

Master Thesis

im Rahmen des
Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“
(UNIGIS MSc) am Zentrum für GeoInformatik (Z_GIS)
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

Eignung der satellitengestützten Fernerkundung für das biologische Monitoring nach EU- Wasserrahmenrichtlinie

vorgelegt von

Dr. Jens Pätzolt (Dipl.-Biol.)
U1231, UNIGIS MSc Jahrgang 2005

Zur Erlangung des Grades
„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) –
MSc(GIS)“

Gutachter:

1. Ao. Univ. Prof. Dr. Josef Strobl
2. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Ing. habil Hermann Kaufmann

Potsdam, 31.01.2008

Erklärung der eigenständigen Abfassung der Arbeit

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer als der angeführten Quellen angefertigt zu haben, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden sind entsprechend gekennzeichnet.

Potsdam, den 31. Januar 2008

Danksagung

Mein Dank gilt Herrn Prof. Kaufmann für die Unterstützung bei der Themenwahl und die mir ermöglichte Nutzung der Ressourcen des Geoforschungszentrums Potsdams. Dank auch an die Mitarbeiter des GFZ für die herzliche Aufnahme und die Unterstützung. Besonderer Dank gilt Dr. Birgit Heim und Sandra Reigber, die sich sehr viel Zeit nahmen mir das ABC der Fernerkundung zu erläuterten, mir ihre Daten uneingeschränkt zur Verfügung stellten und viele spannende Diskussionen mit mir führten. Danke Dir Birgit, für die tolle Betreuung!

Dank auch dem UNIGIS-Team für die stetige und unkomplizierte Unterstützung, auch in schwierigen Zeiten! Nicht zuletzt möchte ich meiner Frau und meiner Tochter danken, die mich schon fast an den PC verloren glaubten.

Inhalt

| | |
|--|----|
| Abbildungsverzeichnis | 6 |
| Tabellenverzeichnis | 8 |
| Abkürzungsverzeichnis | 9 |
| Zusammenfassung | 10 |
| abstract..... | 11 |
| 1 Einleitung | 12 |
| 2 Ziel der Arbeit und Umsetzung | 12 |
| 3 Grundlagen | 14 |
| 3.1 Räumliche Verteilung und Größe der Seen im Bundesland Brandenburg..... | 14 |
| 3.2 Biologische und limnochemische Verfahren zur Gewässerbewertung nach EU-WRRL | 16 |
| 3.2.1 Basis der biologischen und limnochemischen Gewässerbewertung..... | 16 |
| 3.2.2 Der LAWA-Trophie-Index..... | 16 |
| 3.2.3 Die Bewertung von Seen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie..... | 17 |
| 3.2.3.1 Prinzip der Bewertung und Seentypen nach EU-WRRL..... | 17 |
| 3.2.3.2 Bewertung mit Makrophyten | 18 |
| 3.2.3.3 Bewertung mit Phytoplankton | 20 |
| 3.3 Optische Eigenschaften der Gewässer..... | 22 |
| 3.3.1 Inhärente optische Eigenschaften..... | 22 |
| 3.3.2 Apparente optische Eigenschaften | 23 |
| 3.4 Übersicht der Fernerkundungsmethoden zur Ermittlung von Gewässergüteparametern..... | 25 |
| 4 Datenanalyse und Methodik..... | 27 |
| 4.1 Verwendete Daten..... | 27 |
| 4.1.1 Hydrochemische und biologische Daten | 27 |
| 4.1.2 Spektrale Datensätze | 27 |
| 4.2 Auswertung der limnochemischen Daten..... | 28 |
| 4.3 Biooptische Modellierung | 28 |
| 4.3.1 Basismodell | 29 |
| 4.3.2 Berechnung der Proportionalitätsfaktoren der Rückstreuung des Phytoplanktons..... | 30 |
| 4.3.3 Auswahl geeigneter Absorptionsspektren | 31 |
| 4.3.4 Kalibrierung | 32 |
| 4.4 Prüfung ausgewählter Sensoren auf Eignung für die limnologische Fernerkundung | 33 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.4.1 | Spektrale Auflösung von Sensoren..... | 33 |
| 4.4.2 | Räumliche Auflösung..... | 34 |
| 5 | Ergebnisse..... | 36 |
| 5.1 | Limnochemie Brandenburgischer Seen..... | 36 |
| 5.1.1 | Repräsentative limnochemische Gewässergüteparameter..... | 36 |
| 5.1.2 | Limnochemische Seentypen..... | 40 |
| 5.2 | Modellaufbau..... | 42 |
| 5.2.1 | Berechnung des Proportionalitätsfaktors der Rückstreuung..... | 42 |
| 5.2.2 | Auswahl geeigneter Brandenburger Absorptionsspektren..... | 44 |
| 5.2.3 | Abschließende Kalibrierung..... | 47 |
| 5.3 | Spektrale Auflösung der Sensoren..... | 48 |
| 5.3.1 | Chl-Konzentrationen kleiner 6 µg/l..... | 48 |
| 5.3.2 | Chl-Konzentrationen zwischen 6 und 50 µg/l..... | 49 |
| 5.3.3 | Chl-Konzentrationen größer 50 µg/l..... | 50 |
| 5.4 | Räumlich Auflösung der Sensoren..... | 52 |
| 5.5 | Ableitung eines trophiebasierten Übersichtsverfahrens zur Ermittlung der Gewässergüte in Seen..... | 55 |
| 5.5.1 | Zusammenhang zwischen Chl und den Indices verschiedener limnologischer Bewertungsverfahren..... | 55 |
| 5.5.2 | Fehlerbetrachtung..... | 57 |
| 5.5.3 | Gewässerbewertung nach LAWA und WRRL auf Basis von Satellitendaten..... | 58 |
| 6 | Diskussion und Schlussfolgerungen..... | 59 |
| 6.1 | Biooptische Seentypen und Typisierung der Seen nach WRRL..... | 59 |
| 6.2 | Das aufgestellte biooptische Modell..... | 60 |
| 6.2.1 | Absorption des Phytoplanktons..... | 60 |
| 6.2.2 | Rückstreuung..... | 60 |
| 6.3 | Sind Satellitendaten für das limnologische Monitoring geeignet?..... | 62 |
| 6.3.1 | Welche Rolle spielen die Fehler der sensorischen Chl-Bestimmung?..... | 62 |
| 6.3.2 | Geeignete und weniger geeignete Satelliten..... | 63 |
| 6.3.3 | Bedeutung der atmosphärischen Korrektur..... | 66 |
| 6.3.4 | Von punktförmigen zu flächigen Informationen..... | 66 |
| 6.3.5 | Monitoringfrequenz..... | 67 |
| 6.3.6 | Ist das limnologische Monitoring nur mit Fernerkundungsdaten umsetzbar?..... | 69 |
| 7 | Literaturverzeichnis..... | 70 |
| 8 | Anhang..... | 73 |

| | |
|-----|--|
| 8.1 | Spezifische Absorptionsspektren und Proportionalitätsfaktoren (Brandenburg) 73 |
| 8.2 | Auszählungsergebnisse Phytoplankton (Quelle: Reigber (2008))78 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--------------|---|
| Abb. 3-1: | Blattschnitte der Bundesländer Brandenburg und Berlin (1:10.000) und Anzahl der je Blattschnitt vorkommenden natürlichen Seen und anderen Standgewässer (>1 ha) – Datengrundlage Atkis (2003) – Daten LUA Brandenburg.14 |
| Abb. 3-2: | Anzahl der Seen verschiedener Größenklassen in Brandenburg und Berlin.15 |
| Abb. 3-3: | Für das Bundesland Brandenburg relevante Seentypen nach EU-WRRL (Mathes, Plambeck et al. 2005).....18 |
| Abb. 3-4: | Streudiagramme und Regressionen des Makrophyten-Index Brandenburg – MIB (Pätzolt 2007) und der ihn beeinflussenden abiotischen Parameter.19 |
| Abb. 3-5: | Darstellung der Gesamtbewertung für Tieflandseen (Seetyp 10.2 ist nicht dargestellt) nach zwei verschiedenen Ständen des Bewertungsverfahrens Phytoplankton (Bestimmtheitsmaß im grauen Kasten für den Stand Juli 2007=neuer Stand) gegen den LAWA-Index je See (aus Nixdorf, Mischke et al. 2007).21 |
| Abb. 4-1: | Absorptionsspektren vom Bodensee (Gege 2005) und Brandenburger Mittel (Reigber 2008).31 |
| Abb. 4-2: | Verwendete Kriterien (Bsp.) für die biooptische Charakteristik der Absorptionsspektren (R=Ratiopunkt).....32 |
| Abb. 4-3: | Prozessierung der Atkis-Daten Seen für die Berechnung des Mischpixelanteils.35 |
| Abb. 5-1: | Histogramme ausgewählter limnologischer Parameter (Daten v. LUA Brandenburg)37 |
| Abb. 5-2: | Streudiagramme ausgesuchter chemischer Parameter Brandenburger Seen (Sommermittel - März bis Oktober).....38 |
| Abb. 5-3: | Verteilung monatlicher Mittel limnologischer Parameter im Verhältnis zum jeweiligen Jahresmittel (rote Linie entspr. Verhältnis von 1)39 |
| Abb. 5-4 a): | Höhe des Proportionalitätsfaktors der Rückstreuung (bp_{chl}) normalisiert auf die Chl-Konzentration (C_{chl}) – Faktor berechnet als Gesamtmittel für die jeweilige Chl-Konz. im Bereich 678 bis 705 nm. b) bp_{chl} für Chl-Konz. kleiner und c) größer als 60 µg/l. Zum besseren Vergleich wurde die spezifische Rückstreuung nach Dekker, et al. (2002) angegeben.42 |
| Abb. 5-5: | Streudiagramme der Ratio (705/678) und der Fläche um die Basislinie (678-705) von modellierten und gemessenen Spektren (a und b mit WASI; c und d |

| | |
|---|----|
| Modellansatz nach Kap. 4.2.2, Streuung nach Dekker, Vos et. al (2002); e und f nach Modellansatz nach Kap. 4.2.2, Streuung nach Kap. 4.2.2)..... | 43 |
| Abb. 5-6: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse von Algenabundanzen und Chl-Konzentration. | 46 |
| Abb. 5-7: Repräsentative Brandenburger Absorptionsspektren für Phytoplankton (Mittelwerte nach Gruppierung aus Abb. 3-1)..... | 47 |
| Abb. 5-8: Vergleich zwischen Ratio und Fläche und des verwendeten Modells (Ansatz nach Kap. 4.2.2)..... | 47 |
| Abb. 5-9: Zusammenhang zwischen Rasterzellzahl je See und der Seegröße bei unterschiedlichen Rasterzellgrößen (Basis: Atkisdaten 2003)..... | 52 |
| Abb. 5-10: Beispielhafte Abdeckung einer Seefläche (ca. 1 ha) und der mit -20 m gepufferten Seefläche mit Rasterzellen verschiedener räumlicher Auflösung (mit Angabe der Rasterzellenzahl je Seefläche und je gepufferter Seefläche). | 52 |
| Abb. 5-11: Zusammenhang zwischen der Ratio aus Fläche und Umfang und dem Mischpixelanteil aus der Rasterung des inneren Bereiches Brandenburger Seen (s. 4.3.2)..... | 54 |
| Abb. 5-12: Streudiagramm zwischen Chl und dem Phytoplankton-Index (PSI) zur Bewertung von Seen verschiedener Typen nach WRRL (Daten LUA Brandenburg). | 56 |
| Abb. 5-13: Streudiagramme für alle Seentypen nach WRRL zusammengefasst, a) zwischen Chl und dem Makrophytenindex, und b) zwischen Chl und dem Phytoplankton-Index. | 56 |
| Abb. 6-1: Spannweite der mittleren relativen Fehler (rot) um die aus den Satellitendaten abgeleiteten Indices (blaues Symbol) und Überschneidungsbereiche (gestrichelte Linien) - Datenbasis s. Tab. 5-11. | 62 |
| Abb. 6-2: Vergleich zwischen dem Gesamtspektrum und den Bandmitteln der Sensoren (sowohl Gesamtspektrum als auch Bandmittel basieren auf den Modellergebnissen für a) Seen < 6 mg/l Chl, b) Seen mit 6-50 µg/l Chl und c) >50 µg/l Chl). | 65 |
| Abb. 6-3: Die Anzahl der Sonnentage in Berlin-Dahlem in den jeweiligen drei Sommermonaten Juni, Juli, August der 28 Jahre 1962 bis 1989 (aus: Schlaak 25.12.2007)..... | 69 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tab. 3-1: Zusammenhang zwischen LAWA-Trophie-Index, Trophie und Chl-Gehalt (Quelle: LAWA 1998). | 17 |
| Tab. 3-2: Überblick über die Algorithmen zur Chl-Bestimmung, relevante Wellenlängen und verwendete Sensoren. | 25 |
| Tab. 3-3: Übersicht der potenziell für die limnologische Fernerkundung relevanten Sensoren. | 26 |
| Tab. 5-1: Limnochemische Gruppen Brandenburger Seen (ST [m], Chl [$\mu\text{g/l}$], DOC & SPM [mg/l])..... | 40 |
| Tab. 5-2: Korrelation von Abundanzen der Phytoplanktongruppen und spektralen Eigenschaften der Absorptionskurven zu den mittels PCA extrahierten Achsen (Daten: Anhang 8.2)..... | 45 |
| Tab. 5-3: Aktuell verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (<6 $\mu\text{g/l}$)..... | 48 |
| Tab. 5-4: Zukünftig verfügbare Sensoren und Forschungssensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (<6 $\mu\text{g/l}$)..... | 49 |
| Tab. 5-5: Aktuell verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>6-50 $\mu\text{g/l}$).. | 49 |
| Tab. 5-6: Zukünftig (ab 2009) verfügbare Sensoren (einschl. Forschungssensoren) und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>6-50 $\mu\text{g/l}$ und RMS-Fehler <3 $\mu\text{g/l}$)..... | 50 |
| Tab. 5-7: Aktuell (bis einschl. 2009) verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>50 $\mu\text{g/l}$)..... | 51 |
| Tab. 5-8: Zukünftig (ab 2009) verfügbare Sensoren (einschl. Forschungssensoren) und ihre Eignung zur Chl-Detektion (> 50 $\mu\text{g/l}$)..... | 51 |
| Tab. 5-9: Auflösungsabhängige Anzahl der bei verschiedenen max. Mischpixelanteilen sicher erfassbaren Seen (Gesamtzahl Seen >1 ha = 3168). | 53 |
| Tab. 5-10: Fehlerbetrachtung (hellgrau unterlegt: für Forschungs- und zukünftig einsatzbereite Satelliten, dunkelgrau unterlegt: für aktuell vorhandene Satelliten nach Kap. 5.3). | 57 |
| Tab. 5-11: Zuordnung der Indices LAWA-Trophie-Index (LAWA 1998), MIB (Pätzolt 2007) und PSI (Nixdorf, Mischke et al. 2007) zur Chl-Konz. und Angabe der max. Abweichungen (nach 5.5.2)..... | 58 |
| Tab. 6-1: Wolkenfreie und bewölkte Tage im Bundesland Brandenburg (aus Gerstengarbe, Badeck et al. 2003)..... | 68 |

Abkürzungsverzeichnis

| | | | |
|--------|--|----------------|---|
| 0+, 0- | über, unter Wasser | N | Anzahl |
| a | Absorption | NIR | Nahes Infrarot |
| a* | spezifische Absorption | nm | Nanometer |
| ASD | Analytical Spectral Devices | PSI | Phytoseeindex |
| b* | spezifische Rückstreuung | R | Reflektanz |
| bb | Rückstreuung | R ² | Regressionskoeffizient |
| bp | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | RRS | remote sensing reflectance |
| C | Konzentration | RS | Oberflächenreflektanz |
| Ca | Calcium | RSME | root mean square error |
| Chl | Chlorophyll a | SPM | suspended partikulate matter |
| DOC | dissolved organic carbon | ST | Sichttiefe |
| down | abwärts gerichtet | Std. Dev. | Standardabweichung |
| E | Bestrahlungsstärke | sun_w | Sonnenwinkel unter der Wasseroberfläche |
| f | Proportionalitätsfaktor | TP | total phosphorus |
| ha | Hektar | UMG | Untere Makrophytengrenze |
| L | Strahldichte | up | aufwärts gerichtet |
| LAWA | Länderarbeitsgemeinschaft Wasser | UV 254 | Absorption bei 254 nm |
| ln | natürlicher Logarithmus | VQ | Volumenquotient |
| LUA | Landesumweltamt Brandenburg | W | Wasser |
| MIB | Makrophytenindex Brandenburg | WASI | Water Colour Simulator |
| MS | Microsoft | WRRL | Wasserrahmenrichtlinie |
| MW | Mittelwert | Y | Huminstoffe (yellow substance) |

Zusammenfassung

Im Bundesland Brandenburg existieren 3168 Seen >1 ha, deren Nährstoffhaushalt von oligo- bis hypertroph reicht. Schwankungen im Jahresverlauf weisen insbesondere die limnochemischen Parameter Chlorophyll a und Sichttiefe auf. Die Seen lassen sich hinsichtlich ihrer limnochemischen Eigenschaften in 8 Seetypen differenzieren, von denen 3 Typen mit Chl-Gehalten <6, 6-50 und >50 µg/l für die biooptische Modellierung verwendet wurden. Die biologischen Bewertungsverfahren der Wasserrahmenrichtlinie für Makrophyten und Phytoplankton weisen eine enge Kopplung zur Chl-Konzentration der Seen auf, womit der Zustand nach WRRL indirekt über die Chl-Konzentration erfassbar ist. Eine Matrix zur Bewertung der Seen nach LAWA-Trophie-Index und nach WRRL wurde aufgestellt und die auftretenden Fehler ausgewiesen.

8 ausgewählte Satelliten wurden hinsichtlich ihrer spektralen und räumlichen Auflösung auf Eignung für das Seemonitoring nach WRRL getestet. Eingangsdaten des Tests der spektralen Eignung waren 189 In Situ-Daten Brandenburger Seen, die mit einem speziell parametrisierten biooptischen Modell in Oberflächenreflektanzen und diese mit sensorspezifischen Funktionen in multi- und hyperspektral aggregierte Satellitenbänder umgerechnet wurden. Aus diesen synthetischen Daten wurde die Ableitungsmöglichkeit des Chl mittels Regressionen getestet, wonach alle Sensoren eine hohe Auflösung des Chl-Signals bei geringen RMS-Fehlern ermöglichen. Besonders geeignet aufgrund ihrer Bänder im NIR-Bereich sind die Satelliten RapidEye, ChrisProba2, EnMap. Hierbei wurde noch nicht die radiometrische Funktionalität der Satelliten und der durch die Atmosphärenkorrektur hinzukommende Fehler berücksichtigt.

