal and Shelf Science, 70: 449-460. (10.1016/j.ecss.2006.06.026)
- Kuusik A. (1991) - *The angular-distribution of reflectance and vegetation indexes in barley and clover canopies*. In: Remote Sensing of Environment, 37: 143-151. (10.1016/0034-4257(91)90025-2)
- Lafon V., Froidefond J. M., Lahet F. & Castaing P. (2002) - *SPOT shallow water bathymetry of a moderately turbid tidal inlet based on field measurements*. In: Remote Sensing of Environment, 81: 136-148. (10.1016/S0034-4257(01)00340-6)
- Lauer W. & Frankenberg P. (1988) - *Klimaklassifikation der Erde*. In: Geographische Rundschau, 40. Westermann Verlag, Braunschweig
- Lee Z. P., Carder K. L., Mobley C. D., Steward R. G. & Patch J. S. (1998) - *Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model*. In: Applied Optics, 37: 6329-6338.
- Lee Z. P., Carder K. L., Mobley C. D., Steward R. G. & Patch J. F. (1999) - *Hyperspectral remote sensing for shallow waters: II. Deriving bottom depths and water properties by optimization*. In: Applied Optics, 38: 3831-3843.
- LfW Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1987): - *Verzeichnis der Seen in Bayern mit einem Kartenteil Teil I: Text*.
- LfW Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998) - *Mittlerer Jahresniederschlag in Bayern (1961-1990)*. München
- Louchard E. M., Reid R. P., Stephens C. F., Davis C. O., Leathers R. A. & Downes T. V. (2002) - *Derivative analysis of absorption features in hyperspectral remote sensing data of carbonate sediment*. In: Optics Express, 10: 1573-1584.
- Louchard E. M., Reid R. P., Stephens F. C., Davis C. O., Leathers R. A. & Downes T. V. (2003) - *Optical remote sensing of benthic habitats and bathymetry in coastal environments at Lee Stocking Island, Bahamas: A comparative spectral classification approach*. In: Limnology and Oceanography, 48: 511-521.
- Lu Y., Sun Z. & Zhao Y. (2012) - *Measurement of water-leaving radiance on smooth water surfaces at different viewing angles using high-resolution spectroradiometer*. In: Chinese Optics Letters, 10: (10.3788/col201210.062801)

- Luczkovich J. J., Wagner T. W., Michalek J. L. & Stoffle R. W. (1993) - *Discrimination of coral reefs, seagrass meadows and sand bottom types from space - a Dominican-Republic case-study*. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 59: 385-389.
- Lyzenga D. R., Malinas N. R. & Tanis F. J. (2006) - *Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm*. In: *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44: 2251-2259. (10.1109/tgrs.2006.872909)
- Ma R., Tang J. & Dai J. (2006) - *Bio-optical model with optimal parameter suitable for Taihu Lake in water colour remote sensing*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 27: 4305-4328. (10.1080/01431160600857428)
- Ma R. H., Duan H. T., Gu X. H. & Zhang S. X. (2008) - *Detecting aquatic vegetation changes in Taihu Lake, China using multi-temporal satellite imagery*. In: *Sensors*, 8: 3988-4005. (10.3390/s8063988)
- Maeder J., Narumalani S., Rundquist D. C., Perk R. L., Schalles J., Hutchins K. & Keck J. (2002) - *Classifying and mapping general coral-reef structure using Ikonos data*. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68: 1297-1305.
- Malthus T. J. & George D. G. (1997) - *Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK*. In: *Aquatic Botany*, 58: 317-332. (10.1016/S0304-3770(97)00043-0)
- Malthus T. J. & Karpouzli E. (2003) - *Integrating field and high spatial resolution satellite-based methods for monitoring shallow submersed aquatic habitats in the Sound of Eriskay, Scotland, UK*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 24: 2585-2593. (10.1080/0143116031000066314)
- Malthus T. J., Best E. P. H. & Dekker A. G. (1990) - *An assessment of the importance of emergent and floating-leaved macrophytes to trophic status in the Loosdrecht lakes (the Netherlands)*. In: *Hydrobiologia*, 191: 257-263. (10.1007/BF00026060)
- Manakos I., Schneider T. & Bekakos M. P. (2004) - *A mobile unit for field spectroradiometric measurements*. In: *Neural, Parallel & Scientific Computations*, 12: 525-44.
- Marion L. & Paillisson J. M. (2003) - *A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake*. In: *Aquatic Botany*, 75: 249-260. (10.1016/s0304-3770(02)00177-8)
- Maritorena S. (1996) - *Remote sensing of the water attenuation in coral reefs: A case study in French Polynesia*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 17: 155-166. (10.1080/01431169608948992)