Die räumliche Auflösung der Sensoren wurde durch Rasterung der ATKIS-Daten mit unterschiedlichen Rasterzellgrößen untersucht. Wichtiges Kriterium war der Anteil der über die Seefläche (incl. eines 20m-Flachwasserbereiches) hinausgehenden Rasterzellen, der 10% nicht überschreiten durfte. Danach eignen sich für das Monitoring nach WRRL Sensoren mit räumlicher Auflösung ab 30x30m. Bei Einbeziehung kleinerer Gewässer in das Satellitenmonitoring ist die Verwendung von 5x5m empfehlenswert.

Vor dem Hintergrund der räumlichen und spektralen Auflösung eignet sich insbesondere RapidEye sowohl für ein satellitengestütztes Übersichtsmonitoring im Sinne der WRRL als auch für kleinere Gewässer.

abstract

In the federal state of Brandenburg exists 3168 lakes with an area larger than 1 ha. Their nutrient contents vary from oligotrophic to hypertrophic. Especially the limnochemical parameters chlorophyll and water transparency show fluctuations in the course of one year. According to their limnochemical conditions the lakes were classified into 8 groups. Three of them were distinguished by their mean chlorophyll concentration of <6, 6-50 and > 50 µg/l and were used for the biooptical modelling. The mean chlorophyll concentrations are linked by linear regression to the biological indices (macrophytes and phytoplankton) of the evaluation methods of the waterframework directive. Therefore the monitoring of the ecological status after WFD by the chlorophyll concentration is possible. A matrix for evaluation of the chlorophyll content according to WFD and according to the LAWA-trophical index was created.

The spatial and spectral resolution of 8 satellites were tested for suitability for the WFD-monitoring. In situ data from 189 lakes were used to calculate surface reflectances by using special spectral modellsetup and parametrisation. Multi- and hyperspectral bands of satellites were created by the use of sensorspecific functions from these modelled surface reflectances. The derivation of chlorophyll from the bandratios of the satellites were tested by linear and nonlinear regressions. Accordingly all sensors showed a close coherence between chlorophyll and different bandratios with low root-mean-square-errors. The satellites RapidEye, Crisporba2 and EnMap are particularly suitable because of their bands in the NIR-range and the least reflectances of other wavelengths. However, only the spectral resolution of the sensors was considered but not their radiometry resolution and the error caused by the atmospheric correction of the synthetic data.

The spatial resolution of the sensors was investigated by rasterising the feature data sets of the lakes by the use of different raster cell sizes. A shallow water zone (-20 meters) was excluded from all lakes before processing. If the fraction of rastercells which overlap the lake-area exceeds 10 percent, it is assumed that the resolution is insufficient. The results indicate that for the WFD-monitoring all tested sensor resolutions (30x30 meters and smaller) are sufficient. Including the monitoring of smaller lakes the use of a 5x5 meter resolution can be recommended.

Overall the satellite RapidEye with bands in the NIR and a spatial resolution of 5x5m seems to be the best choice if the WFD-monitoring should be combined with the monitoring of smaller lakes.

1 Einleitung

Einerseits werden für das Seemonitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufwendige In Situ-Messungen von Wasserinhaltsstoffen und biologischen Qualitätskomponenten an wenigen Messpunkten mit hoher zeitlicher Frequenz zur Ermittlung des trophischen Zustands von Seen gewonnen. Andererseits besteht mit der gewässerkundlichen Fernerkundung ein Instrument, mit dem über die gesamte Seefläche optisch sichtbare Wasserinhaltsstoffe (Chlorophyll a, Huminsäuren und Schwebstoffe) und Sichttiefen ermittelt werden können. Trotz der offensichtlichen fachlichen Nähe ist der Einsatz der gewässerkundlichen Fernerkundung immer noch auf den wissenschaftlichen Bereich beschränkt. Grund dafür sind einerseits fehlende Standards und Anforderungen der limnologischen Praxis an die Fernerkundung (dazu gehören z.B. Befliegungsfrequenzen, welche Informationen werden mit welcher Qualität benötigt, wie lassen sich die innerhalb des WRRL-Monitorings vorzunehmende biologische Bewertung der Oberflächengewässer mit den Methoden der Fernerkundung abdecken) und eine schwer überschaubare Vielfalt an Auswertemethoden und Sensoren. Die vorliegende Arbeit liefert in diesem Rahmen einen Beitrag zum Einsatz der gewässerkundlichen Fernerkundung für das Monitoring von Seen. Der Fokus der Arbeit liegt dabei insbesondere auf der Auswertung simulierter Spektren limnologischer In Situ-Daten des Bundeslandes Brandenburg (Deutschland). Die atmosphärische Korrektur von Satellitendaten steht dabei nicht im Blickpunkt.

2 Ziel der Arbeit und Umsetzung

Ziel der Arbeit ist die Prüfung ausgewählter Fernerkundungssatelliten auf Eignung für das Monitoring von Seen nach WRRL. Dazu werden:

- (1) in Deutschland existierende empirische Verfahren der biologischen und limnochemischen Gewässerbewertung im Sinne der WRRL auf den Zusammenhang zu relevanten und auch fernerkundlich erfassbaren Parametern (Chlorophyll a, Gelbstoff, Schwebstoffe) geprüft und diese ggf. herausgestellt. Im Fokus stehen dabei das limnochemische Bewertungsverfahren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) und die biologischen Bewertungsverfahren der Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytoplankton nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000).
- (2) den Brandenburgischen Raum abdeckende Sensoren im Hinblick auf ihre Eignung für die Ermittlung der fernerkundlich messbaren Parameter geprüft.

Umgesetzt werden die Ziele dieser Arbeit am Bsp. der limnochemischen Parameter (Daten aus dem LUA Brandenburg, Reigber 2008), Daten aus dem biologischen Monitoring nach WRRL aus Brandenburg (Quelle: LUA), einem Set von Gelände- und Laborspektren aus den Jahren 2003 und 2004 (Reigber 2008) und mit der Software „Water Colour Simulator“ (WASI) von Gege (2005), Envi (Fa. ITT Visual Information Solutions). Aufgrund des gegebenen Zeitrahmens der Arbeit wird sich auf vorhandene und verfügbare Daten beschränkt.

Der Zusammenhang zwischen den gewässerkundlichen Bewertungsverfahren und den fernerkundlich erfassbaren Parametern (1) wird durch einfache Regressionen von Bewertungsindices dieser Verfahren mit dem limnochemischen Parameter Chl untersucht. Vorbereitend werden Brandenburgische limnochemische In Situ-Daten deskriptiv statistisch ausgewertet und zu limnochemischen Seentypen gruppiert.

Den Brandenburgischen Raum abdeckende Sensoren werden vor dem Hintergrund der Anforderungen der biologischen und limnochemischen Bewertungsverfahren auf ihre räumliche und spektrale Auflösung geprüft (2). Da kein geschlossener Datensatz von Satellitenbildern für die zu prüfenden Sensoren vorliegt, werden die in Brandenburg zu erwartenden optischen Signale der Seen aus den limnochemischen Parametern der In Situ-Daten vorwärts modelliert und die auftretenden Fehler unter Berücksichtigung ihres Einflusses auf die limnochemische Bewertung ausgewertet. Die Modellierung der Spektren aus limnochemischen Daten erfolgt ohne Berücksichtigung des atmosphärischen Einflusses auf das spektrale Signal, daher kann der bei der atmosphärischen Korrektur entstehende Fehler nicht berücksichtigt werden.

3 Grundlagen

3.1 Räumliche Verteilung und Größe der Seen im Bundesland

Brandenburg

Das Bundesland Brandenburg liegt an der östlichen Grenze Deutschlands zu Polen. Es hat eine Fläche von 200.000 km² und wird im Norden vom Bundesland Mecklenburg-Vorpommern, im Süden vom Bundesland Sachsen und im West vom Bundesland Sachsen-Anhalt begrenzt.

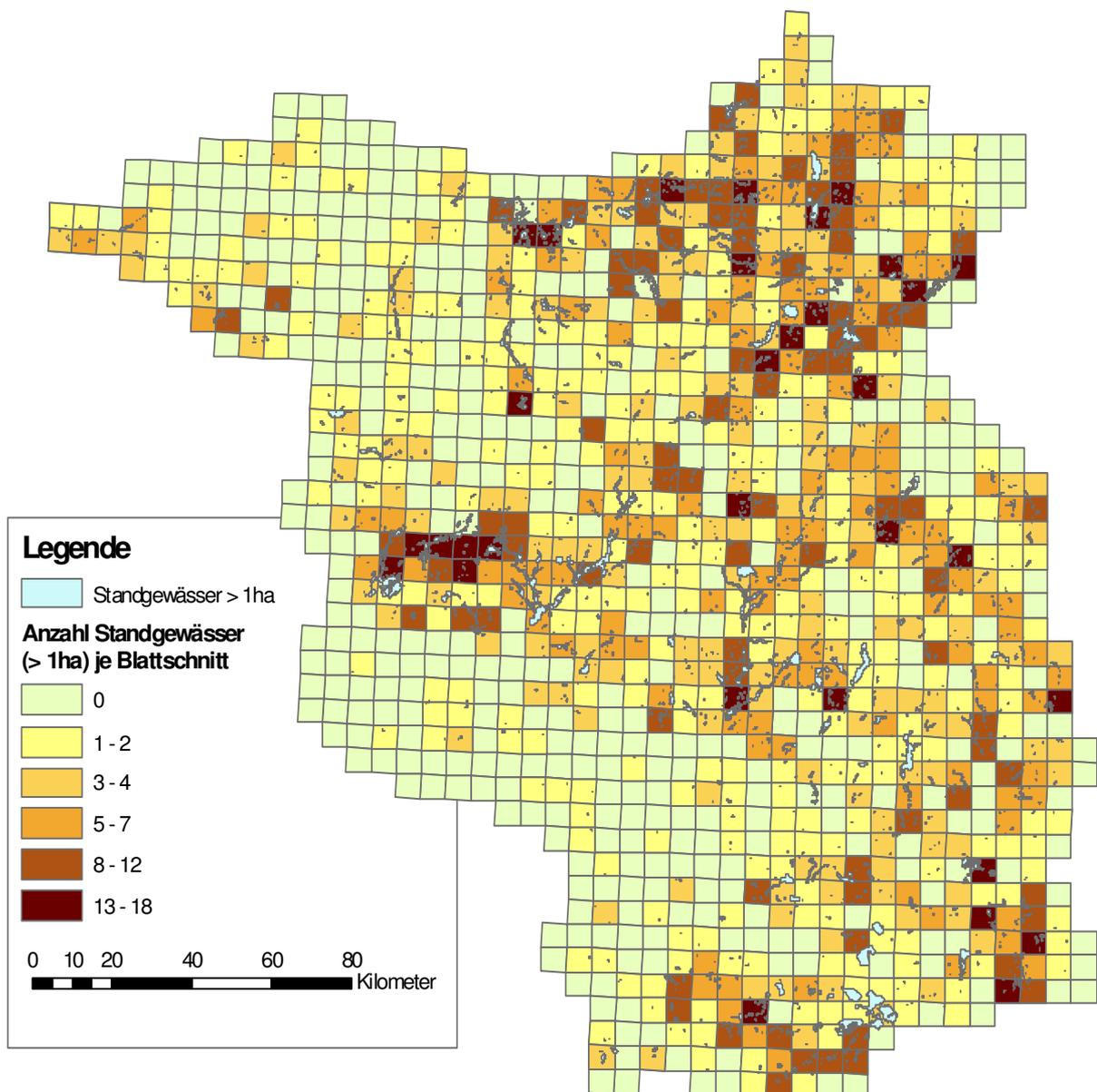


Abb. 3-1: Blattsnitte der Bundesländer Brandenburg und Berlin (1:10.000) und Anzahl der je Blattschnitt vorkommenden natürlichen Seen und anderen Standgewässer (>1 ha) – Datengrundlage Atkis (2003) – Daten LUA Brandenburg (Nutzung m. Genehmigung d. LGB, GB-G I/99).

Der Brandenburgische Raum ist landschaftsgenetisch überwiegend von den verschiedenen Stadien der letzten Eiszeiten geprägt. Dieser starken glazigenen Oberflächenprägung verdankt auch der überwiegende Teil der Seen seine Entstehung. Neben den natürlichen Oberflächengewässern existiert auch eine Reihe von künstlichen Gewässern, deren Entstehung hauptsächlich dem Bergbau und der Teichwirtschaft zuzuordnen ist. In Brandenburg (und Berlin) bestehen 3168 Standgewässer größer als 1 ha (Atkisdaten 2003). Die Verteilung der Standgewässer > 1 ha über das Land Brandenburg (Abb. 3-1) zeigt deutliche Schwerpunkte im Nordosten in den mittleren Landesbereichen und im Südosten des Landes. Zwischen den Blattsnitten (ein Blattschnitt entspricht der räumlichen Ausdehnung einer Topographischen Karte 1:10.000 des Landesvermessungsamtes Brandenburg) mit hohen Seenzahlen kommen immer wieder solche ohne oder mit sehr wenigen Standgewässern vor. Insbesondere der Westen des Landes hat wenige oder gar keine Seen (s. Abb. 3-1).

Von den 3168 Seen haben 76 % eine Größe von weniger als 10 ha, 13 % sind größer als 10 und kleiner als 50 ha und 11 % der Brandenburgischen Seen (mit Berlin) hat eine Größe von mehr als 50 ha (Abb. 3-2).

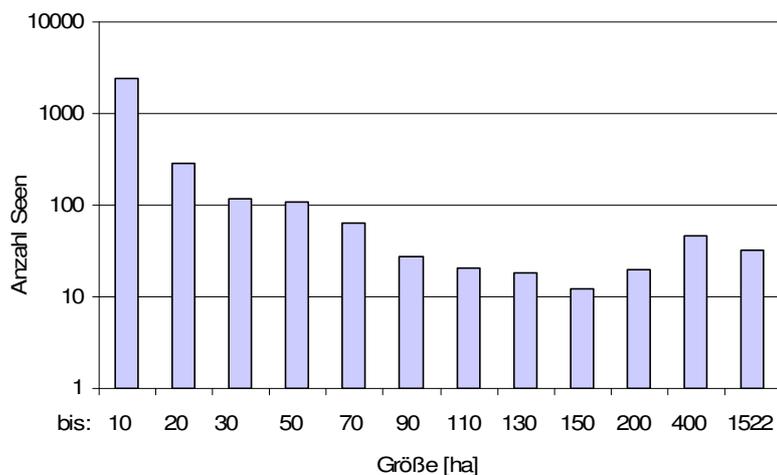


Abb. 3-2: Anzahl der Seen verschiedener Größenklassen in Brandenburg und Berlin.

3.2 Biologische und limnochemische Verfahren zur Gewässerbewertung nach EU-WRRL

3.2.1 Basis der biologischen und limnochemischen Gewässerbewertung

Wichtige Basis der Nahrungspyramide in Seen sind die Primärproduzenten, welche in zelleigenen Chloroplasten aus dem gewässerinternen Kohlendioxid unter Verwendung von Licht, Sauerstoff produzieren und organische Substanz aufbauen. Limitiert wird die Primärproduktion wesentlich durch die Verfügbarkeit von Nährstoffen und die Intensität des einfallenden Lichtes. Zu den Nährstoffen werden in Gewässern insbesondere Stickstoff und Phosphor gezählt, letzterer limitiert besonders in Seen die Primärproduktion des Phytoplanktons (OECD 1982). Erhöhte Phosphorkonzentrationen führen zu erhöhter Primärproduktion an Phytoplankton und damit höherer Biomasse (Dillon und Rigler 1974; Schwoerbel 1984). Benthische Primärproduzenten (z.B. Makrophyten) und Konsumenten reagieren wiederum auf die veränderte Biomasse des Phytoplanktons, so dass unterschiedliche Phosphorkonzentrationen in Seen auch eine unterschiedliche Artenzusammensetzung verursachen.

Mit der zunehmenden Flächennutzung (Siedlung, Landwirtschaft) seit dem Pleistozän wurden in Mitteleuropa auch die Nährstoffeinträge in die Gewässer forciert (Behrendt, Bach et al. 2002), was zur oben erwähnten Veränderung der seeinternen Artzusammensetzung führte. Die stetige Abnahme von Seen mit geringen Phosphorkonzentrationen führte zu verschiedenen deutschland- und europaweiten Initiativen der Seezustandsbewertung, zur genauen Indikation von Nährstoffbelastungen und Zustandsänderungen, und der Erhaltung des möglichst nährstoffarmen Zustands. Dazu gehören die Bewertungsverfahren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) und der Wasserrahmenrichtlinie.

3.2.2 Der LAWA-Trophie-Index

Der LAWA-Trophie-Index verwendet die in Kap. 3.2.1 dargestellten Zusammenhänge in einem Algorithmus, der aus dem Chl-Gehalt, der Sichttiefe und dem TP-Gehalt der Gewässer deren Trophie berechnet (LAWA 1998). Die Indexzuweisung kann neben dieser rechnerischen Variante auch in Form einer Matrix erfolgen, nach der die Ableitung des Trophiezustands von Seen aus jedem Einzelparameter, wie z. B. dem Chl erfolgen kann (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Zusammenhang zwischen LAWA-Trophie-Index, Trophie und Chl-Gehalt (Quelle: LAWA 1998).

| Trophie | Trophieindex | Chl |
|-------------|--------------|-----------|
| oligotroph | 0,5 - 1,5 | 0,9 - 3,0 |
| mesotroph | 1,6 - 2,5 | 3,4 - 9,7 |
| eutroph 1 | 2,6 - 3,0 | 11 - 17 |
| eutroph 2 | 3,1 - 3,5 | 19 - 31 |
| polytroph 1 | 3,6 - 4,0 | 35 - 56 |
| polytroph 2 | 4,1 - 4,5 | 63 - 100 |
| hypertroph | 4,6 - 5,0 | 113 - 181 |

Obwohl der LAWA-Trophieindex im Sinne der WRRL kein eigentliches Bewertungsverfahren ist, wird doch bei den trophiebasierten Bewertungsverfahren die im Sinne der WRRL bewerten, Bezug auf ihn genommen (Nixdorf, Mischke et al. 2006; Pätzolt 2007).

3.2.3 Die Bewertung von Seen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist eine für alle Mitgliedsstaaten der EU geltende Richtlinie, die als wesentliches Ziel den Erhalt oder die Wiederherstellung des guten Zustands der Oberflächengewässer fordert. Dieses Umweltziel wird in einem zeitlich eng abgesteckten Rahmen durch eine erste Bestandserfassung der Gewässer, ein weiterführendes Monitoring und die Planung und Ausführung von Maßnahmen umgesetzt (Behrendt, Bach et al. 2002). Unter die Berichtspflicht nach WRRL fallen alle natürlich und künstlich entstandenen Seen, die größer als 50 ha sind.

3.2.3.1 Prinzip der Bewertung und Seentypen nach EU-WRRL

Basis der Umsetzungsschritte nach WRRL ist u. a. ein Monitoring, das neben den chemischen auch biologische Qualitätskomponenten einbezieht. Dazu zählen die Gewässerflora (in Deutschland: Diatomeen, Makrophyten und Phytoplankton), das Makrozoobenthos und die Fische. Für jede dieser 5 biologischen Qualitätskomponenten wird der Gewässerzustand bewertet und die Einzelbewertungen zu einer Gesamtbewertung des Gewässers zusammengefasst. Basis der Bewertung ist dabei immer der Vergleich des aktuellen Zustands der jeweiligen Qualitätskomponente mit einem Referenzzustand. Der Referenzzustand definiert sich dabei als derjenige Zustand des Gewässers, mit einer Artzusammensetzung und Abundanz der entsprechenden Qualitätskomponente ohne nennenswerten anthropogenen Einfluss. Je höher die Abweichung des aktuellen Zustands von diesem Referenzzustand ist, desto schlechter

wird das Gewässer bewertet. Bezug der Bewertung ist eine 5-stufige Skala. Das Umsetzungsziel der WRRL, der gute Zustand, entspricht dem Wert 2 der Skala und der Wert 5 dem sehr schlechten Zustand des Gewässers.

Da die Referenzzustände der Gewässer von verschiedenen naturräumlichen Einflüssen abhängig und daher verschieden sind, werden die Gewässer in verschiedene Gewässertypen unterschieden. Die Bewertung erfolgt also immer aus der Abweichung zwischen typspezifischem Referenz- und aktuellem Zustand.

Für die typbezogene Bewertung nach WRRL in Deutschland werden die Typen kalkreicher, geschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet (Typ 10), kalkreicher, geschichteter Flachlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet (Typ 13), kalkreicher, ungeschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer >30 Tage (Typ 11), kalkreicher, ungeschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer > 3 Tage und < 30 Tage (Typ 12) und kalkreicher, ungeschichteter Flachlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet (Typ 14) unterschieden (Mathes, Plambeck et al. 2005).

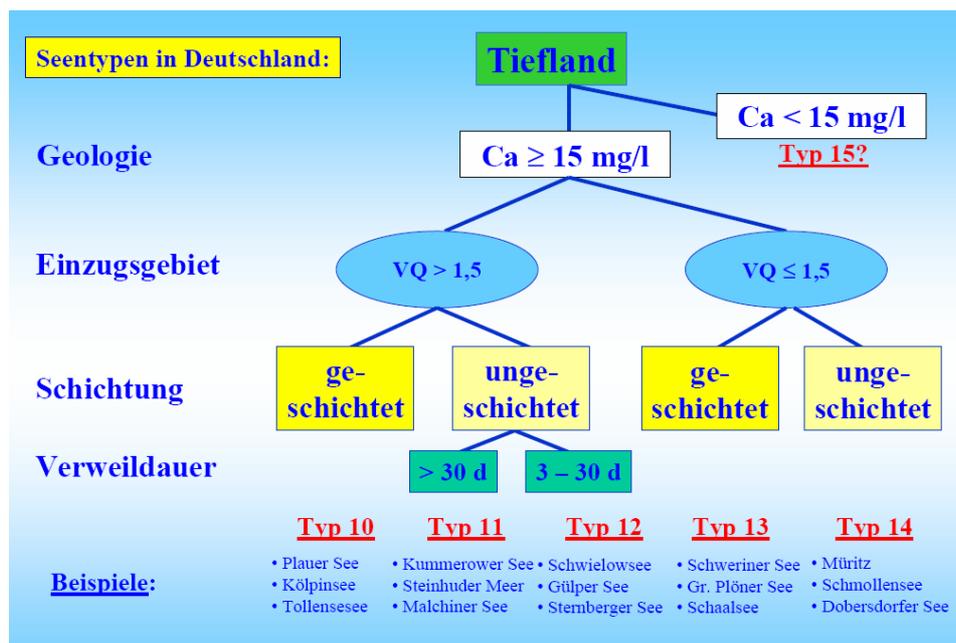


Abb. 3-3: Für das Bundesland Brandenburg relevante Seentypen nach EU-WRRL (Quelle: Mathes, Plambeck et al. 2005).

3.2.3.2 Bewertung mit Makrophyten

Für die Bewertung von Seen ist der Zusammenhang zwischen den anthropogen bedingten Phosphoreinträgen und der damit verbundenen Verschiebung der Artenzusammensetzung von zentralem Interesse - auch für Makrophyten wurde dieser

Zusammenhang beschrieben (z.B.: Melzer 1979; Krause 1981). Dabei bewirken hohe Phosphor-Konzentrationen eine Zunahme der Chl-Gehalte und damit geringere Sichttiefen im Gewässer (OECD 1982, LAWA 1998). Diese führen wiederum zu einer Verschiebung der Unteren Makrophytengrenze (UMG) (Mauersberger und Mauersberger 1996) und damit zu einer Einschränkung der potenziell besiedelbaren Makrophytenfläche und zur Artverschiebung im Gewässer (s. Abb. 3-4). Da der Phosphor in diesem Zusammenhang nicht nur wichtiger limitierender Faktor sondern auch eine handhabbare Bewirtschaftungsgröße im Sinne der WRRL ist, wird die Bewertung der phosphorbasierten Trophie des Gewässers anhand der Makrophyten nicht nur im Bundesland Brandenburg als Ziel verfolgt (Pätzolt 2007). Letztlich ist die Phosphorkonzentration in Seen ein der Fernerkundung nicht direkt zugänglicher Parameter, allerdings wird die TP-Konz. über eine Beeinflussung der Chl-Konz. im Gewässer wirksam, welche wiederum direkt, durch eine Beeinflussung der Lichtverfügbarkeit, die Zusammensetzung und Tiefenausbreitung der Makrophyten beeinflusst (Pätzolt 2007). Insofern ist die biologische Bewertung der Makrophyten mit dem fernerkundlich messbaren Parameter Chl-Gehalt denkbar und innerhalb dieser Arbeit zu prüfen.

Mit dem MIB lassen sich nicht nur Gewässer nach WRRL, sondern auch kleinere Gewässer bewerten (Pätzolt 2007).

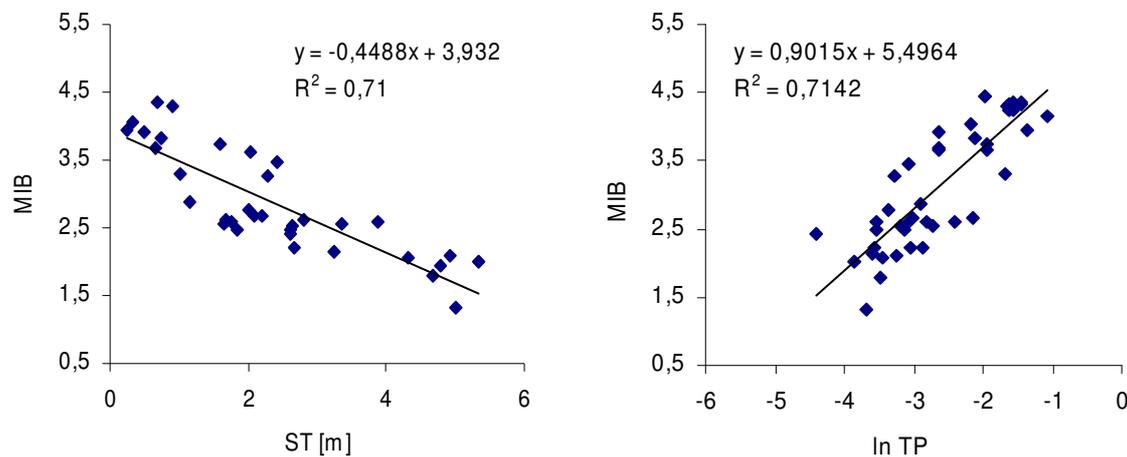


Abb. 3-4: Streudiagramme und Regressionen des Makrophyten-Index Brandenburg – MIB (Quelle: Pätzolt 2007) und der ihn beeinflussenden abiotischen Parameter.

3.2.3.3 Bewertung mit Phytoplankton

Von Nixdorf, Mischke et. al (2006) wurde ein deutschlandweit gültiges Verfahren für die Bewertung von Seen (größer als 50 ha) nach den Vorgaben der EU-WRRL entwickelt. Dieses Verfahren integriert verschiedene Teilmetrics zu einem Gesamtindex (PSI - Phytoseeindex). Mit dem PSI werden nicht nur die „klassischen“ Gewässergüteparameter Chlorophyll a, TP, und Sichttiefe berücksichtigt, sondern vielmehr biologisch wirksame Parameter als Teilmetrics integriert:

- a) Biomasse bzw. Biovolumina des Phytoplanktons
- b) Phytoplanktongruppen (funktionell und taxonomisch)
- c) Phytoplanktontaxa
- d) Planktische Profundal diatomeen (= auf die Sedimentoberfläche abgesunkene und deshalb im Profundal abgelagerte planktische Diatomeen)

Durch die Integration dieser überwiegend biologischen Parameter erhofft man sich eine gewisse Unabhängigkeit von den klassischen Parametern zur Einschätzung des Gewässerzustands (Chl, TP und ST), gleichwohl die Indikation der Gewässertrophie als das Hauptziel auch dieses Bewertungsverfahrens angesehen wird (Nixdorf, Mischke et al. 2006).

Wichtige Bewertungsbasis des PSI ist die Ausweisung von Referenzzuständen, die typische Gewässerzustände ohne nachhaltige Einwirkung des Menschen abbilden und als Vergleichszustände zum jeweils erfassten aktuellen Zustand dienen (Nixdorf, Rücker et al. 2005).

Obwohl zunächst eine von den klassischen Gewässergüteparametern unabhängige Bewertung umgesetzt wurde (s.o.), erfolgte mit der engen Bindung an den LAWA-Trophie-Index (Abb. 3-5) doch wiederum die enge Bindung an die klassischen Gewässergüteparameter Chl, TP und Sichttiefe (Nixdorf, Mischke et al. 2007).

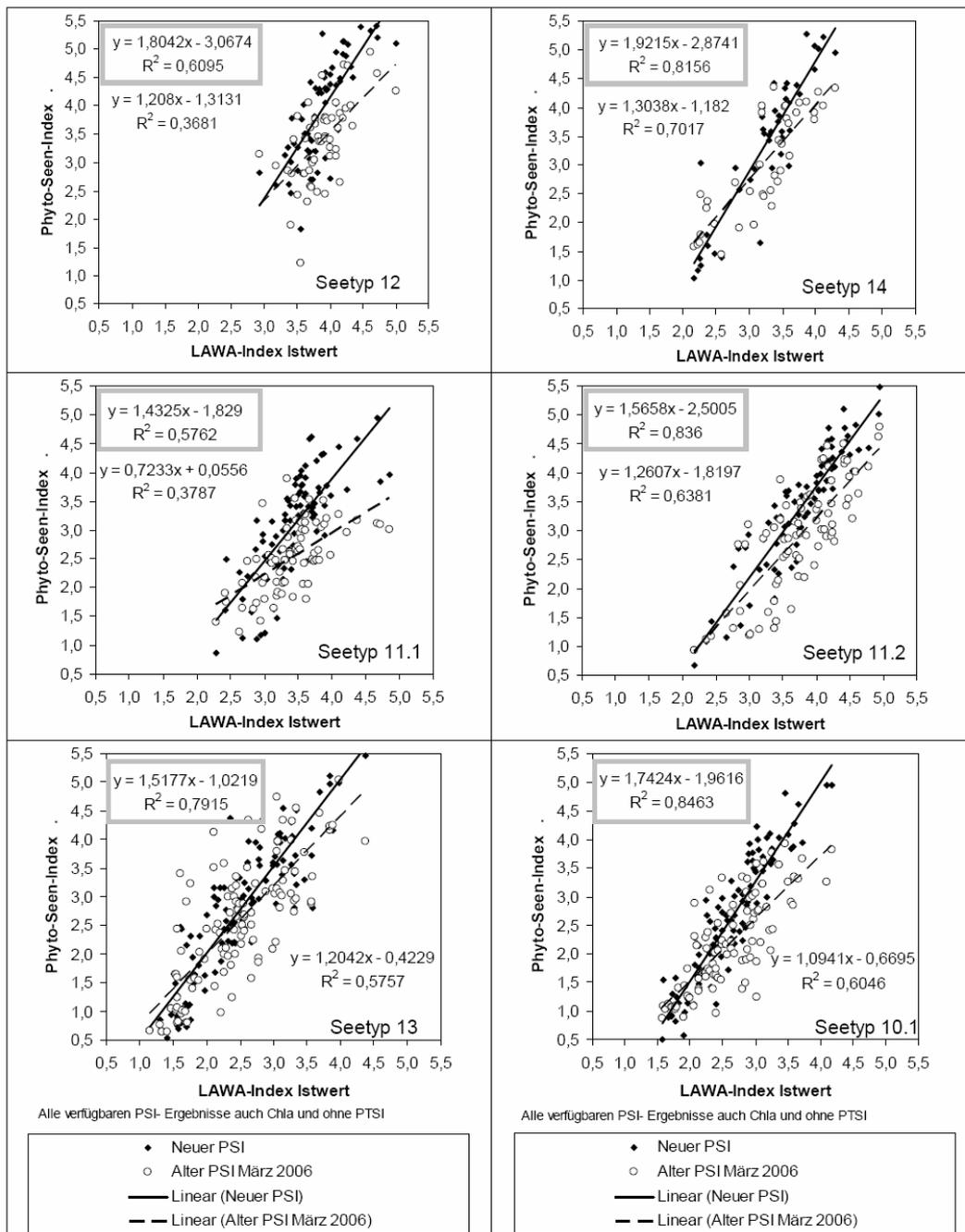


Abb. 3-5: Darstellung der Gesamtbewertung für Tieflandseen (Seetyp 10.2 ist nicht dargestellt) nach zwei verschiedenen Ständen des Bewertungsverfahrens Phytoplankton (Bestimmtheitsmaß im grauen Kasten für den Stand Juli 2007=neuer Stand) gegen den LAWA-Index je See (Quelle: Nixdorf, Mischke et al. 2007).

3.3 Optische Eigenschaften der Gewässer

3.3.1 Inhärente optische Eigenschaften

Die Art des Gewässertyps und die Art und Menge seiner Inhaltsstoffe bewirken die inhärenten optischen Eigenschaften (Gordon und Brown 1973). Dazu gehören die Absorptions- und Streueigenschaften des Wassers und der optisch wirksamen Inhaltsstoffe Chlorophyll a (Chl), der Schwebstoffe (SPM), der gelösten gefärbten organischen Substanz, die auch als Gelbstoff bzw. Yellow Substance (Y) bezeichnet wird. Die spektrale Charakteristik der Absorption durch das Phytoplankton ist neben der Rückstreuung Basis verschiedener Studien (Sathyendranath, Lazzara et al. 1987; Babin, Stramski et al. 2003; Perez, Queimalinos et al. 2007), da die Biomasse und Artenzusammensetzung des Phytoplanktons Ausdruck für die Primärproduktion der Gewässer ist (Reynolds 1983). Die Konz. des Hauptfarbstoffes Chlorophyll a des Phytoplanktons wird dabei als Maß für die Primärproduktion und für die Einschätzung der Gewässertrophie verwandt (Schwoerbel 1984) und sowohl In-Situ als auch durch die Fernerkundung erfasst.

Aus den Rückstreuungs- und Absorptionseigenschaften des Wassers und seiner Inhaltsstoffe lässt sich mit Gl. 3-1 und Gl. 3-3 (Gordon, Brown et al. 1975) die Reflektanz unter der Wasseroberfläche berechnen. Der in Gl. 3-1 verwendete Proportionalitätsfaktor f kann als konstante Größe oder nach Gl. 3-2 in Abhängigkeit von der Wellenlänge (Albert und Mobley 2003, Werte aus Gege 2005) ermittelt werden.

$$\text{Gl. 3-1} \quad R(0-) = f \cdot x$$

$$\text{Gl. 3-2} \quad f = 0,1034 \cdot (1 + 3,3586 \cdot x - 6,5358 \cdot x^2 + 4,6638 \cdot x^3) \cdot \left(1 + \frac{2,4121}{\cos(\text{sun}_w)} \right)$$

$$\text{Gl. 3-3} \quad x = \frac{b_b}{a + b_b}$$

b_b - Rückstreuungskoeffizient (m^{-1})

a - Absorptionskoeffizient (m^{-1})

$R(0-)$ - Reflektanz unter Wasser (subsurface irradiance reflectance)

f - Proportionalitätsfaktor (Gege 2005)

sun_w - Sonnenzenitwinkel unter der Wasseroberfläche

Die Rückstreuung b_b der Wasserinhaltsstoffe und des Wassers berechnet sich nach verschiedensten Ansätzen. Einige Modelle haben die Kombination von

Rückstreuungswahrscheinlichkeit, Partikelkonzentration und spezifischen Streukoeffizienten im Fokus (Ahn, Bricaud et al. 1992; Mobley 1994; Turdukulov 2003). Wobei es möglich ist, Rückstreuungswahrscheinlichkeit und Streukoeffizienten zum Rückstreuungskoeffizienten zu kombinieren (Gl. 3-4, Ahn, Bricaud et al. 1992). Andere Autoren wiederum kombinieren sie aus dem Produkt der Partikel-Konzentration, dem spezifischen Streukoeffizienten mit einer auf 550 nm normalisierten Streufunktion (Gege 2005). Von einigen Autoren bleiben bestimmte Parameter unberücksichtigt (Turdukulov und Vekerdly 2003) oder zusätzliche Parameter werden in das Modell eingeführt (Frauendorf 2002; Gege 2005).