- Marshall T. R. & Lee P. F. (1994) - *Mapping aquatic macrophytes through digital image-analysis of aerial photographs - an assessment*. In: Journal of Aquatic Plant Management, 32: 61-66.
- Matsunaga T. & Kayanne H. (1997) - *Observation of coral reefs on Ishigaki Island, Japan, using Landsat TM images and aerial photographs*. In: 4th International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Orlando,
- McFeeters S. K. (1996) - *The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features*. In: International Journal of Remote Sensing, 17: 1425-1432.
- Melzer A. (1976) - *Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen*. In: Dissertationes Botanicae; 34; 1-195, 195.
- Melzer A. (1987) - *Die Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen im Laacher See*. In: Mitt.Pollichia; 74; 157-173,
- Melzer A. (1999) - *Aquatic macrophytes as tools for lake management*. In: Hydrobiologia, 395: 181-190. (10.1023/A:1017001703033)
- Melzer A. & Schneider S. (2001) - *Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung von Seen VIII - .2.1*. In: Handbuch Angewandte Limnologie, 14.
- Mertes L. A. K., Smith M. O. & Adams J. B. (1993) - *Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the amazon river wetlands from LANDSAT images*. In: Remote Sensing of Environment, 43: 281-301. (10.1016/0034-4257(93)90071-5)
- Meyer R. K. F. & Schmidt-Kaler H. (Ed.) (1997) - *Wanderungen in die Erdgeschichte / 8Auf den Spuren der Eiszeit südlich von München - östlicher Teil*. Dr.Friedrich Pfeil.
- Michalek J. L., Wagner T. W., Luczkovich J. J. & Stoffle R. W. (1993) - *Multispectral change vector analysis for monitoring coastal marine environments*. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 59: 381-384.
- Mishra D., Narumalani S., Lawson M. & Rundquist D. (2004) - *Bathymetric Mapping Using IKONOS Multispectral Data*. In: Giscience & Remote Sensing, 41: 301-321. (10.2747/1548-1603.41.4.301)
- Mishra D. R., Narumalani S., Rundquist D. & Lawson M. (2005) - *Characterizing the vertical diffuse attenuation coefficient for downwelling irradiance in coastal waters: Implications for water penetration by high resolution satellite data*. In: Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 60: 48-64. (10.1016/j.isprsjprs.2005.09.003)
- Mobley C. D. (Ed.) (1994) - *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press.

- Mobley C. D., Zhang H. & Voss K. J. (2003) - *Effects of Optically Shallow Bottoms on Upwelling Radiances: Bidirectional Reflectance Distribution Function Effects*. In: *Limnology and Oceanography*, 48: 337-345.
- Moore, K. (2000): - *Sediment impacts on submerged aquatic vegetation*.
- Morel A. (1987) - *Chlorophyll-specific scattering coefficient of phytoplankton - a simplified theoretical approach*. In: *Deep-Sea Research Part a-Oceanographic Research Papers*, 34: 1093-1105. (10.1016/0198-0149(87)90066-5)
- Morel A. & Prieur L. (1977) - *Analysis of variation in ocean colour*. In: *Limnology and Oceanography*, 22: 709.
- Morel A. & Bricaud A. (1986) - *Inherent optical properties of algal cells including picoplankton theoretical and experimental results*. In: *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 521-560.
- Morel A. & Gentili B. (1993) - *Diffuse-reflectance of oceanic waters 2. Bidirectional aspects*. In: *Applied Optics*, 32: 6864-6879.
- Morel A. & Belanger S. (2006) - *Improved detection of turbid waters from ocean color sensors information*. In: *Remote Sensing of Environment*, 102: 237-249. (10.1016/j.rse.2006.01.022)
- Moss B. (1990) - *Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant-communities are important components*. In: *Hydrobiologia*, 200: 367-377. (10.1007/bf02530354)
- Mumby P. J., Green E. P., Edwards A. J. & Clark C. D. (1997) - *Coral reef habitat-mapping: how much detail can remote sensing provide?* In: *Marine Biology*, 130: 193-202. (10.1007/s002270050238)
- Mumby P. J., Clark C. D., Green E. P. & Edwards A. J. (1998) - *Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs*. In: *International Journal of Remote Sensing*, 19: 203-210. (10.1080/014311698216521)
- Nicodemus F. E., Richmond J. C., Hsia J. J., Ginsberg I. W. & Limperis T. (1977) - *Geometrical considerations and nomenclature for reflectance*. In: *Geometrical considerations and nomenclature for reflectance*, 52 pp-52 pp.
- O'Neill J. D. & Costa M. (2013) - *Mapping eelgrass (Zostera marina) in the Gulf Islands National Park Reserve of Canada using high spatial resolution satellite and airborne imagery*. In: *Remote Sensing of Environment*, 133: 152-167. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.02.010>)