Weiterer Bestandteil des Terms zur Berechnung der Reflektanz (Gl. 3-3) ist der Absorptionskoeffizient (a), der sich aus der aufsummierten Kombination der spezifischen Absorptionskoeffizienten und Konzentration der Wasserinhaltsstoffe und der Absorption des Wassers ergibt (Gl. 3-6).

$$\text{Gl. 3-4} \quad b_b = b_{b,w}(\lambda) + C_L \cdot b_{b,L}^* + C_S \cdot b_{b,S}^* \cdot \left(\frac{\lambda}{\lambda_s} \right)^a$$

$$\text{Gl. 3-5} \quad b_b = b_{b,w}(\lambda) + C_{Chl} \cdot b_{Chl}^*$$

$$\text{Gl. 3-6} \quad a = C_{Chl} \cdot a_{Chl}^* + C_{SPM} \cdot a_{SPM}^* + a_W + C_Y \cdot a_Y^*$$

| | |
|------------------------------------|---|
| $b_{b,L}^*; b_{b,S}^*$ | -Spezifische Rückstreuungskoeffizienten (m^2/g) |
| $b_L(\lambda)$ | -normalisierte Streufunktion |
| $C_L; C_S; C_Y$ | - Konzentration von großen und kleine Partikeln (mg/l) und Gelbstoff (m^{-1}) |
| $a_{Chl}^*; a_{SPM}^*; a_Y^*; a_W$ | -Spezifische Absorptionskoeffizienten |

3.3.2 Apparente optische Eigenschaften

Die apparenten (scheinbaren) optischen Eigenschaften werden von den inhärenten optischen Eigenschaften und der Geometrie des Strahlungsfeldes bestimmt und in Mobley (1994) ausführlich beschrieben. Zu den scheinbaren optischen Eigenschaften zählen die Strahldichte (L), die Bestrahlungsstärke (E) und die Reflektanz (R) (Gordon und Brown 1973).

Vereinfacht kann die Strahldichte (engl.: radiance) als innerhalb einer definierten Fläche und mit einer bestimmten Richtung abgegebene Strahlung bezeichnet werden. Durch die Strahldichte wird also die zeitlich und räumlich gerichtete spektrale Struktur des

Strahlungsfeldes beschrieben (Bukata, Jerome et al. 1995). Bestrahlungsstärken (engl.: irradiance) sind dagegen das gewichtete Integral der Strahldichten über definierte Raumwinkel (Gordon und Brown 1973). Sowohl für die Strahldichte als auch für die Bestrahlungsstärke lässt sich der von der Sonne aus abwärts (L_{down} , E_{down}) und der dem Sensor entgegen strahlende aufwärts gerichtete Teil (L_{up} , E_{up}) operationell erfassen. Als Reflektanz wird der von einer Oberfläche zurück geworfene Teil der einfallenden Strahlung bezeichnet. Sie ergibt sich aus der Division der aufwärts und der abwärts gerichteten Strahlung (E oder L). Als direkt über der Wasseroberfläche auftretende Reflektanz, ohne den Anteil der zurückreflektierten Himmelsstrahlung, wird die R_{RS} (engl.: remote sensing reflectance) definiert. Die R_{rs} ist daher nicht direkt messbar (Berechnung s. Gl. 3-7). Im Gegensatz dazu, wird die R_S (engl.: surface reflectance) auch für den Bereich über der Wasseroberfläche definiert, aber bei ihr ist der Anteil der zurückreflektierten Himmelsstrahlung noch enthalten (s. Gl. 3-8). Weiterhin werden diese über der Wasseroberfläche definierten Reflektanzen von der im Wasser messbaren Reflektanz $R(0-)$ („irradiance reflectance“) unterschieden.

$$\text{Gl. 3-7} \quad R_{RS} = \frac{L_w(0+)}{E_{down}(0+)}$$

$$\text{Gl. 3-8} \quad R_S = \frac{L_{up}(0+)}{E_{down}(0+)}$$

3.4 Übersicht der Fernerkundungsmethoden zur Ermittlung von Gewässergüteparametern

Die Frage nach der Eignung von Sensoren für die limnologische Fernerkundung ist in Hinblick auf die räumliche Auflösung der Sensoren, die spektrale Auflösung im relevanten Wellenlängenbereich, die räumliche Abdeckung der Sensoren, die radiometrische Auflösung und die Wiederkehrtrate zu betrachten.

Als fernerkundlich detektierbar gelten die limnologischen Parameter Chlorophyll a-Gehalt, Schwebstoffgehalt, Huminsäure-Gehalt und Sichttiefe (Bukata, Jerome et al. 1995), wobei vor allem die Parameter Sichttiefe und Chl-Gehalt für die trophische Bewertung von Gewässern relevant sind (s. 3.2.1). Für die Ermittlung der Chl-Gehalte werden insbesondere Wellenlängen im Bereich des sichtbaren und NIR verwendet 650 – 895 nm (s. Tab. 3-2). Die Erfassung von Spektren dieser Wellenlängen ist daher bei der Auswahl von Sensoren besonderes gewichtet worden.

Tab. 3-2: Überblick über die Algorithmen zur Chl-Bestimmung, relevante Wellenlängen und verwendete Sensoren.

| Wellenlänge | Algorithmen | Autor(en) | Satellit/ Sensor | Chl-Konz. (µg/l)/ R ² |
|--|--|----------------------------------|---------------------------|----------------------------------|
| 705/678 | 705/678 | (Thiemann und Kaufmann 2000) | Geländespektrometer (ASD) | 1-110/ 0,91 |
| um 700 | $Chl = 7,59 + 6,14e^{\frac{(\lambda - 693,9)}{4,48}}$ | (Reigber 2008) | Geländespektrometer (ASD) | 6-290/ 0,98 |
| 895/661 | $\int_{661}^{895} R_{St}(\lambda) d\lambda$ | | | >50-290/ 0,97 |
| 757-665 | $\int_{665}^{757} R_{St}(\lambda) d\lambda$ | | | 6-50/ 0,84 |
| 650-685 | $\int_{650}^{685} R_{St}(\lambda) d\lambda$ | | | < 6/ 0,83 |
| 1=435-520 2=521-621 3=622-702 4=751-911 | $\ln(Chl) = -2.995 + 2.9 \left(\frac{ETM \cdot 3}{1 + 2 + 3 + 4} \right)$ | (Burgess 2003) | Landsat ETM | 12-150/ 0,664 |
| 705/670 | $Chl = 66,96x - 55,274$ | (Heiskary, Olmanson et al. 2006) | Landsat | 7-97/ 0,948 |

Die primären Einsatzbereiche von Satelliten sind unterschiedlich. Sie können sowohl im terrestrischen als auch im ozeanischen Bereich liegen. In Abhängigkeit vom primären Fernerkundungsziel wird die Bandkombination und -anzahl der multispektralen Sensoren festgelegt. Universell einsetzbar sind hyperspektrale Sensoren, da sie die potenziell für

die limnologische Fernerkundung relevanten Wellenlängenbereiche in sehr geringem Maße einschränken. Allerdings werden bisher überwiegend Flugzeuge als Trägersysteme für die hyperspektralen Sensoren verwendet, wodurch die Einsatzmöglichkeiten für ein regelmäßiges limnologisches Monitoring begrenzt scheinen. Ausnahme hiervon ist das EnMap-Projekt, das den Aufbau eines satellitengestützten hyperspektralen Sensors plant. Multispektrale Sensoren, die direkt für die Analyse des Oberflächenwassers konzipiert wurden, existieren ebenfalls (z.B. Meris, Modis, SeaWifs), allerdings sind trotz der hohen spektralen Auflösung in dem für die Chl-Erfassung relevanten VIS-NIR-Bereich die räumlichen Auflösungen so hoch, dass sie lediglich für den Einsatz in sehr großen Gewässern (z.B. Bodensee) geeignet sind (Heiskary, Olmanson et al. 2006).

Daneben existiert eine Reihe von multispektralen Satelliten (Tab. 3-3), deren Sensoren eine moderate bis höhere räumliche Auflösung haben (z.B. Aster, IKONOS, RapidEye, Spot4, CrisProba, LandsatTM) und deren Eignung für die limnologische Fernerkundung hinsichtlich ihrer spektralen Auflösung zumindest für die Brandenburgischen Seen zu prüfen bleibt (s. Kap. 5.3)

Tab. 3-3: Übersicht der potenziell für die limnologische Fernerkundung relevanten Sensoren.

| Sensor | Plattform | relevante Bänder [nm] | räuml. Auflösung [m] | Wiederkehr-rate [d] | Quelle (http vom 20.12.07) |
|---------------|-----------|---|----------------------|---|---|
| ETM+ | Landsat | 450-520/520-600 630-690/760-900 | 30 | 16 | http://www.sbg.ac.at/geo/student/fernerkundung/sat.htm |
| RapidEye | | 440-510/520-590 630-685/690-730 760-850 | 5 | 5,5 | http://www.rapideye.de/home/products/ |
| EnMAP | | 420-1030 (96 Bänder) 950-2450 (122 Bänder) | 30 | < 4 ($\pm 30^\circ$), 23 ($\pm 5^\circ$) | http://www.enmap.de/ |
| SPOT4 | | 500-590/610-680 780-890 | 20 | 26 | http://spot4.cnes.fr/ |
| CHRIS (Mode2) | PROBA | 400-1050 (17 Bänder) | 17x20 | 7 | (Reigber 2008) |
| Aster | TERRA | 520-600/630-690 760-860 | 15 | 16 | http://www.rsrsg.uni-bonn.de/RSRGwww/Deutsch/Satellitensteckbriefe/Aster.html |
| IKONOS | | 445-516/506-595 632-698/757-853 | 4 | 3 | (Cook, Peterson et al. 2001) |

4 Datenanalyse und Methodik

4.1 Verwendete Daten

4.1.1 Hydrochemische und biologische Daten

Hydrochemische Daten, die in dieser Arbeit Verwendung fanden, stammen vom Landesumwelt Brandenburg und wurden vom Landeslabor im Zeitraum 1998 bis 2002 erhoben und analysiert. Ausgewertet wurden 50.583 Datensätze von 483 Seen des Landes Brandenburg der Parameter Chlorophyll-a (Chl), Gesamt-Phosphor (TP), Sichttiefe (ST), Abfiltrierbare Substanz (SPM) und Huminstoffgehalt, sekundär nachgewiesen als Absorption im UV Bereich bei 254 nm (UV 254).

Die hier verwendeten biologischen Daten sind im Rahmen der Umsetzung des WRRL-Monitoring-Programms des Landes Brandenburg (2005-2006) erhoben worden.

Weiterhin wurde ein Datensatz von im Zusammenhang mit feld- und laborspektrometrischen Messungen (s. 4.1.2) erhobenen Chl-Konz. verwendet. Die Daten wurden von Reigber (2008) erfasst.

Für 15 Proben wurden von Reigber (2008) im Zusammenhang mit Absorptionsmessungen die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons (auf Klassenebene) ermittelt und hier ausgewertet.

Die hydrochemischen und hydrologischen Daten wurden mit der Software Access 2000 (MS Office Paket) kombiniert und statistische Auswertungen mit den Programmen SPSS 13 und Excel 2000 (MS Office Paket) durchgeführt.

4.1.2 Spektrale Datensätze

Der hier verwendete Datensatz von 70 Feldspektren Brandenburgischer Seen aus den Jahren 2003 und 2004 wurde mit einem hyperspektralen Geländespektrometer (350-2500 nm) der Firma Analytical Spectral Devices Inc. von Reigber (2008) in den Jahren 2003 und 2004 erhoben. Verwendet wurde die aus der vom Sensor bestimmten abwärts- und aufwärts gerichteten Strahldichte berechnete Oberflächenreflektanz, Rs.

22 Absorptionsspektren von Brandenburgischen Seen wurden mit dem Laborspektrometer LAMBDA 19/950 von Reigber (2008) gemessen. Zur genauen Methodik der Feld- und Laborspektrometrie siehe Reigber (2008).

4.2 Auswertung der limnochemischen Daten

Voraussetzung für die biooptische vorwärts Modellierung der Spektren ist die Auswertung der In Situ-Daten (die dem Modell zugrunde gelegt werden). Dabei stehen die biooptisch relevanten Parameter Chl, DOC, SPM und Sichttiefe im Fokus. Die Daten werden einerseits mit einfachen Regressionen auf Zusammenhänge untersucht, die typisch für den Brandenburgischen Raum sind und im weiteren Modellaufbau Berücksichtigung finden. Andererseits wird die zu erwartende Spanne und Verteilung der Parameter mit einfachen Histogrammen untersucht. Ziel ist die Klassifizierung der Brandenburgischen Seen in limnochemische Gruppen, welche den von Reigber (2008) ausgewiesenen spektralen Seetypen (Chl $<6 \mu\text{g/l}$, $6\text{-}50\mu\text{g/l}$ und $>50 \mu\text{g/l}$) entsprechen und für die auch besondere spektrale Eigenschaften bei der Modellierung berücksichtigt werden müssen. (s. 4.3) Umgesetzt wurden die Normalverteilungstests, die deskriptiven Statistiken, die Überprüfung der Seetypen mittels Anova und die Regression der limnochemischen Parameter mit der Statistiksoftware SPSS (Vers. 13).

Um Aussagen zur Variation der Parameter im Jahresverlauf zu erhalten, wurden diese zu monatlichen Mittelwerten (jahresunabhängig) gruppiert und das jeweilige Verhältnis des langjährigen monatlichen zum langjährigen Jahrsmittel berechnet (s. Abb. 5-3, S. 39)

4.3 Biooptische Modellierung

Für die biooptische Modellierung der Spektren aus den Brandenburger Gewässergütedaten war geplant, das Programm WASI (Gege 2005) einzusetzen. WASI modelliert u.a. aus den inhärenten optischen Eigenschaften des Wassers die Reflektion des einfallenden und zurückreflektierten Lichtes. Da das Programm basierend auf den Bedingungen des phytoplanktonarmen Bodensees entwickelt wurde, ist die Übertragbarkeit auf die phytoplanktonreichen und schwebstoffarmen Brandenburger Seen zunächst zu prüfen, bevor damit die Berechnung der Spektren der biooptischen Gruppen Brandenburger Seen erfolgen kann. Basis der Prüfung sind Gewässergütedaten, Gelände- und Absorptionsspektren Brandenburger Seen, die von Reigber (2008) erhoben wurden.

Ein erster Vergleich der mit WASI auf Basis von Brandenburger Gewässergüteparametern modellierten Spektren mit den ASD-Geländespektren zeigte deutliche Abweichungen. Da Basis der Reflektanzberechnung von WASI die Absorptions- und Streuberechnung sind (s. Gl. 3-1, Gl. 3-2 und Gl. 3-3), wurden diese als Ursache für die Differenzen vermutet. Speziell die Rückstreuung durch Phytoplankton ist in der für die phytoplanktonarmen Verhältnisse des Bodensees geschaffenen Software nicht ausreichend berücksichtigt, weil nicht relevant. Daher wurde auf Basis einer multivariaten Analyse geeignete Absorptionsspektren berechnet (s. 4.3.3) und durch Berechnung von

neuen Proportionalitätsfaktoren zur Rückstreuberechnung eine Alternative für die nicht einsetzbaren physikalischen Streukoeffizienten (s. 4.3.2) entwickelt. Dafür wurden die in WASI verwendeten Algorithmen in MS Excel nachgestellt, erweitert und so eine einfache und transparente Testumgebung geschaffen. Die Modellanpassung erfolgte in drei Schritten:

- 1) Zuerst wurde ein Basismodell mit den Gleichungen Gl. 3-1, Gl. 3-2, Gl. 3-3, Gl. 3-5 und Gl. 3-6 aufgebaut (Kap. 4.3.1). Für die Absorptionsberechnung der Wasserinhaltsstoffe wurde der als DOC ermittelte Huminstoffgehalt der Gewässer in UV 440 nm nach Morris et al. (1995) umgerechnet.
- 2) Mit dem unter 1) aufgesetzten Modell wurden geeignete Proportionalitätsfaktoren zur Rückstreuberechnung ermittelt (Kap. 4.3.2). Dabei wurde die Rückstreuung nach Gl. 4-3 berechnet und als Absorptionsspektrum ein Brandenburger Gesamtmittel eingeführt.
- 3) Mit dem unter Punkt 2) verfeinerten Modell wurden für das Land Brandenburg repräsentative Absorptionsspektren aus dem Datensatz von Reigber (2008) ausgewählt (Kap. 4.3.3) und das damit aufgesetzte Gesamtmodell abschließend kalibriert.

4.3.1 Basismodell

Mit dem Basismodell muss die Umrechnung der diffusen Reflektanz unter der Wasseroberfläche ($R(0^-)$) in die von Reigber (2008) gemessene Oberflächenreflektanz (R_S) der Geländespektren möglich sein. Die Umrechnung wurde mit Gl. 4-1 (Morel und Gentili 1993; Gege 2005) umgesetzt. Wobei hier die R_{RS} durch R_S/π ersetzt wurde (Protocols 2000). Mit dem ersten Term aus Gl. 4-1 erfolgt die Umrechnung von $R(0^-)$ in R_{RS} . Dabei wird mit dem Faktor $1/Q$ ($Q=\pi$, nach Dekker, Voß et al. (2002)) die aufwärtsgerichtete Bestrahlungsstärke E_{up} in die aufwärtsgerichtete Strahldichte L_{up} und diese wiederum an der Wasser-Luft-Grenze zur wasserverlassenden Strahldichte ($L_w(0^+)$) umgerechnet. Alle anderen Faktoren sind Gege (2005) entnommen worden.