- O'Neill J. D., Costa M. & Sharma T. (2011) - *Remote Sensing of Shallow Coastal Benthic Substrates: In situ Spectra and Mapping of Eelgrass (Zostera marina) in the Gulf Islands National Park Reserve of Canada*. In: Remote Sensing, 3: 975-1005. (10.3390/rs3050975)
- Odermatt D., Giardino C. & Heege T. (2010) - *Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2-Regional in perialpine lakes*. In: Remote Sensing of Environment, 114: 607-617.
- Onaindia M., deBikuna B. G. & Benito I. (1996) - *Aquatic plants in relation to environmental factors in northern Spain*. In: Journal of Environmental Management, 47: 123-137. (10.1006/jema.1996.0041)
- Peltoniemi J. I., Kaasalainen S., Naranen J., Matikainen L. & Piironen J. (2005) - *Measurement of directional and spectral signatures of light reflectance by snow*. In: IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 43: 2294-2304. (10.1109/tgrs.2005.855131)
- Peñuelas J. (1984a) - *Pigments of aquatic mosses of the River Muga, NE Spain and their response to water pollution*. In: Lindbergia, 10: 127-132.
- Peñuelas J. (1984b) - *Pigment and morphological response to emersion and immersion of some aquatic and terrestrial mosses in NE Spain*. In: Journal of Bryology, 13: 115-128.
- Peñuelas J., Gamon J. A., Griffin K. L. & Field C. B. (1993) - *Assessing community type, plant biomass, pigment composition and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance*. In: Remote Sensing of Environment, 46: 110-118.
- Peñuelas J., Gamon J. A., Fredeen A. L., Merino J. & Field C. B. (1994) - *Reflectance indices associated with physiological changes in nitrogen- and water-limited sunflower leaves*. In: Remote Sensing of Environment, 48: 135-146.
- Petr T. (2000) - *Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review*. In: FAO Fisheries Technical Paper, 396. FAO, Rome
- Philpot W. D. (1989) - *Bathymetric mapping with passive multispectral imagery*. In: Applied Optics, 28: 1569-1578.
- Phinn S., Roelfsema C., Dekker A., Brando V. & Anstee J. (2008) - *Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia)*. In: Remote Sensing of Environment, 112: 3413-3425. (10.1016/j.rse.2007.09.017)
- Pieterse A. H. & Murphy K. J. (Ed.) (1990) - *Aquatic Weeds - The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford University Press.

- Pinnel N. (2007) - *A method for mapping submerged macrophytes in lakes using hyperspectral remote sensing*. In: Limnologische Station, WZW, Department für Ökologie Dissertation: 164.
- Quickenden T. I. & Irvin J. A. (1980) - *The ultraviolet absorption spectrum of liquid water*. In: Journal of Chemical Physics, 72: 4416-4428. (10.1063/1.439733)
- Rahel F. J. & Olden J. D. (2008) - *Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species*. In: Conservation Biology, 22: 521-533. (10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x)
- RapidEye (2011): - *Satellite Imagery Product Specifications*.
- RapidEye (2012) - *RapidEye satellite constellation - unrivaled earth observation capacity*. www.rapideye.com/upload/RE_Constellation.pdf (08.08.2013)
- Richardson L. L. (1996) - *Remote sensing of algal bloom dynamics*. In: Bioscience, 46: 492-501. (10.2307/1312927)
- Rößler S., Wolf P., Schneider T. & Melzer A. (2012) - *Identifizierung und Überwachung invasiver Wasserpflanzen mit RapidEye*. In: E. Borg, H. Daedelow & R. Johnson (Ed.) (2012) - RapidEye Science Archiven (RESA) - Vom Algorithmus zum Produkt. GITO Verlag
- Rößler S., Wolf P., Schneider T. & Melzer A. (2013) - *Multispectral Remote Sensing of invasive aquatic plants using RapidEye*. In: J. M. Krisp, L. Meng, R. Pail & U. Stilla (Ed.) (2013) - Earth Observation of Global Changes (EOGC). Springer Berlin Heidelberg
- Rothpletz A. (Ed.) (1917) - *Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft in München*. J.Lindauer'sche Universitätsbuchhandlung.
- Sandmeier S. & Deering D. W. (1999) - *Structure Analysis and Classification of Boreal Forests Using Airborne Hyperspectral BRDF Data from ASAS*. In: Remote Sensing of Environment, 69: 281-295. (10.1016/s0034-4257(99)00032-2)
- Sandmeier S., Muller C., Hosgood B. & Andreoli G. (1998) - *Sensitivity analysis and quality assessment of laboratory BRDF data*. In: Remote Sensing of Environment, 64: 176-191. (10.1016/s0034-4257(97)00178-8)
- Sandmeier S., Sandmeier W., Itten K. I., Schaepman M. E. & Kellenberger T. W. (1995) - *The Swiss field-goniometer system (FIGOS)*. In: 1995 International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS '95. Quantitative Remote Sensing for Science and Applications (Cat. No.95CH35770), 2078-80 vol.3. (10.1109/igarss.1995.524113)
- Sandmeier S. R. (2000) - *Acquisition of bidirectional reflectance factor data with field goniometers*. In: Remote Sensing of Environment, 73: 257-269. (10.1016/s0034-4257(00)00102-4)

- Sandmeier S. R. & Itten K. I. (1999) - *A field goniometer system (FIGOS) for acquisition of hyperspectral BRDF data*. In: *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37: 978-986. (10.1109/36.752216)
- Sandmeier S. R., Middleton E. M., Deering D. W. & Qin W. H. (1999) - *The potential of hyperspectral bidirectional reflectance distribution function data for grass canopy characterization*. In: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 104: 9547-9560. (10.1029/1999jd900094)
- Sathyendranath S. & Platt T. (1997) - *Analytic model of ocean color*. In: *Applied Optics*, 36: 2620-2629. (10.1364/ao.36.002620)
- Savitzky A. & Golay M. J. E. (1964) - *Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures*. In: *Analytical Chemistry*, 36: 1627-1639. (10.1021/ac60214a047)
- Sawaya K. E., Olmanson L. G., Heinert N. J., Brezonik P. L. & Bauer M. E. (2003) - *Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery*. In: *Remote Sensing of Environment*, 88: 144-156. (10.1016/j.rse.2003.04.0006)
- Schaaf C. B., Gao F., Strahler A. H., Lucht W., Li X. W., Tsang T., Strugnell N. C., Zhang X. Y., Jin Y. F., Muller J. P., Lewis P., Barnsley M., Hobson P., Disney M., Roberts G., Dunderdale M., Doll C., d'Entremont R. P., Hu B. X., Liang S. L., Privette J. L. & Roy D. (2002) - *First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS*. In: *Remote Sensing of Environment*, 83: 135-148. (Pii s0034-4257(02)00091-3)
- Schmieder K. (1997) - *Littoral zone - GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes*. In: *Aquatic Botany*, 58: 333-346.
- Schneider T., Gege P. & Mott C. (2004a) - *Directional measurements for reed differentiation*.
- Schneider T., Zimmermann S. & Manakos I. (2004b) - *Field goniometer system for accompanying directional measurements*.
- Schneider T., Dorigo W. A. & Schneider W. (2007) - *Exploiting canopy BRDF; Between theoretical concept and practical implications*. In: *DROSMON workshop, Vienna, Austria*,
- Schnitzer M. (1978) - *Humic substances: chemistry and reactions*. In: M. Schnitzer & S. U. Khan (Ed.) (1978) - *Soil organic matter*. Elsevier
- Schultz R. & Dibble E. (2012) - *Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits*. In: *Hydrobiologia*, 684: 1-14. (10.1007/s10750-011-0978-8)
- Schulze E.-D. & Caldwell M. M. (Ed.) (1995) - *Ecophysiology of Photosynthesis*. Springer Verlag.

- Silva T. S. F., Costa M. P. F., Melack J. M. & Novo E. (2008) - *Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications*. In: Environmental Monitoring and Assessment, 140: 131-145. (10.1007/s10661-007-9855-3)
- Smith R. C. & Baker K. S. (1981) - *Optical properties of the clearest natural waters (200-800nm)*. In: Applied optics, 20: 177-184.
- Snyder W. C. (1998) - *Reciprocity of the bidirectional reflectance distribution function (BRDF) in measurements and models of structured surfaces*. In: Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 36: 685-691. (10.1109/36.662750)
- Solheim I., Engelsen O., Hosgood B. & Andreoli G. (2000) - *Measurement and modeling of the spectral and directional reflection properties of lichen and moss canopies*. In: Remote Sensing of Environment, 72: 78-94. (10.1016/s0034-4257(99)00093-0)
- Stephens F. C., Louchard E. M., Reid R. P. & Maffione R. A. (2003) - *Effects of microalgal communities on reflectance spectra of carbonate sediments in subtidal optically shallow marine environments*. In: Limnology and Oceanography, 48: 535-546.
- Strub G., Beisl U., Schaepman M., Schlaepfer D., Dickerhof C. & Itten K. (2002) - *Evaluation of diurnal hyperspectral HDRF data acquired with the RSL field goniometer during the DAISEX'99 campaign*. In: Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 57: 184-193. (10.1016/s0924-2716(02)00122-3)
- Stumpf R. P., Holderied K. & Sinclair M. (2003) - *Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types*. In: Limnology and Oceanography, 48: 547-556.
- Suomalainen J., Hakala T., Peltoniemi J. & Puttonen E. (2009) - *Polarised Multiangular Reflectance Measurements Using the Finnish Geodetic Institute Field Goniospectrometer*. In: Sensors, 9: 3891-3907. (10.3390/s90503891)
- Thomaz S. M. & da Cunha E. R. (2010) - *The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity*. In: Acta Limnologica Brasiliensia, 22: 218-236. (10.4322/actalb.02202011)
- Tian Y. Q., Yu Q., Zimmerman M. J., Flint S. & Waldron M. C. (2010) - *Differentiating aquatic plant communities in a eutrophic river using hyperspectral and multispectral remote sensing*. In: Freshwater Biology, 55: 1658-1673. (10.1111/j.1365-2427.2010.02400.x)
- Tsai F. & Philpot W. (1998) - *Derivative analysis of hyperspectral data*. In: Remote Sensing of Environment, 66: 41-51.
- Vahtmae E. & Kutser T. (2007) - *Mapping Bottom Type and Water Depth in Shallow Coastal Waters with Satellite Remote Sensing*. In: Journal of Coastal Research, 185-189.