Weil der Anteil der wasserverlassenden Strahlung L_w in den schwebstoffreichen Brandenburger Gewässern spektral dominiert, wurde R_{rs}^{surf} nicht quantifiziert und aus der Gleichung rausgelassen (s. Reigber 2008).

$$\text{Gl. 4-1} \quad R_S = \left(\frac{(1-\sigma) \cdot (1-\sigma_L^-)}{n_w^2 \cdot Q} \cdot \frac{R(0-)}{1-\sigma^- \cdot R(0-)} + R_{rs}^{surf} \right) \cdot \pi$$

R_S Oberflächenreflektion (surface reflectance)

(R_{rs}^{surf} Reflektion an der Wasseroberfläche)

Q Verhältnis zwischen „upwelling irradiance“ und „upwelling radiance“ (π)

σ interne Fresnel Reflektion (0,03)

σ^- Fresnel Reflektion an der Wasser-Luft-Grenze (0,54)

σ_L^- Wasser/Luft-Reflektion (0,54)

4.3.2 Berechnung der Proportionalitätsfaktoren der Rückstreuung des Phytoplanktons

Die Rückstreuung der Wasserinhaltsstoffe lässt sich grundsätzlich nach Gl. 3-4 berechnen. Anders als von anderen Autoren (Ahn, Bricaud et al. 1992; Mobley 1994; Turdukulov 2003), wurde die partikelgebundene Rückstreuung aber ausschließlich aus den Chl-Konzentrationen berechnet (Gl. 3-5, Gl. 4-3), da in den Brandenburger Seen keine anorganischen Schwebstoffe im eigentlichen Sinne vorkommen. Vielmehr scheint eine enge Beziehung zwischen Chl und Schwebstoffen zu bestehen (s. 5.1.1). Die unterschiedlichen Chl/Schwebstoffverhältnisse in Brandenburger Seen (s. 5.1.1) weisen aber auch darauf hin, dass dieser Zusammenhang deutlich differenzierter zu betrachten ist. Vereinfachend, da hier die Ableitung eines physikalisch definierten Rückstreckoeffizienten nicht erfolgt, wird die gesamte Rückstreuung der Partikel zu einem so genannten Proportionalitätsfaktor (bp_{chl}) der Rückstreuung zusammengefasst. In Gl. 3-5 ist somit b_b durch bp_{chl} zu ersetzen. In einem vorbereitenden Schritt wurde Gl. 4-1 nach $R(0-)$ umgestellt (Gl. 4-2).

$$\text{Gl. 4-2} \quad R(0-) = \frac{\frac{R_S}{\pi}}{\frac{(1-\sigma)(1-\sigma_L^-)}{n_w^2 \cdot Q} + \sigma^- \cdot \frac{R_S}{\pi}}$$

$$\text{Gl. 4-3} \quad bp_{chl} = \frac{\left(\frac{R(0-) \cdot a}{1-R(0-)} - b_{b,w} \right)}{C_{chl}} \cdot \frac{1}{f}$$

(C_{chl} = Konzentration von Chlorophyll a, $Q=\pi$, a =Absorption nach Gl. 3-6, $b_{b,w}$ Rückstreuung des Wassers nach Gege (2005))

Basis der Berechnung des Proportionalitätsfaktors waren jeweils zwei ASD-Spektren aus Gewässern mit niedrigen bis mittleren und aus Gewässern mit sehr hohen Chl-Konzentrationen und ein aus den Daten von Reigber (2008) berechnetes mittleres Absorptionsspektrum (Abb. 4-1).

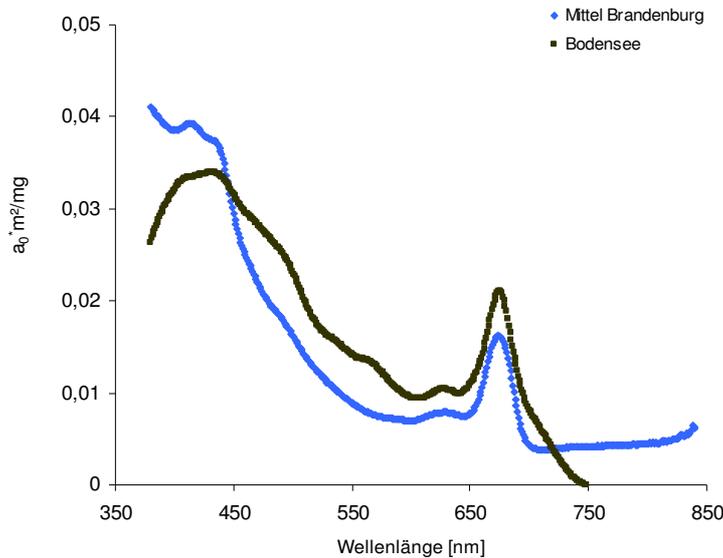


Abb. 4-1: Absorptionsspektren vom Bodensee (Gege 2005) und Brandenburger Mittel (Reigber 2008).

4.3.3 Auswahl geeigneter Absorptionsspektren

Von Reigber (2008) sind 22 Absorptionsspektren von Brandenburger Seen und in den Parallel-Wasserproben die jeweiligen Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen erfasst worden. Aus den Absorptionsspektren wurden geeignete, für die ausgewiesenen biooptischen Seentypen repräsentative Spektren ausgewählt (s. 5.1.1). Die Auswahlprozedur beinhaltete zwei Schritte:

Zunächst wurden für alle 22 Absorptionsspektren die Ratio zwischen einzelnen Wellenlängenbereichen oder die Fläche unter ihnen gebildet (s. Abb. 4-2):

- Flächenparametern (Fläche zwischen 652 und 712 nm, Fläche zwischen 436 und 647 nm und Fläche zwischen dem Minimum (zw. 429/674 nm) und dem Minimum (zw. 674/712 nm))
- Mini- und Maxima s. Abb. 4-2
- der Ratio von Absorptionen verschiedener Wellenlängen (R 440/600, R 705/678, R 440/690).

Diese Charakteristika der Absorptionsspektren werden als spektrale Eigenschaften bezeichnet. In ihrem Wellenlängenbereich wird entweder die Indikation von Sichttiefen und Chlorophyll vorgenommen (s. 3.4, S. 25) oder sie bilden die Kurvencharakteristik (Form) von Absorptionsspektren scheinbar gut ab (Babin, Stramski et al. 2003).

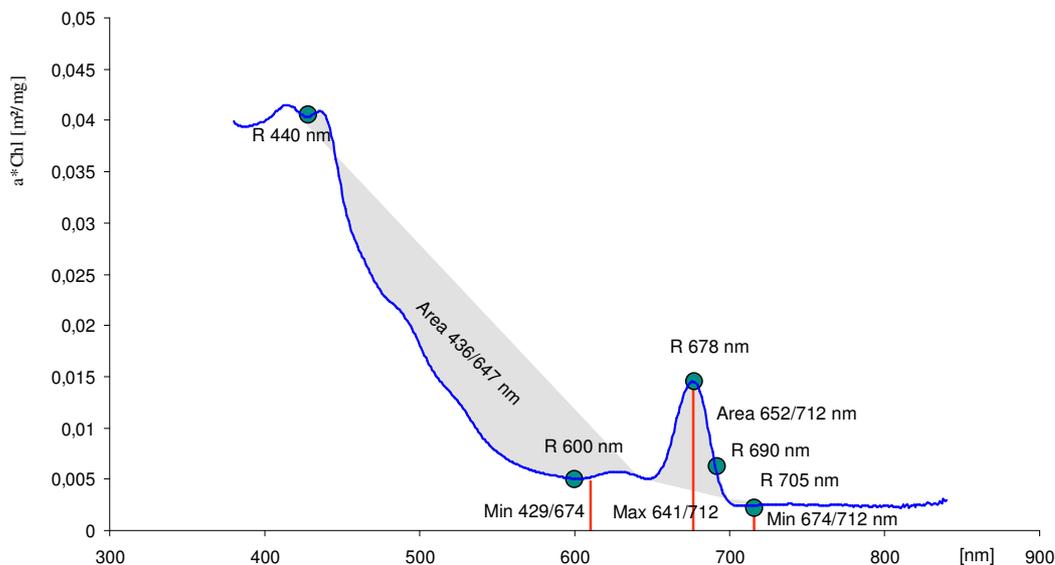


Abb. 4-2: Verwendete Kriterien (Bsp.) für die biooptische Charakteristik der Absorptionsspektren (R=Ratiopunkt).

In einem zweiten Schritt wurden diese spektralen Eigenschaften zusammen mit den Abundanzen der Phytoplanktonauszählungen und der Chlorophyll-Konzentration dieser Probe (Daten aus: Reigber 2008) in einer Hierarchischen Clusteranalyse klassifiziert und zusätzlich eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt (mit dem Statistikprogramm SPSS).

4.3.4 Kalibrierung

Das vollständig aufgebaute biooptische Modell wurde an den Vorort gemessenen ASD-Spektren aus Reigber (2008) kalibriert. Dazu wurde der Datensatz von Reigber (2008) zufällig in zwei Teilmengen unterteilt. Mit der ersten Teilmenge wurden die Teilschritte 1 bis 3 des Modellaufbaus (Kap. 4.3 & Kap. 5.2.1, 5.2.2) umgesetzt und am Ende erfolgte mit der zweiten Teilmenge eine abschließende Kalibrierung (Kap. 5.2.3).

4.4 Prüfung ausgewählter Sensoren auf Eignung für die limnologische Fernerkundung

4.4.1 Spektrale Auflösung von Sensoren

Multispektrale Sensoren kombinieren Licht mehrerer Wellenlängenbereiche zu Bändern, wodurch die spektrale Abdeckung von Wellenlängenbereichen mit wenigen Bändern möglich wird. Dabei kann allerdings das spektrale Signal und der Zusammenhang zur Chl-Konz. (durch Kombination von chlorophyllsensiblen Bereichen wie dem NIR mit benachbarten nicht chlorophyllempfindlichen Bereichen) verwischen und der Fehler bei der Chl-Detektion mit dem Sensor sehr groß werden. Aus diesem Grund wurden den ost-deutschen Raum generell räumlich abdeckende Sensoren auf den Zusammenhang zwischen Chl-Konz. und dem vorwärts modellierten spektralen Signal dieser Sensoren getestet. Dafür wurden mit dem unter 4.3 aufgebauten biooptischen Modell die Oberflächenspektren R_S (zwischen 380 und 840 nm) der in Kap. 5.1.1 (Tab. 5-1, S. 40) zusammengestellten Seentypen simuliert. Eingang fanden allerdings nicht die mittleren Chl- und DOC-Konz. der 8 biooptischen Seentypen, sondern vielmehr deren Basisdaten, die von 189 Brandenburger Seen stammen (sommerl. Mittel von Chl und DOC). Unterschieden wurde bei der Parametrisierung des Modells zwischen Seen mit Chl-Gehalten $<50\mu\text{g/l}$ und $>50\mu\text{g/l}$ (s. 5.2).

Die Spektren wurden mit dem Programm Envi zu drei spektralen Bibliotheken entsprechend der Chl-Bereiche ($6 < \mu\text{g/l}$, $6-50 \mu\text{g/l}$ und $>50 \mu\text{g/l}$) kombiniert. Aus den spektralen Bibliotheken wurden mit der Envi-Extension „Calcesl“ (entwickelt von Dr. Karl Segl; GFZ Potsdam) die simulierten R_S -Spektren in von Satellitensensoren aufgenommene R_S -Spektren umgerechnet. Für den Sensor RapidEye und die beiden geplanten Satelliten-Missionen EnMap und Sentinel wurden die Sensor-Response-Funktionen genutzt. Für Aster, IKONOS, ChrisProba Spectral Mode 2, Spot4 und LandsatTM5 wurde mit vereinfachten Response-Funktionen (Gaussche Verteilungskurven) gerechnet. Die verwendeten Funktionen wurden vom Geoforschungszentrum Potsdam (Sektion Fernerkundung) und der Firma RapidEye zur Verfügung gestellt.

Die für die drei Chl-Konzentrationsbereiche und jeden Sensor berechneten spektralen Bibliotheken und die für jeden See vorliegenden mittleren Chl-Konz. wurden mit der Envi-Extension „Spancor“ (entwickelt von Dr. Karl Segl; GFZ Potsdam) auf statistischen Zusammenhang geprüft. Spancor testet dabei nach der Methode der kleinsten Quadrate auf lineare Regression zwischen der Kombination verschiedener Bänder (hier wurden Fläche unter Basislinie und Ratio verwendet) und der Chl-Konzentration und wählt die Kombinationen mit den höchsten Regressionskoeffizienten aus. Zusätzliches

Fehlerkriterium ist die Abweichung der mittels Regression berechneten Chl-Werte von den gemessenen Chl-Konz. in Form des RMS-Fehlers. Je größer der RMS-Fehler ist, desto größer ist der mittlere Unterschied zwischen simulierten und erwarteten (gemessenen) Werten und umso weniger genau kann der Sensor die Chl-Konz. detektieren. Für alle von Spancor ermittelten hohen Regressionskoeffizienten (R^2) der linearen Regression zwischen Chl-Konzentration und Bandkombination wurden zusätzlich polynomische, exponentielle, potenzielle und logarithmische Regressionen gerechnet und die 10 Kombinationen mit dem höchsten R^2 und niedrigsten RMS-Fehler ausgewählt. Für die abschließende Fehlerbetrachtung wurde der relative mittlere Fehler (in %) für die aus den Satellitendaten ermittelten Chl-Werte und nach dem Gesetz der Fehlerfortpflanzung die relativen mittleren Standardfehler der aus diesen Chl-Werten berechneten biologischen Indices für die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten berechnet (s. Kap. 5.5.1).

4.4.2 Räumliche Auflösung

Je höher die Zahl der Pixel ist die der Satellit je See aufzeichnet, desto größer wird die räumliche Diskretisierung der spektralen Information und umso detaillierter ist die Information zur Chl-Konz. im See. Durch Mischpixel aus der Überlappung mit dem Uferbereich kann aber die Information des Wasserkörpers gestört werden. Es wird davon ausgegangen, dass je See ein Pixel für die Bewertung ausreicht. Bei einem Mischpixelanteil von mehr als 10 % wird die Zustandserfassung des Sees allerdings als schwierig erachtet. Es gilt die räumliche Auflösung zu finden, bei der eine möglichst hohe räumliche Diskretisierung des Chl-Signals je See möglich ist und der Mischpixelanteil 10 % nicht übersteigt.

Arc GIS 9.2

MS Access

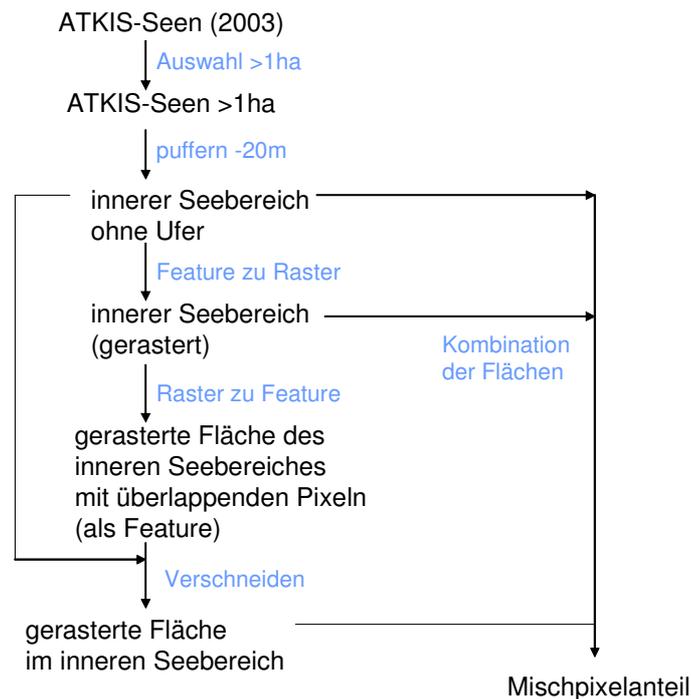


Abb. 4-3: Prozessierung der Atkis-Daten Seen für die Berechnung des Mischpixelanteils.

Basis der Umsetzung waren alle in den Atkisdaten des Landes Brandenburg im Jahre 2003 enthaltenen Seen, die eine Fläche von mehr als 1ha besitzen (s. Abb. 4-3). Dieser Datenbestand wurde mit -20 m gepuffert, um den Uferbereich der Seen pauschal abzuziehen. Der sich ergebende „innere Seebereich“ wurde in 5 Rasterdatensätze der Pixelgrößen (4, 5 15, 20 und 30m) umgewandelt und die Rasterdatensätze wiederum in Featuredatensätze umgewandelt. Im Ergebnis dessen entstanden 5 Featuredatensätze, die den gerasterten „inneren Seebereich“ mit teilweise überlappenden Pixel-Bereichen repräsentierten. Nach Verschnitt mit dem „inneren Seebereich“ ließen sich die Pixelflächen außerhalb des „inneren Seebereiches“ bestimmen und in Abhängigkeit vom Verhältnis Seefläche/Seeumfang auswerten und die Seezahl bestimmen, für die der Mischpixelanteil der jeweiligen räumlichen Sensorauflösung kleiner als 10 % ist.

5 Ergebnisse

5.1 Limnochemie Brandenburgischer Seen

5.1.1 Repräsentative limnochemische Gewässergüteparameter

Bestandteil der limnologischen Fernerkundung ist die optische Erfassung der Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a, Gelbstoffgehalt und Schwebstoffgehalt. Ausgewertet wurden 50.583 Datensätze von 483 Seen des Landes Brandenburg, die eine zufällige Auswahl aus der Grundgesamtheit repräsentieren. Die Spanne und Verteilung der fernerkundlich wichtigen Parameter zeigt Abb. 5-1. Danach liegen die Sichttiefen (ST), Chl-Gehalte und Gesamt-Phosphor (TP)-Konzentrationen überwiegend im Bereich eutropher Seen (LAWA 1998), es wurden aber auch oligo- und polytrophe Nährstoffverhältnisse belegt.

Mehr als 20 % der Chl-Messwerte liegen unter 20 µg/l, mehr als 50 % unter 60 µg/l. In Einzelfällen reicht der Chl-Gehalt bis zu 500 µg/l (Abb. 5-1). Die Konzentration der als DOC (dissolved organic carbon) gemessenen Huminstoffgehalte liegt überwiegend zwischen 6 und 12 mg/l, bei maximal bis zu 32 mg/l. Die Werte des spektralen Absorptionskoeffizienten im UV-Bereich bei 254 nm (UV 254) bewegen sich meist zwischen 15 und 25 m⁻¹ und können bis zu 75 m⁻¹ betragen.