- Valta-Hulkkonen K., Pellikka P. & Peltoniemi J. (2004) - *Assessment of bidirectional effects over aquatic macrophyte vegetation in CIR aerial photographs*. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 70: 581-587.
- Valta-Hulkkonen K., Kanninen A., Iivonen R. & Leka J. (2005) - *Assessment of aerial photography as a method for monitoring aquatic vegetation in lakes of varying trophic status*. In: Boreal Environment Research, 10: 57-66.
- Valta-Hulkkonen K., Pellikka P., Tanskanen H., Ustinov A. & Sandman A. (2003) - *Digital false colour aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species*. In: Aquatic Botany, 75: 71-88. (10.1016/s0304-3770(02)00166-3)
- Vis C., Hudon C. & Carignan R. (2003) - *An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales*. In: Aquatic Botany, 77: 187-201. (10.1016/s0304-3770(03)00105-0)
- Wardley N. W. (1984) - *Vegetation index variability as a function of viewing geometry*. In: International Journal of Remote Sensing, 5: 861-870.
- Weaver M. J., Magnuson J. J. & Clayton M. K. (1997) - *Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes*. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54: 2277-2289. (10.1139/cjfas-54-10-2277)
- Wilcox D. A. & Meeker J. E. (1992) - *Implications for faunal habitat related to altered macrophyte structure in regulated lakes in northern Minnesota*. In: Wetlands, 12: 192-203.
- Williams D. J., Rybicki N. B., Lombana A. V., O'Brien T. M. & Gomez R. B. (2003) - *Preliminary investigation of submerged aquatic vegetation mapping using hyperspectral remote sensing*. In: Environmental Monitoring and Assessment, 81: 383-392. (10.1023/A:1021318217654)
- Wolter P. T., Johnston C. A. & Niemi G. J. (2005) - *Mapping submergent aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data*. In: International Journal of Remote Sensing, 26: 5255-5274.
- Yuan L. & Zhang L. Q. (2008) - *Mapping large-scale distribution of submerged aquatic vegetation coverage using remote sensing*. In: Ecological Informatics, 3: 245-251. (10.1016/j.ecoinf.2008.01.004)
- Zhang X. (1998) - *On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat thematic mapper (TM) imagery: a case study of the Honghu Lake, PR China*. In: International Journal of Remote Sensing, 19: 11-20. (10.1080/014311698216396)
- Zibordi G. (2007) - *Marine optics: field radiometry*. In: Faculty of Engineering Science and Mathematics, Doctoral Thesis: 251.

DANKSAGUNG

Mein Dank gilt dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, durch dessen Förderung des Projekts ZKL01Abt7_18457 diese Untersuchung erst ermöglicht wurde. Besonders hervorheben möchte ich hier Tanja Gschlößl. Liebe Tanja, vielen Dank für Deinen Einsatz und Dein Engagement. Auch der Firma RapidEye gilt mein Dank für die Bereitstellung der Satelliten-Daten für das Projekt mit der Nummer 455 („Nutzung von RapidEye-Daten zum multisaisonalen Monitoring des Ausbreitungsverhalten, zur Biomasseentwicklung und zur Unterscheidung invasiver Wasserpflanzen“).

Weiterhin danke ich zahlreichen Menschen, ohne deren Unterstützung die Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Hierzu gehören in erster Linie die Kollegen und Freunde an der Limnologischen Station in Iffeldorf. So danke ich meinem Doktorvater Arnulf Melzer für seine beispiellose Art, eine Arbeitsatmosphäre zu schaffen, die seinesgleichen sucht. Ich danke Uta Raeder für ihre Menschlichkeit, die vertrauensvollen Gespräche und die gemeinsame Betreuung studentischer Arbeiten. Ein herzlicher Dank gilt auch meinem Projektbetreuer Tomi Schneider, dessen unerschöpfliche Phantasie und Kreativität meine Arbeitsweise bereichert hat. Aus tiefster Freundschaft danke ich Sebastian Rößler. Die Zusammenarbeit mit ihm, die unzähligen Gespräche und Diskussionen und vor allem die gegenseitige Motivation in schwierigen Tagen empfinde ich als großes Geschenk. Außerdem danke ich Stefan Zimmermann für die technische Unterstützung und die Tauchausbildung, den Doktoranden Nicolas Eckert, Markus Hoffmann, Franziska Bauer, Tobias Klein und Irini Bassios für die durchgehend positive und motivierende Zusammenarbeit. Vielen Dank an Brigitte Beier, Christina Dieminger, Maria Klatt und Hans Hatzl und allen anderen Mitarbeitern, die meine Iffeldorfer Zeit unvergesslich werden ließen.

Vielen Dank auch an Peter Gege vom Deutschen Luft- und Raumfahrtzentrum in Oberpfaffenhofen, dessen Hilfe immer dann nötig und verfügbar war, sobald das Licht auf Tauchgang ging. Danke an Gerd Welzl vom Helmholtz Zentrum in München für seine Unterstützung bei multivariater Statistik mit vielen Variablen.

Mein tiefster Dank und Demut sind an meine Eltern, meine Familie, an die engsten Vertrauten und an Regina v. Preysing gerichtet. Herzlichen Dank für Eure Unterstützung, die Bereicherung und die Liebe in all den Jahren.