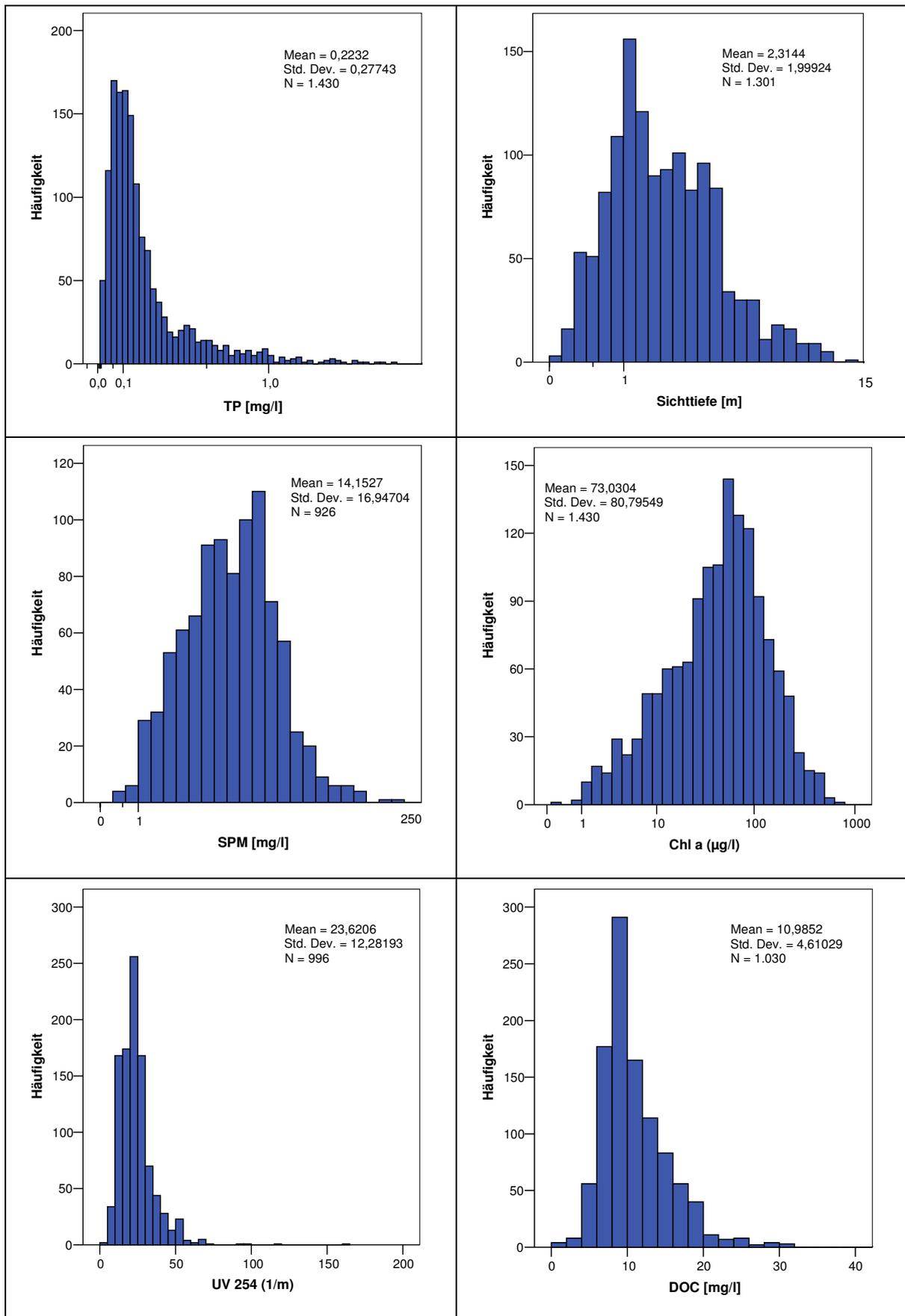


Abb. 5-1: Histogramme ausgewählter limnologischer Parameter (Daten LUA Brandenburg)

Zwischen einigen Parameterpaaren bestehen signifikante Abhängigkeiten (s. Abb. 5-2). Sehr deutlich ist der Zusammenhang zwischen Chl und der Sichttiefe. Nicht ganz so deutlich aber immer noch klar sind die Zusammenhänge der anderen Parameterpaare, wodurch das von Reigber (2008) für einige Brandenburger Seen gezeichnete Bild gestützt wird: Danach wird die Sichttiefe Brandenburger Gewässer maßgeblich durch ihre Chl-Gehalte beeinflusst. Diese werden überwiegend von den TP-Konzentrationen im Gewässer gesteuert und haben wesentlichen Anteil an den Schwebstoffgehalten.

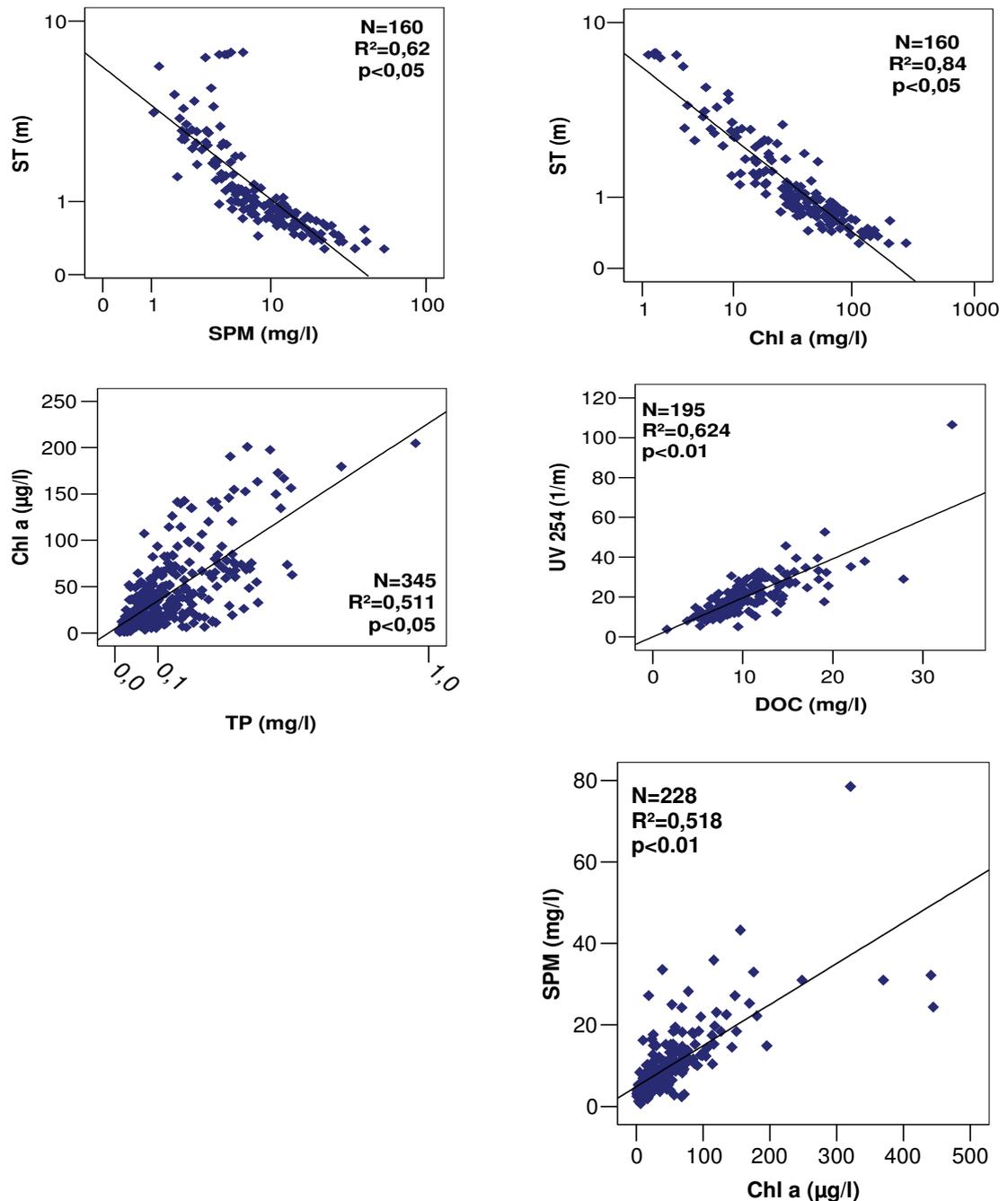


Abb. 5-2: Streudiagramme ausgesuchter chemischer Parameter Brandenburger Seen (Sommermittel - März bis Oktober).

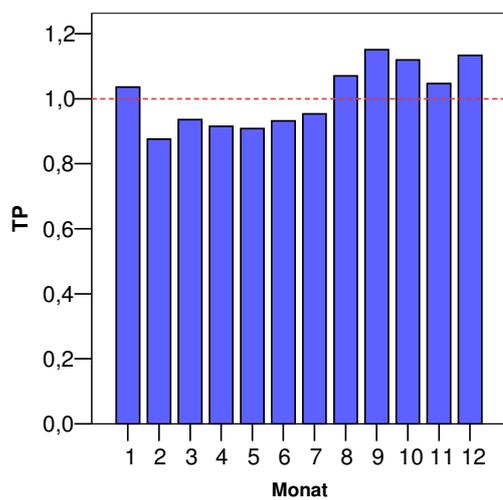
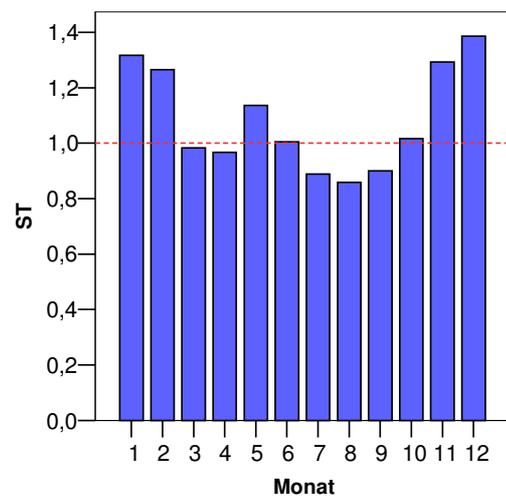
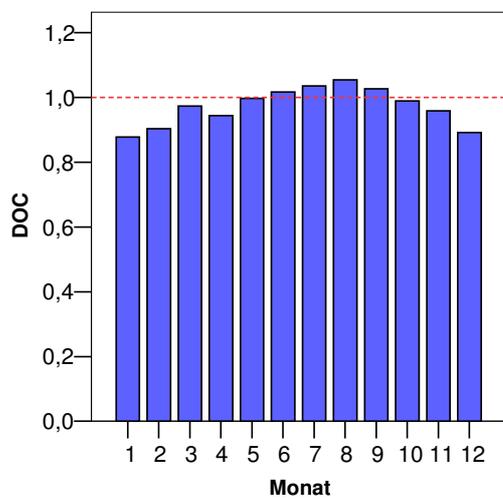
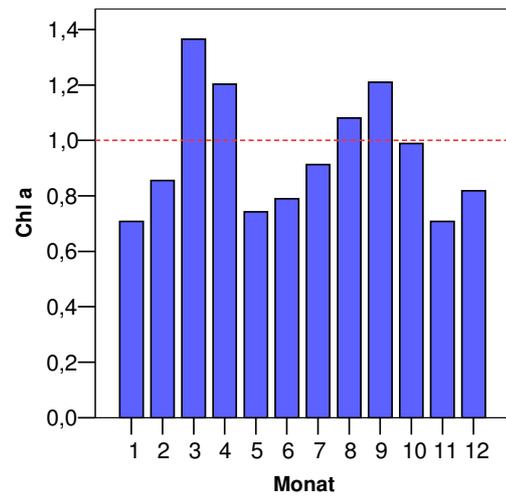
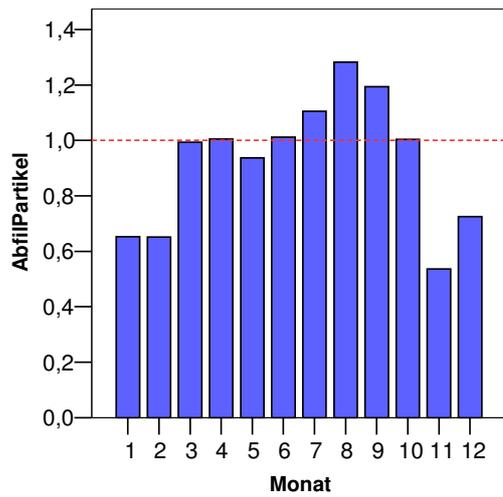


Abb. 5-3: Verteilung monatlicher Mittel limnologischer Parameter im Verhältnis zum jeweiligen Jahresmittel (rote Linie entspr. Verhältnis von 1)

Abb. 5-3 verdeutlicht geringe Schwankungen der Huminstoffgehalte in Brandenburger Seen im Jahresverlauf. Es sind demnach wenige Messungen (sowohl chemisch als auch Satellitenbilder) ausreichend, um eine repräsentative Jahresmittelkonzentration zu ermitteln. Anders dagegen bei Chl, für das sich die von Schwoerbel (1984) beschriebenen Frühjahrs- und Spätsommermaxima (März/April und September/Oktober) neben Minima im Mai bis Juli und Winter (November bis Februar) bestätigen. Um hier hinreichend genaue Aussagen zu Konzentrationen während der Vegetationsperiode zu erhalten, müssen monatliche Messungen von Anfang März bis Ende Oktober vorgenommen werden. Die Sichttiefe verhält sich zur Chl-Konzentration invers. Ähnliche Schwankungen wie Chl haben die Schwebstoffe, welche ja auch wesentlich durch die Chl-Konz. beeinflusst werden (s.o.).

5.1.2 Limnochemische Seentypen

Aus einem bezüglich der biooptisch relevanten Parameter Chl, DOC, SPM, Sichttiefe und der Ratio aus Chl und SPM vollständigem Datensatz von 189 Brandenburger Seen, wurden Gruppen mit jeweils ähnlichen limnochemischen Eigenschaften gebildet. Eine weitere Klassifizierung der Daten erfolgte hinsichtlich der Chl/SPM-Ratio und auf Basis des DOC. Die Gruppen wurden durch einen statistischen Mittelwertvergleich (der nach dem Kruskal-Wallis-Test normalverteilten Parameter) mit einer multifaktoriellen Anova auf signifikante Unterschiede getestet:

Tab. 5-1: Limnochemische Gruppen Brandenburger Seen (ST [m], Chl [µg/l], DOC & SPM [mg/l]).

| Gruppe | Bezeichnung | Anzahl Seen | Chl | SPM | DOC | ST | ratio |
|--------|----------------------------|-------------|-------|-------|------|------|-------|
| 1 | DOC- und Chl-arm, viel SPM | 7 | 1,56 | 3,72 | 3,33 | 7,02 | 0,47 |
| 2 | Chl-arm, viel SPM | 3 | 3,73 | 5,15 | 8,58 | 3,91 | 0,95 |
| 3 | Chl-arm, mit SPM | 3 | 6,02 | 2,11 | 7,1 | 3,81 | 2,86 |
| 4 | Chl-Seen, viel SPM | 12 | 17,2 | 11,41 | 9,7 | 1,23 | 1,7 |
| 5 | Chl-Seen, mit SPM | 58 | 22,24 | 6,34 | 8,29 | 1,24 | 3,53 |
| 6 | Chl-Seen, wenig SPM | 43 | 32,12 | 5,52 | 8,63 | 1,21 | 5,43 |
| 7 | Chl-reich, mit SPM | 12 | 61,65 | 18,32 | 9,6 | 0,65 | 3,76 |
| 8 | Chl-reich, wenig SPM | 51 | 83,05 | 13,58 | 9,86 | 0,58 | 5,98 |

Danach haben die Gruppen 1, 2 und 3 signifikant geringere Chl-Mittel als die Gruppen 4-8 und die Gruppen 4, 5 und 6 haben wiederum signifikant geringere Chl-Mittel als die Gruppen 7 und 8. Bezüglich SPM existieren zwischen den Gruppen keine signifikanten Mittelwertunterschiede. Dagegen hat die Gruppe 1 deutlich niedrigere DOC-Mittel als die

Gruppen 4-8. Für die Gruppen 2 und 3 bestätigen sich diese Unterschiede nicht und es existieren auch keine von der Gruppe 1 signifikant abweichenden DOC-Mittel. Bei den Sichttiefen gibt es signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen 1 und 2 und allen anderen Gruppen (lediglich zwischen 2 und 3 sind keine Unterschiede belegbar). Die Gruppen 7 und 8 haben im Vergleich zu allen anderen Gruppen (außer zur Gruppe 4) signifikante Unterschiede. Ebenso weisen die Gruppen 4, 5 und 6 zu allen anderen Gruppen signifikante Mittelwertunterschiede für die Sichttiefe auf. Ausnahme hiervon ist wiederum der nicht vorhandene Unterschied zwischen den Gruppen 4 und 7. Die Gruppen 3,5 und 7 weisen eine niedrigere Chl/SPM-Ratio als die Gruppen 6 und 8, jedoch eine höhere Ratio als die Gruppen 1, 2 und 4 auf.

Im Ergebnis des statistischen Vergleiches ist die Differenzierung der 8 biooptischen Gruppen anhand der Mittelwerte der Parameter Chl, ST, SPM und DOC signifikant.