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die bei der promotionsführenden Einrichtung, dem Promotionsamt der TUM zur Promotionsprüfung vorgelegte Arbeit mit dem Titel:

In situ-Messungen als Basis für Wachstums-/Reflexionsmodelle submerser Makrophyten

im Forschungsdepartment Ökologie und Ökosystemmanagement - Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie unter der Anleitung und Betreuung durch Prof. Dr. Arnulf Melzer ohne sonstige Hilfe erstellt und bei der Abfassung nur die gemäß §6 Abs. 6 und 7 Satz 2 angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

- (X) Ich habe keine Organisation eingeschaltet, die gegen Entgelt Betreuerinnen und Betreuer für die Anfertigung von Dissertationen sucht, oder die mir obliegenden Pflichten hinsichtlich der Prüfungsleistungen für mich ganz oder teilweise erledigt.
- (X) Ich habe die Dissertation in dieser oder ähnlicher Form in keinem anderen Prüfungsverfahren als Prüfungsleistung vorgelegt.
- () Die vollständige Dissertation wurde in veröffentlicht. Die promotionsführende Einrichtung hat der Vorveröffentlichung zugestimmt.
- (X) Ich habe den angestrebten Doktorgrad **noch nicht** erworben und bin **nicht** in einem früheren Promotionsverfahren für den angestrebten Doktorgrad endgültig gescheitert.
- () Ich habe bereits am bei der Fakultät für der Hochschule unter Vorlage einer Dissertation mit dem Thema die Zulassung zur Promotion beantragt mit dem Ergebnis:

Die öffentlich zugängliche Promotionsordnung der TUM ist mir bekannt, insbesondere habe ich die Bedeutung von § 28 (Nichtigkeit der Promotion) und § 29 (Entzug des Doktorgrades) zur Kenntnis genommen. Ich bin mir der Konsequenzen einer falschen Eidesstattlichen Erklärung bewusst.

Mit der Aufnahme meiner personenbezogenen Daten in die Alumni-Datei bei der TUM bin ich

- (X) einverstanden
 () nicht einverstanden

München, den 23.01.2014

.....
Unterschrift

ANHANG

- **Lebenslauf**
- **Sonstige Qualifikationen und Weiterbildungen**
- **Veröffentlichungen**
- **Tagungsbeiträge zu Vorträgen bzw. Postern**
- **Sonstige Vorträge und Poster**
- **Abdruckgenehmigungen**

Lebenslauf

Persönliche Angaben

Name	Patrick Karl-Heinz Wolf
Geburtsdatum	17. Mai 1983
Geburtsort	Gräfelfing
Adresse	Am Hag 16, 83703 Gmund am Tegernsee
E-Mail	wolfpatrick@hotmail.com

Ausbildung

2010 – 2013	Wissenschaftlicher Angestellter an der Limnologischen Station Iffeldorf der Technischen Universität München. Forschungsschwerpunkt: Fernerkundung von submersen Makrophyten.
2004 – 2010	Studium der Geographie an der Universität Augsburg. Hauptfach: Physische Geographie, Nebenfächer: Photogrammetrie & Fernerkundung und Kartographie (beides an der Technischen Universität München). Abschluss: Diplom. Titel der Diplomarbeit: Geophysikalische Untersuchung (GPR) zur Rekonstruktion der sedimentologischen Talgeschichte des Längentals (Stubaier Alpen).
2003 – 2004	Zivildienst am Alten- und Service-Zentrum Schwabing-West.
1993 – 2003	Gisela-Gymnasium München. Abschluss: Abitur
1989 – 1993	Haimhauserschule München. Abschluss: Grundschulabschluss

Sonstige Qualifikationen und Weiterbildungen

Geprüfter Forschungstaucher, ausgebildet an der Limnologischen Station Iffeldorf der Technischen Universität München, 2010.

Problems in Ecological Modeling and Statistics unter der Leitung von Prof. David E. Cowley (New Mexico State University, USA), 04.-15. Juni 2012, Graduate School der Technischen Universität München

Responsible Future Life and Career Plans unter der Leitung von Ursula Wendeberg, 27.-29. Juni 2012, Graduate School der Technischen Universität München

Wissenschaftliche Artikel schreiben unter der Leitung von Elisabeth Grenzebach (Agentur Wortwirtschaft), 15.-16. November 2012, Graduate School der Technischen Universität München

MATLAB Grundlagen – Softwareschulung unter der Leitung von Dipl.-Ing. Markus Hornauer (Lehrstuhl für Flugsystemdynamik, Technische Universität München), 04. Dezember 2012, Graduate School der Technischen Universität München

Ladungssicherung auf Kleinfahrzeugen und Pkw im Sinne § 22 StVO i.V.m. VDI 2700 ff unter der Leitung von Dipl.-Pol. Ottmar Polzer (DEKRA), 28. Februar 2013, Limnologische Station Iffeldorf der Technischen Universität München

Gestaltung und Präsentation wissenschaftlicher Poster – Ein Workshop unter der Leitung von Dr. Daniela Röder (Graduate School, Technische Universität München), 12. Juni 2013, Graduate School der Technischen Universität München

Veröffentlichungen

Wolf, P., Röbner, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Evaluation of the anisotropy factors on aquatic test sites caused by RapidEye off-nadir data acquisition with the Mobile Goniometric System (MGS). In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 221-237.

Wolf, P., Röbner, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Collecting *in situ*-remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring. European Journal of Remote Sensing. Volume: 46 Year: 2013 Pages: 401 - 416 DOI: 10.5721/EuJRS20134623. Published online: 20/04/2013

Röbner, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Die Option eines Multisaisonalen Monitorings invasiver Wasserpflanzen mit RapidEye. In: Borg, E., Daedelow, H. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) - Erste Ergebnisse. 3. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 28-42.

Röbner, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Litoral bottom mapping in lakes using multitemporal RapidEye-data. In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 107-127.

Röbner, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Multispectral remote sensing of invasive aquatic plants using RapidEye. In: Krisp, J.M., Meng, L., Pail, R., Stilla, U. (Hrsg.): Earth Observation of Global Changes (EOGC). Springer Verlag, Berlin, S. 109-123.

Röbner, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Water constituent retrieval and littoral bottom mapping using hyperspectral APEX imagery and submersed artificial surfaces. EARSeL eProceedings 12, 1/2013.

Tagungsbeiträge zu Vorträgen bzw. Postern

Schneider, T., Röbller, S., Wolf, P., Melzer, A., Gege, P. und Pinnel, N. (2010): *Water column characterization on base of HyMap airborne and RAMSES underwater spectroradiometer data of an artificial surface in Lake Starnberg.* ISPRS 1910-2010 Centenary Celebration Vienna, 1.-7. Juli 2010, Wien, Österreich.

Röbller, S., Wolf, P., Schneider, T., Zimmermann, S., Raeder, U. & Melzer, A. (2011): Fernerkundung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen - Jahrestagung 2010, Bayreuth 27.09.-01.10.2010. Ed.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.: 422-427.

Wolf, P., Röbller, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Assessing the pigment composition of submerse macrophytes by remote sensing reflectance. 7th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy Workshop, Edinburg (Schottland), 11.-13. April 2011.

Röbller, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Hyperspectral remote sensing of invasive aquatic plants. 7th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy Workshop, Edinburg (Schottland), 11.-13. April 2011.

Röbller, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Multispektrale Fernerkundung invasiver Makrophyten - Jahrestagung 2011, Freising-Weihenstephan 12.09.-16.09.2011. Ed.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.: (in print)

Wolf, P., Röbller, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Abschätzen der Pigment-Zusammensetzung von submersen Makrophyten durch UW-Spektroskopie - Jahrestagung 2011, Freising-Weihenstephan 12.09.-16.09.2011. Ed.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.: (in print)

Wolf, P., Röbller, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Remote sensing reflectance of submerse macrophytes – searching for true spectra. 5th EARSeL Workshop on Remote Sensing of the Coastal Zone, Prag (Tschechien), 1.-3. Juni 2011.

Röbller, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2011): Monitoring of invasive aquatic plants by multispectral remote sensing. 5th EARSeL Workshop on Remote Sensing of the Coastal Zone, Prag (Tschechien), 1.-3. Juni 2011.

Wolf, P., Röbller, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2012): Using multispectral Sentinel-2 data to monitor submerse macrophytes. First Sentinel-2 Preparatory Symposium, Frascat (Italien), 23.-27. April 2012, ESA SP-707, July 2012.

Rößler, S., Wolf, P., Schneider, T. & Melzer, A. (2012): Monitoring of invasive aquatic plants using multitemporal RapidEye-data. 1st EARSeL Workshop on Temporal Analysis of Satellite Images, Mykonos (Griechenland), 23.-25. Mai 2012.

Wolf, P., Rößler, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): Spectral library of submersed macrophytes – how distinct is their reflectance? 8th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy Workshop, Nantes (Frankreich), 8.-10. April 2013. (in print)

Wolf, P., Rößler, S., Schneider, T. & Melzer, A. (2013): The need of a phenological spectral library of submersed macrophytes for lake monitoring. ESA Living Planet Symposium, Edinburgh (Schottland), 9.-13. September 2013. (in print)

Sonstige Vorträge und Poster

Rößler, S., Wolf, P., Schneider, T., Melzer, A. (2010): Monitoring aquatischer Klima-Indikatoren mit Methoden der Fernerkundung. Neujahrsempfang Freising-Weihenstephan.

Wolf. P (2011): Untersuchung der Reflektionseigenschaften submerser Makrophyten. Geographiekolloquium am Lehrstuhl für Geographie der Universität Erlangen.

Wolf. P (2011): Monitoring of submerse macrophytes by methods of remote sensing. TUM Summerschool.

Wolf. P (2013): Wer Fernerkundung will, muss Naherkundung machen. Vorstellung des Projektes am Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit.

Wolf P. (2013): Beobachtung submerser Makrophyten – sieht der Satellit auch unter Wasser? Kongress Klimaforschung Bayern des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit.

Abdruckgenehmigungen

Auszug der Internet-Seite des European Journal of Remote Sensing:

<http://ojs.agr.unifi.it/index.php/EuJRS/about/submissions#privacyStatement> (Letzter Aufruf: 23.01.14)

“Copyright Notice

Authors who publish with this journal agree to the following terms: Authors retain copyright and grant the journal right of first publication with the work simultaneously licensed under a Creative Commons Attribution License that allows others to share the work with an acknowledgement of the work's authorship and initial publication in the European Journal of Remote Sensing.