5.2 Modellaufbau

5.2.1 Berechnung des Proportionalitätsfaktors der Rückstreuung

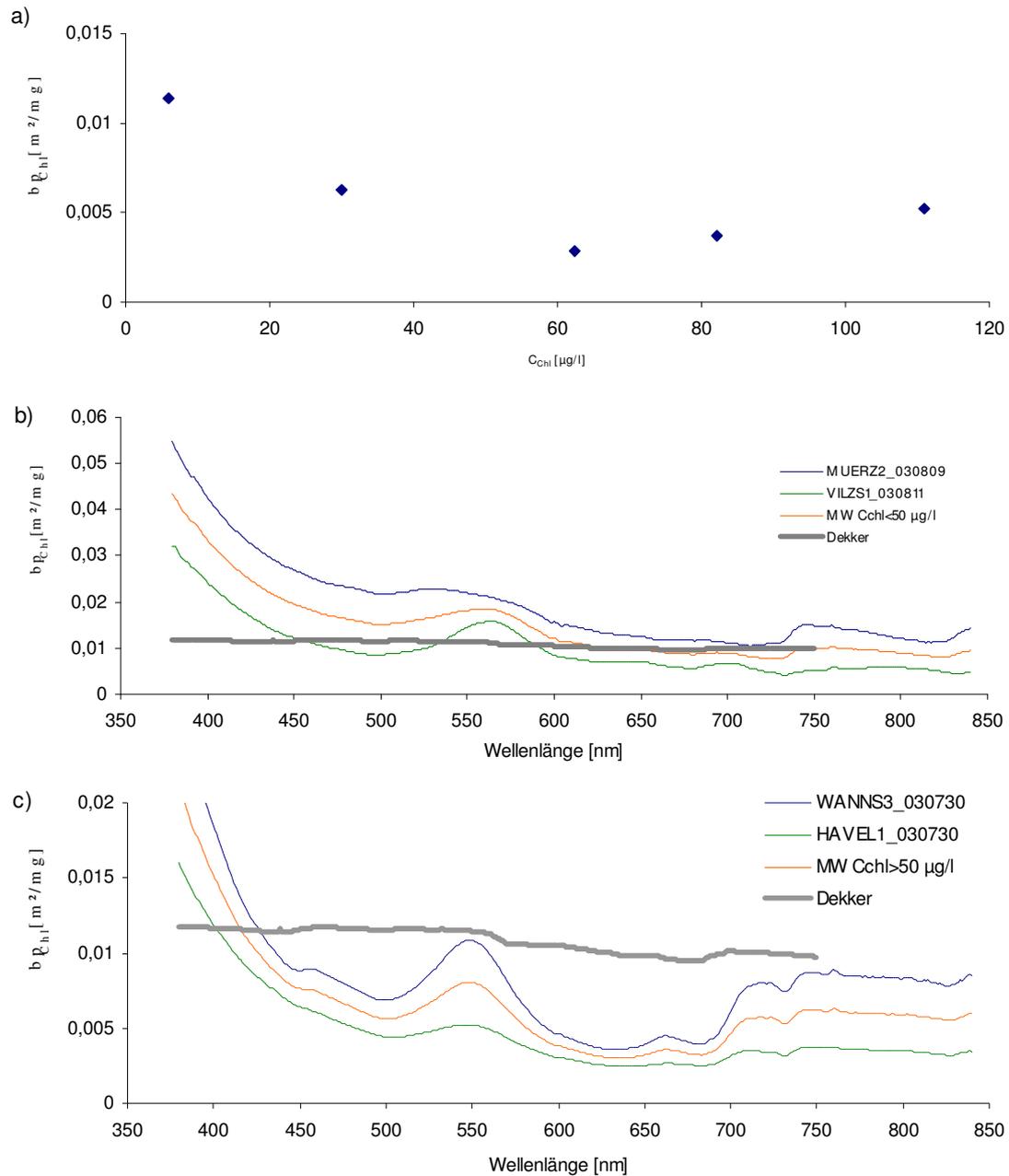


Abb. 5-4 a): Höhe des Proportionalitätsfaktors der Rückstreuung (bp_{Chl}) normalisiert auf die Chl-Konzentration (C_{Chl}) – Faktor berechnet als Gesamtmittel für die jeweilige Chl-Konz. im Bereich 678 bis 705 nm. **b)** bp_{Chl} für Chl-Konz. kleiner und **c)** größer als 60 $\mu g/l$. Zum besseren Vergleich wurde die spezifische Rückstreuung nach Dekker et al. (2002) angegeben.

Da insbesondere für Chlorophyll-Konzentrationen von mehr als 50 $\mu g/l$ die mit WASI modellierten Reflektanzen nicht mit den Vorort gemessenen ASD-Spektren übereinstimmten, wurde eine falsche Rückstreuung als Ursache angenommen und

daher ein neuer Proportionalitätsfaktor aus den Daten des Feldspektrometers (4 ASD-Spektren) berechnet (s. 4.3.2, Daten s. Anhang 8.1). Die Höhe von bp_{Chl} zeigt im biooptisch relevanten Bereich (678 bis 705 nm) einen abwärts gerichteten Trend für Gewässer mit Konz. $< 50 \mu\text{g/l}$. Dagegen ist der Trend und für Gewässer mit höheren Chl-Konzentrationen steigend (Abb. 5-4 a).

Im Vergleich mit der von Dekker, et. al (2002) für einen ähnlich Gewässertyp angegebenen Rückstreuung bestehen Ähnlichkeiten für Konz. $< 50 \mu\text{g/l}$ Chl, aber deutliche Unterschiede im höheren Chl-Bereich (Abb. 5-4 b und c)

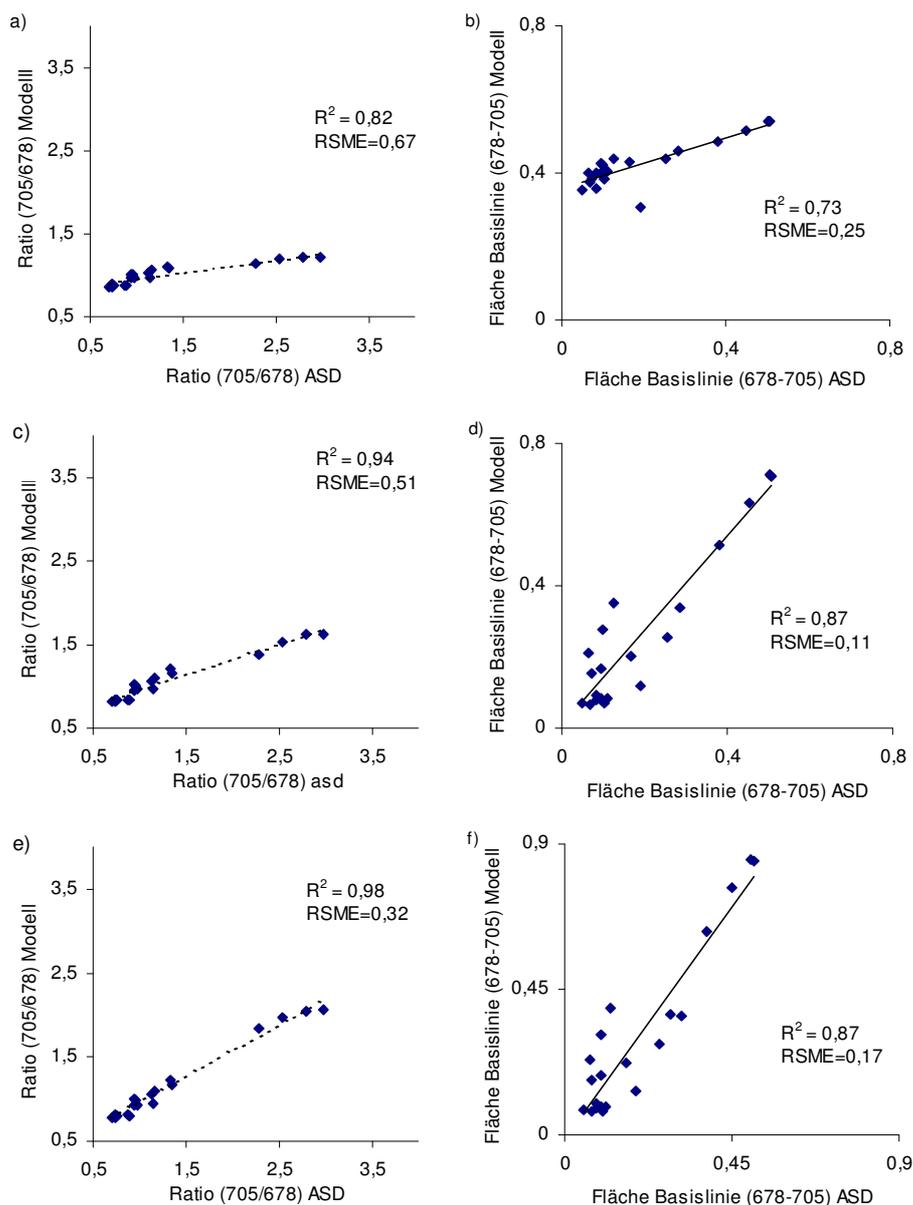


Abb. 5-5: Streudiagramme der Ratio (705/678) und der Fläche um die Basislinie (678-705) von modellierten und gemessenen Spektren (a und b mit WASI; c und d Modellansatz nach Kap. 4.3.2, Streuung nach Dekker, Vos et. al (2002); e und f nach Modellansatz nach Kap. 4.3.2, Streuung nach Kap. 4.3.2).

Der direkte Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Ergebnissen (Abb. 5-5) zeigt höhere Regressionskoeffizienten für die Berechnungen der Reflektanzen mit dem Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung und der Rückstreuung aus Dekker et al. (2002). Die Parameter aller Modelle waren dabei weitgehend identisch, mit Ausnahme der Absorptionsspektren. In WASI (Abb. 5-5 a, b) wurden sie nach Gege (2005), im eigenen Ansatz (Abb. 5-5 e, f) und im Ansatz nach Dekker (Abb. 5-5 c, d) als Brandenburger Gesamtmittel eingeführt.

Deutlicher wird der Unterschied der beiden verwendeten Modellansätze, wenn der RMS-Fehler im Zusammenhang mit dem Bereich der modellierten Ratio (705/678) betrachtet wird. Der Wertebereich des mit WASI modellierten Spektrums liegt im Bereich des RMS-Fehlers (0,7), womit die Unsicherheiten dieses Modells für eine Chl-Berechnung zu groß sind. Bei Einführung einer typischen Brandenburger Rückstreuung in das Modell (nach Ansatz aus Kap. 4.3.2) verringert sich der RMS-Fehler soweit (auf 0,32 für die Ratio 678/705; s. Abb. 5-5 e), dass die plausible Berechnung von typischen Brandenburger Spektren möglich wird. Die Einbeziehung der von Dekker, Voss et al. (2002) gemessenen Rückstreuung ergibt für die Ratio keine wesentliche Verbesserung, noch immer wird die modellierte Ratio mit dem Modell klar unterschätzt und der RMS-Fehler verbessert sich daher nicht wesentlich. Grund dafür dürfte die mit diesem Ansatz überschätzte Rückstreuung für höhere Chl-Konz. (> 50 mg/l) sein (Abb. 5-4 c).

Bei Betrachtung der Fläche im Bereich zwischen 678 und 705 nm (Abb. 5-4 b, d, f) wird ebenfalls deutlich, dass sich das Programm WASI nicht uneingeschränkt auf die Brandenburger Verhältnisse übertragen lässt. Allerdings sind die Unterschiede, die sich aus dem Einsatz der Rückstreuung nach Dekker und der aus den ASD-Spektren berechneten Rückstreuung ergeben nicht so erheblich, wie bei Verwendung der Ratio. Insofern würde sich auch der Ansatz nach Dekker für die Modellierung von Flächen um die Basislinie (678/705) des NIR eignen. Für die Ableitung von Spektren wird aber aufgrund der insgesamt besseren RMS-Fehler von Ratio und Fläche um die Basislinie das nach Kap. 4.3 aufgebaute Modell verwendet, zumal die dem Modell zugrunde liegende Datenbasis aus dem potenziellen Einsatzgebiet des in dieser Arbeit abzuleitenden limnologischen Monitorings mit Fernerkundungsdaten stammt (Bundesland Brandenburg).

5.2.2 Auswahl geeigneter Brandenburger Absorptionsspektren

Von den 22 Absorptionsspektren sind für 15 die Abundanzen der Phytoplanktongruppen *Dinophyceae*, *Cyanophyceae* (Blualgen), *Basillariophyceae* (Diatomeen), *Chlorophyceae* (Grünalgen) ermittelt worden (Reigber 2008). Diese wurden in einer Hauptkomponentenanalyse zusammen mit den Chl-Gehalten und ausgewählten

Parametern für spektrale Eigenschaften der Absorptionskurven analysiert (s. 4.3.3). Die eingebrachten Parameter wurden zu 4 Achsen extrahiert (s. Tab. 5-2).

Die erste Achse korreliert positiv mit den Chlorophyll-Konzentrationen der Probe und mit der Abundanz an Blaualgen. Negativ korreliert die *Dinophyceae*-Abundanz mit der ersten Achse. Mit dieser Achse besteht auch eine hohe Korrelation der spektralen Eigenschaften Area 436/647 und Ratio 440/690 sowie Min 429/674, Min 674/712. Geringe Chl-Gehalte und niedrige Blaualgen-Konz. bei hohen Diatomeen-Abundanzen korrelieren dagegen mit der zweiten Achse. Bezüglich der spektralen Parameter Area 652/712, Max 641/712 (Absorption & Wellenlänge) bestehen ebenfalls sehr hohe Faktorladungen. Hohe *Dinophyceae*-Abundanzen und niedrige Diatomeen- und Grünalgen-Gehalte repräsentieren die Proben, aus denen die dritte Achse extrahiert wurde. Sie hat hohe Faktorladungen bezüglich des Parameters Max 641/712 (Absorption). Die letzte Achse hat keine hohen Ladungen bezüglich eines biologischen oder spektralen Parameters.

Tab. 5-2: Korrelation von Abundanzen der Phytoplanktongruppen und spektralen Eigenschaften der Absorptionskurven zu den mittels PCA extrahierten Achsen (Daten: Anhang 8.2; grau unterlegt: Korrelationskoeffizienten > 0,4).

| Parameter | Korrelation zu den extrahierten Achsen | | | |
|------------------------------|--|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| CHLOROPHYLL | 0,6 | -0,6 | -0,1 | 0,3 |
| DINOPHYCEAE | -0,6 | 0,1 | 0,6 | -0,3 |
| CYANOPHYCEAE | 0,5 | -0,6 | 0,2 | 0,3 |
| Area 436/647 | -0,6 | 0,3 | 0,4 | 0,3 |
| Min 429/674 (Absorption) | -0,8 | -0,1 | -0,3 | 0,3 |
| Min 674/712 (Absorption) | 0,7 | 0,4 | 0,1 | -0,2 |
| Area Min 429/674 Min 674/712 | 0,8 | 0,3 | 0,4 | 0,1 |
| BACILLARIOPHYCEAE | 0,3 | 0,6 | -0,5 | -0,4 |
| CHLOROCOCCALES | 0,4 | 0,1 | -0,6 | 0,4 |
| Area 652/712 | 0,3 | 0,7 | 0,0 | 0,5 |
| Ratio 440/690 | -0,9 | 0,0 | -0,2 | 0,3 |
| Max 641/712 (Absorption) | 0,2 | 0,7 | 0,5 | 0,3 |
| Max 641/712 (λ) | 0,2 | -0,6 | 0,4 | -0,1 |

Für die Gruppierung der Absorptionsspektren wurde eine hierarchische Clusteranalyse verwendet (s. 4.3.3 und Abb. 5-6). Die bereits mit der Hauptkomponentenanalyse ermittelten drei Gruppen lassen sich eindeutig bestätigen. Zur ersten Gruppe gehören die Absorptionsspektren aus den chlorophyll-reichen Gewässern Wannsee und Havel, sowie Absorptionsspektren vom Braminsee und Krampnitzsee (BRAMI und KRAMP in Abb. 5-6). Zu einer zweiten Gruppe lassen sich die Absorptionsspektren der Gewässer Schwarzer See (SWSZ), Vielitzsee (VILZS), Rheinsberger See (RHEIN), Zechliner See (ZECHL), Zootensee (ZOOTZ) und Zethner See (ZETHN) zusammenfassen, die Chl-Konzentrationen im Bereich meso- bis eutropher Gewässer haben. Die dritte Gruppe wird allein durch den *Dinophyceae*-Typ des Fahrländer Sees bestimmt (FAHRL).

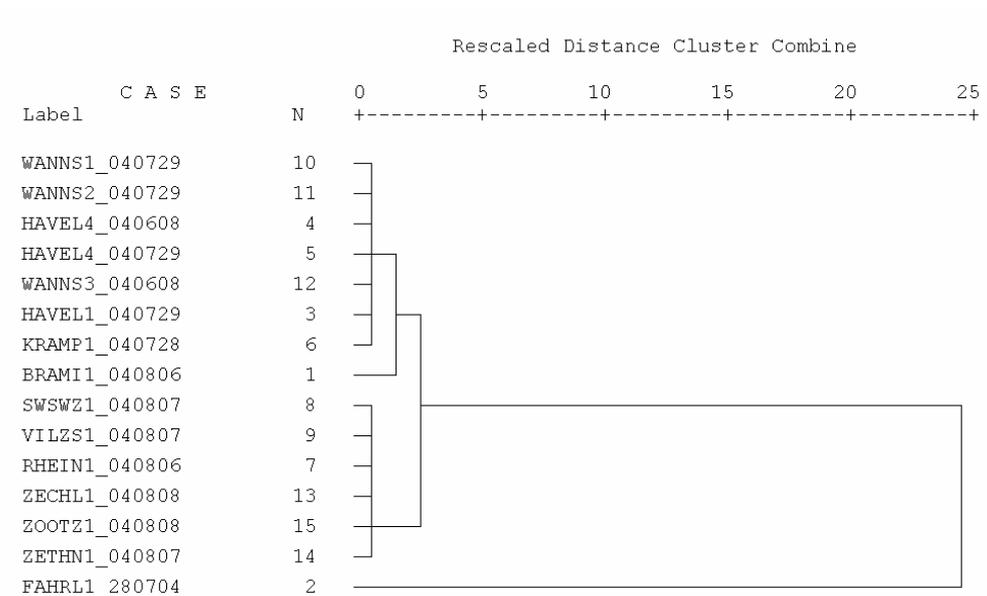


Abb. 5-6: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse von Algenabundanzen und Chl-Konzentration.

Fazit der Ergebnisse ist, dass sich aus den Daten drei Typen von Absorptionsspektren isolieren lassen. Ein Spektrum, das für hohe Chl-Gehalte und die Dominanz von Blaualgen repräsentativ ist und weiterhin als Typ chlorophyll-reich bezeichnet wird. Ein Absorptionsspektrum, das für chlorophyll-arme Gewässerzustände mit hohen Diatomeen-Konzentrationen aber niedrigen Blaualgen-Konzentrationen repräsentativ ist. Das dritte isolierte Spektrum wurde ausschließlich am Fahrländer See gefunden, womit seine Repräsentativität für Brandenburger Verhältnisse zu prüfen bleibt. Die in Abb. 5-6 gruppierten Absorptionsspektren wurden durch Mittelwertbildung aggregiert und damit typische Absorptionsspektren kreiert (Abb. 5-7) und in die weitere Modellierung der Reflektanzen einbezogen.