Authors are free to distribute the journal's published version of their work (e.g., posting it to an institutional repository or through social networks such as ResearchGate or LinkedIn). But we encourage to post the link to the paper instead of posting the PDF file.”

Schriftliche Anfrage beim European Journal of Remote Sensing:

Wolf, Patrick

Von: Wolf, Patrick
Gesendet: Montag, 1. Juli 2013 15:47
An: davide.travaglini@unifi.it
Betreff: publication in EuJRS

Dear Davide Travaglini,

the European Journal of Remote Sensing recently accepted my manuscript for publication.

Wolf et al. (2013): Collecting in situ remote sensing reflectances of submerged macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring. Volume 46.
Pages 401-416. DOI: 10.5721/EuJRS20134623.

As this work is part of my cumulative dissertation, I would like to integrate the publication as a chapter within my dissertation. As far as I understood the Copyright Notice on the web page of the Journal, I am allowed to do so, as long as I mention the initial publication in the European Journal of Remote Sensing.

Am I right or do I have to apply a particular permission?

Best regards
Patrick Wolf

Patrick Wolf - PhD student -

Chair on aquatic biological systems
Technical University Munich
Wissenschaftszentrum Weihenstephan

Limnological Institute Iffeldorf
Hofmark 1 – 3, D-82393 Iffeldorf

Phone: +49 (0) 8856 / 810-50 Fax: +49 (0) 8856 / 810-40
Homepage: <http://fisch.wzw.tum.de>

Schriftliche Antwort des European Journal of Remote Sensing:

Wolf, Patrick

Von: Davide Travaqlini <davide.travaqlini@unifi.it>
Gesendet: Dienstag, 2. Juli 2013 12:23
An: Wolf, Patrick
Betreff: R: publication in EuJRS

Dear Patrick,
you are right, you can integrate the publication as chapter within your dissertation. Please just add a citation the publication in the EuJRS.

Best regards,
Davide Travaqlini

Dipartimento GESAAF
Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali
Sezione Foreste Ambiente Legno Paesaggio
Università degli Studi di Firenze
Via San Bonaventura, 13
50145 Firenze, Italy
Tel. +39 055 3288618
Fax +39 055 319179
E-mail davide.travaqlini@unifi.it
Web
[gesaaf](#)
[pagina personale](#)
[geoLAB](#)
[forestlab.net](#)

GITO Verlag
Detmolder Str. 62
10715 Berlin

Abdruckgenehmigung

Geplante Publikation:

Wolf, Patrick: In situ measurements as a basis for reflection-/growth-models of submerse macrophytes. Selbstverlag. Herausgeber: Universitätsbibliothek der Technischen Universität München

Rößler, Sebastian: Methods for multitemporal mapping of submerged aquatic macrophytes using multi- and hyperspectral remote sensing. Selbstverlag. Herausgeber: Universitätsbibliothek der Technischen Universität München

Quellen:

Rößler, S., Wolf, P., Schneider, T. & A. Melzer (2013): Litoral bottom mapping in lakes using multitemporal RapidEye data. In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 107-127.

Wolf, P., Rößler, S., Schneider, T. & A. Melzer (2013): Evaluation of the anisotropy factors on aquatic test sites caused by RapidEye off-nadir data acquisition with the Mobile Goniometric System (MGS). In: Borg, E., Daedelow, H., Johnson, R. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) – From the Basics to the Service. 5. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 221-237.

Rößler, S., Wolf, P., Schneider, T. & A. Melzer (2011): Die Option eines Multisaisonalen Monitorings invasiver Wasserpflanzen mit RapidEye. In: Borg, E., Daedelow, H. (Hrsg.): RapidEye Science Archive (RESA) - Erste Ergebnisse. 3. RESA Workshop. GITO Verlag, Berlin, S. 28-42.

Es wird um Genehmigung zur Verwendung der o.g. Abbildung(en) für die Print-und Online Version der o.g. Dissertationen der **Technischen Universität München** gebeten.

Die Abdruckgenehmigung umfasst ein einfaches, räumlich und zeitlich unbeschränktes Recht der Speicherung, Vervielfältigung, Verbreitung, Weitergabe sowie öffentliche Wiedergabe und Zugänglichmachung der o.g. Abbildung(en) für die **Technische Universität München**. Dieses ist jedoch beschränkt auf die Nutzung in den o.g. Dissertationen in gedruckter oder elektronischer Form (z.B. online, innerhalb von Online-Paketen mit anderen Zeitschriften und Büchern, offline, mobil). Selbstverständlich ist ein korrekter Quellenhinweis gewährleistet.

Beantragt von:

Patrick Wolf - Doktorand -
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie
Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Weißenstephan
Limnologische Station Iffeldorf
Hofmark 1 -3, 82393 Iffeldorf

Ort, Datum Unterschrift

Iffeldorf, 29.07.2013 Patrick Wolf

Genehmigt von:

Ort, Datum Unterschrift

Berlin, 16.07.13 ell. Braun

 GITO mbH Verlag
Detmolder Straße 62
10715 Berlin
Tel.: 030 / 41 93 83 64
Fax: 030 / 41 93 83 67
service@gito.de
www.gito.de