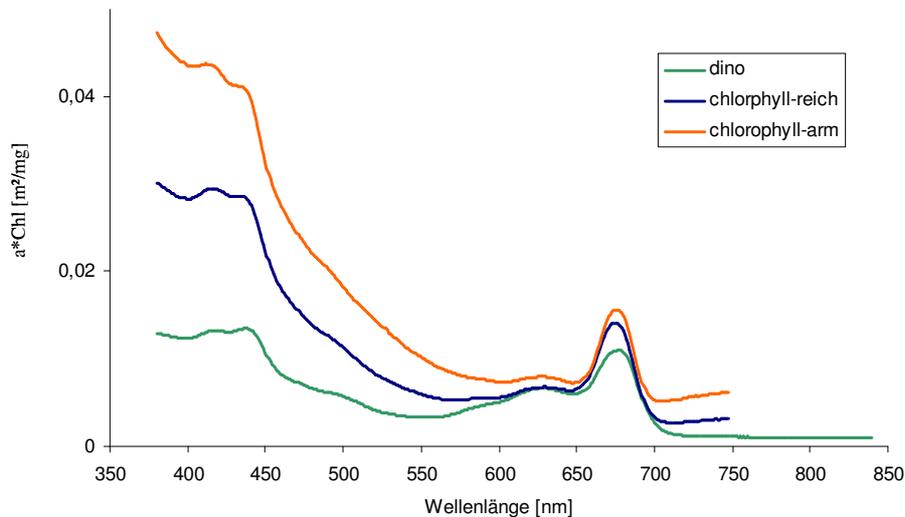


Abb. 5-7: Für chlorophyll-reiche und arme Verhältnisse repräsentative Brandenburger Absorptionsspektren für Phytoplankton und der *Dinophyceae*-Typ (Daten s. Anhang 8.1).

5.2.3 Abschließende Kalibrierung

Vor der Berechnung von R_s -Spektren aus den limnochemischen Daten von 189 Brandenburgischen Seen ist das biooptische Modell mit der in Kap. 5.2.1 berechneten Rückstreuung und der in Kap. 5.2.2 ermittelten Absorption an einem unabhängigen Datensatz von ASD-Spektren zu kalibrieren (s. 4.3.4). Als Ergebnis der Kalibrierung ist eine ähnliche Streuung der für den Modellaufbau (gefüllte Rauten in Abb. 5-8) und der für die Kalibrierung verwendeten Daten (viereckige Legendensymbole in Abb. 5-8) zu erkennen. Auch die Regressionskoeffizienten und RMS-Fehler der unabhängigen Kalibrierungsdaten liegen im Bereich der beim Modellaufbau ermittelten Werte (s. Abb. 5-5 e und f).

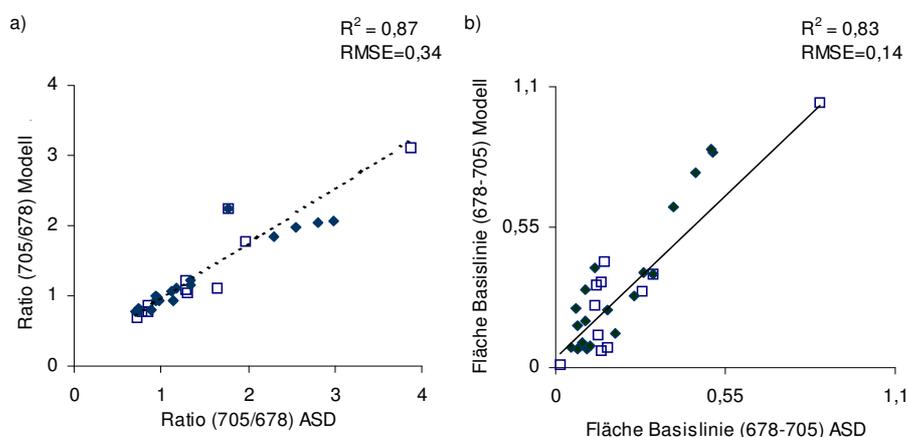


Abb. 5-8: Vergleich zwischen Ratio und Fläche und des verwendeten Modells (Ansatz nach Kap. 4.3.2; gefüllte Rauten: Daten aus Abb. 5-5).

5.3 Spektrale Auflösung der Sensoren

In diesem Kap. werden aus den gemittelten Chl- und UV-Werten von 189 Brandenburgischen Seen (Datenbasis LUA Brandenburg) mit dem in Kap. 4.3 aufgebauten und kalibrierten Modell für drei Chl-Bereiche (die den limnochemischen Seentypen aus Kap. 5.1.1 entsprechen) Reflektanzen (R_s) berechnet und damit die spektrale Auflösung ausgewählter Sensoren bezüglich der Chl-Bestimmung getestet. Unterteilt werden die Sensoren dabei in zwei Gruppen. Die erste Gruppe umfasst die aktuell verfügbaren Sensoren und die zweite Gruppe zukünftig verfügbare Sensoren und Forschungssensoren.

5.3.1 Chl-Konzentrationen kleiner 6 $\mu\text{g/l}$

Der Vergleich der Chl-Konz. < 6 $\mu\text{g/l}$ mit den verschiedenen Bandkombinationen ergibt für aktuelle und zeitnah verfügbare Sensoren ähnliche Regressionskoeffizienten und RMS-Fehler, die um 0,85 $\mu\text{g/l}$ (Abweichung Chl) liegen (Tab. 5-3). Für diese Sensoren ergab immer die Kombination dreier Bänder (als Ratio) die höchsten Regressionskoeffizienten. Dabei sind außer beim Sensor der Fa. RapidEye, bei der der Wellenlängenbereich 551/713 optimale Regressionen erbrachte, auch noch die spektralen Bänder bis 840 nm relevant.

Tab. 5-3: Aktuell verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (<6 $\mu\text{g/l}$).

| Sensor | Art der Komb. | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [$\mu\text{g/l}$] |
|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|--------------------------------|
| Aster | Ratio | 3 | 556 | 807 | 0,74 | lin | 0,86 |
| IKONOS | Ratio | 3 | 565 | 825 | 0,74 | lin | 0,85 |
| RapidEye | Ratio | 3 | 556 | 713 | 0,74 | lin | 0,86 |
| Landsat TM5 | Ratio | 3 | 571 | 838 | 0,75 | lin | 0,84 |
| Spot4 | Ratio | 3 | 555 | 836 | 0,74 | lin | 0,86 |

Für die zukünftig verfügbaren Sensoren und Forschungssensoren (Tab. 5-4) führt zusätzlich zur Ratio auch die Fläche unter der Basislinie zu hohen Regressionskoeffizienten und niedrigen RMS-Fehlern. Wobei Bandbereiche zwischen 580 und 830 nm die höchsten Regressionen verursachen.

Tab. 5-4: Zukünftig verfügbare Sensoren und Forschungssensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (<6µg/l)

| Sensor | Art der Komb. | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [µg/l] |
|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|-------------------|
| Sentinel | Ratio | 4 | 555 | 740 | 0,74 | lin | 0,85 |
| | Ratio | 5 | 555 | 790 | 0,74 | lin | 0,85 |
| | Ratio | 6 | 555 | 832 | 0,74 | lin | 0,85 |
| | Ratio | 3 | 555 | 705 | 0,74 | lin | 0,86 |
| | Ratio | 2 | 555 | 670 | 0,71 | lin | 0,90 |
| EnMap | Ratio | 4 | 584 | 597 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 5 | 584 | 601 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 2 | 588 | 592 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 3 | 588 | 597 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 4 | 588 | 601 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 6 | 584 | 605 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 3 | 584 | 592 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 5 | 588 | 605 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 2 | 584 | 588 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Ratio | 7 | 584 | 610 | 0,76 | lin | 0,82 |
| | Area | 3 | 584 | 592 | 0,76 | lin | 0,81 |
| Area | 3 | 588 | 597 | 0,75 | lin | 0,83 | |
| ChrisP2 | Ratio | 2 | 590 | 622 | 0,75 | lin | 0,83 |
| | Ratio | 3 | 590 | 651 | 0,75 | lin | 0,84 |
| | Ratio | 3 | 570 | 622 | 0,75 | lin | 0,84 |
| | Area | 3 | 442 | 510 | 0,75 | lin | 0,84 |

5.3.2 Chl-Konzentrationen zwischen 6 und 50 µg/l

Der Vergleich mittlerer Chl-Konz. zeigt insgesamt deutlich höhere RMS-Fehler aber auch höhere Regressionskoeffizienten. Die niedrigsten RMS-Fehler hat bei den aktuell verfügbaren Sensoren (Tab. 5-5) die Ratio der Bandbereiche zwischen 660 und 808 nm. Zwischen den Sensoren sind die Unterschiede bezüglich der RMS-Fehler gering.

Tab. 5-5: Aktuell verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>6-50 µg/l).

| Sensor | Art | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [µg/l] |
|----------|-------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|-------------------|
| Aster | Ratio | 2 | 661 | 807 | 0,95 | log | 1,9 |
| | Ratio | 3 | 556 | 807 | 0,89 | pot | 3,1 |
| IKONOS | Ratio | 2 | 680 | 825 | 0,95 | exp | 2,1 |
| | Ratio | 3 | 565 | 825 | 0,90 | pot | 3,0 |
| TM5 | Ratio | 2 | 661 | 838 | 0,91 | exp | 1,9 |
| | Ratio | 3 | 571 | 838 | 0,90 | pot | 3,6 |
| Spot4 | Ratio | 2 | 657 | 836 | 0,95 | exp | 2,0 |
| | Ratio | 3 | 555 | 836 | 0,88 | pot | 3,2 |
| RapidEye | Ratio | 2 | 713 | 808 | 0,96 | poly | 2,4 |
| | Ratio | 3 | 660 | 808 | 0,95 | exp | 1,8 |
| | Ratio | 2 | 660 | 713 | 0,95 | exp | 2,2 |
| | Ratio | 3 | 556 | 713 | 0,86 | pot | 3,9 |

Da sich bei den zukünftig verfügbaren und den Forschungssensoren diverse Bandkombinationen für die Chl-Detektion eignen, wurden in Tab. 5-6 nur solche mit RMS-

Fehlern < 3 µg/l aufgefgt. Der für die Chl-Detektion relevante Bandbereich liegt zwischen 650 und 790 nm. Es bestehen teilweise sehr hohe Regressionskoeffizienten bei sehr niedrigen RMS-Fehlern von min. 1,6 µg/l (EnMap). Zwischen den Sensoren bestehen allerdings kaum Unterschiede bezüglich der minimal auftretenden RMS-Fehler.

Tab. 5-6: Zukünftig (ab 2009) verfügbare Sensoren (einschl. Forschungssensoren) und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>6-50 µg/l und RMS-Fehler <3 µg/l).

| Sensor | Art | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [µg/l] |
|----------|-------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|-------------------|
| Sentinel | Ratio | 2 | 670 | 705 | 0,96 | exp | 1,9 |
| | Ratio | 3 | 705 | 790 | 0,96 | poly | 2,4 |
| | Ratio | 3 | 670 | 740 | 0,94 | exp | 2,6 |
| EnMap | Ratio | 2 | 797 | 803 | 0,98 | poly | 1,6 |
| | Ratio | 3 | 730 | 741 | 0,97 | poly | 1,9 |
| | Ratio | 2 | 698 | 703 | 0,96 | poly | 2,2 |
| | Ratio | 3 | 698 | 708 | 0,96 | poly | 2,6 |
| ChrisP2 | Ratio | 5 | 680 | 781 | 0,96 | exp | 1,7 |
| | Ratio | 4 | 686 | 781 | 0,96 | exp | 1,7 |
| | Ratio | 2 | 686 | 706 | 0,96 | exp | 1,9 |
| | Ratio | 7 | 651 | 781 | 0,95 | exp | 2,0 |
| | Ratio | 3 | 686 | 755 | 0,97 | poly | 2,1 |
| | Ratio | 2 | 706 | 755 | 0,96 | poly | 2,4 |
| | Area | 3 | 672 | 686 | 0,98 | poly | 1,6 |
| | Area | 5 | 672 | 755 | 0,98 | poly | 1,6 |
| | Area | 4 | 651 | 686 | 0,98 | poly | 1,7 |
| | Area | 3 | 686 | 755 | 0,98 | poly | 1,7 |
| | Area | 4 | 680 | 755 | 0,97 | lin | 1,8 |
| | Area | 5 | 651 | 706 | 0,97 | lin | 1,9 |
| | Area | 6 | 672 | 781 | 0,97 | poly | 2,1 |
| | Area | 3 | 622 | 672 | 0,95 | exp | 2,2 |
| | Area | 6 | 622 | 706 | 0,96 | poly | 2,3 |

5.3.3 Chl-Konzentrationen größer 50 µg/l

Für die Detektion von Chl-Werten > 50 µg/l zeigen überwiegend Bandratios aus den Bereichen 500 bis 680 nm und 800 nm hohe Regressionskoeffizienten und relativ kleine RMS-Fehler. Allerdings sind diese insbesondere für die Sensoren aus Tab. 5-7 relativ höher (> 5 µg/l) als für die der Forschungssensoren und zukünftigen Sensoren (Tab. 5-8).

Tab. 5-7: Aktuell (bis einschl. 2009) verfügbare Sensoren und ihre Eignung zur Chl-Detektion (>50 µg/l).

| Sensor | Art | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [µg/l] |
|----------|-------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|-------------------|
| TM5 | Ratio | 2 | 661 | 838 | 0,98 | poly | 5,33 |
| | Ratio | 3 | 571 | 838 | 0,96 | poly | 8,44 |
| | Ratio | 4 | 486 | 838 | 0,91 | poly | 12,13 |
| Aster | Ratio | 2 | 661 | 807 | 0,99 | poly | 4,71 |
| | Ratio | 3 | 556 | 807 | 0,96 | poly | 8,62 |
| Spot4 | Ratio | 2 | 657 | 836 | 0,98 | poly | 5,42 |
| | Ratio | 3 | 555 | 836 | 0,96 | poly | 8,81 |
| IKONOS | Ratio | 2 | 680 | 825 | 0,98 | poly | 6,07 |
| | Ratio | 3 | 565 | 825 | 0,96 | poly | 8,58 |
| RapidEye | Ratio | 3 | 660 | 808 | 0,99 | poly | 5,01 |
| | Ratio | 2 | 660 | 713 | 0,97 | poly | 6,98 |
| | Ratio | 4 | 556 | 808 | 0,96 | poly | 8,63 |

Für die Forschungs- und zukünftig verfügbaren Sensoren sind sehr niedrige RMS-Fehler auffällig (Tab. 5-8). Insbesondere die Kombination der Fläche unter der Basislinie zeigt, möglicherweise aufgrund der verwendeten hohen Bänderzahlen, sehr hohe Regressionskoeffizienten und niedrige RMS-Fehler, die minimal bei 1,17 µg/l Chl liegen können.

Tab. 5-8: Zukünftig (ab 2009) verfügbare Sensoren (einschl. Forschungssensoren) und ihre Eignung zur Chl-Detektion (> 50 µg/l).

| Sensor | Art | Anzahl Bänder | Band von [nm] | Band bis [nm] | R ² | Art der Regression | RMS-Fehler [µg/l] |
|----------|-------|---------------|---------------|---------------|----------------|--------------------|-------------------|
| EnMap | Ratio | 3 | 730 | 741 | 0,995 | poly | 2,98 |
| | Ratio | 24 | 719 | 849 | 0,996 | poly | 2,51 |
| | Ratio | 23 | 719 | 843 | 0,996 | poly | 2,56 |
| | Ratio | 22 | 719 | 838 | 0,996 | poly | 2,50 |
| | Area | 7 | 741 | 774 | 1 | poly | 1,17 |
| | Area | 7 | 746 | 780 | 1 | poly | 1,83 |
| | Area | 3 | 838 | 849 | 1 | poly | 1,44 |
| | Area | 6 | 746 | 774 | 1 | poly | 2,03 |
| | Area | 6 | 741 | 769 | 1 | poly | 2,48 |
| Area | 27 | 693 | 838 | 1 | poly | 2,87 | |
| Sentinel | Area | 6 | 670 | 865 | 0,999 | poly | 1,19 |
| ChrisP2 | Area | 7 | 672 | 872 | 0,999 | poly | 1,17 |
| | Area | 6 | 680 | 872 | 0,999 | poly | 1,19 |
| | Area | 5 | 686 | 872 | 0,999 | poly | 1,27 |
| | Area | 8 | 651 | 872 | 0,995 | poly | 2,85 |

5.4 Räumlich Auflösung der Sensoren

Die Berechnung von Rasterdatensätzen mit verschiedenen Zellgrößen entsprechend der räumlichen Auflösung der Sensoren für die Brandenburgischen Seen > 1ha brachte für Rasterzellgrößen von 4 und 5 m, die der Auflösung der Sensoren IKONOS und RapidEye entsprechen, eine Mindestanzahl von 393 bzw. 617 Rasterzellen und für Zellgrößen von 15, 20 und 30 m minimal 8, 21 bzw. 41 Rasterzellen je See gebildet (Abb. 5-9).

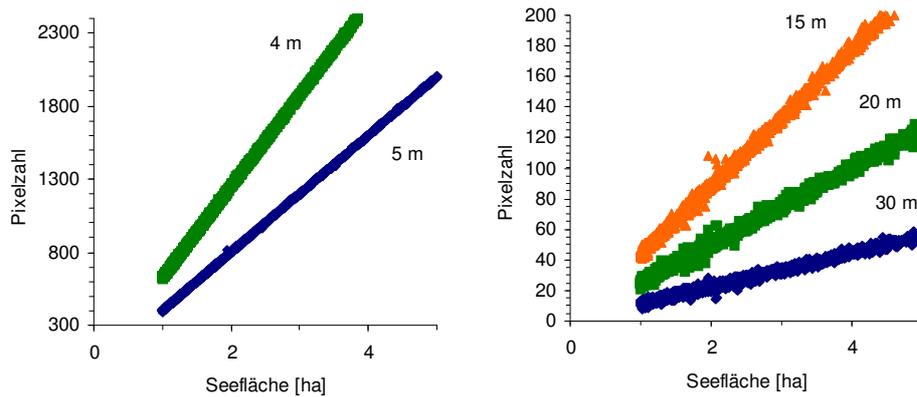


Abb. 5-9: Zusammenhang zwischen Rasterzellzahl je See und der Seegröße bei unterschiedlichen Rasterzellgrößen (Basis: Atkisdaten 2003).

Bei Einbeziehung eines 20 m Puffers zur Ausgrenzung von Flachwasserbereichen wird die Anzahl Pixel je See deutlich kleiner (s. Abb. 5-10) und kann insbesondere bei kleineren Seen mit einem ungünstigen Verhältnis von Fläche zum Umfang auch dazu führen, dass die räumliche Abdeckung nicht mehr gewährleistet ist.

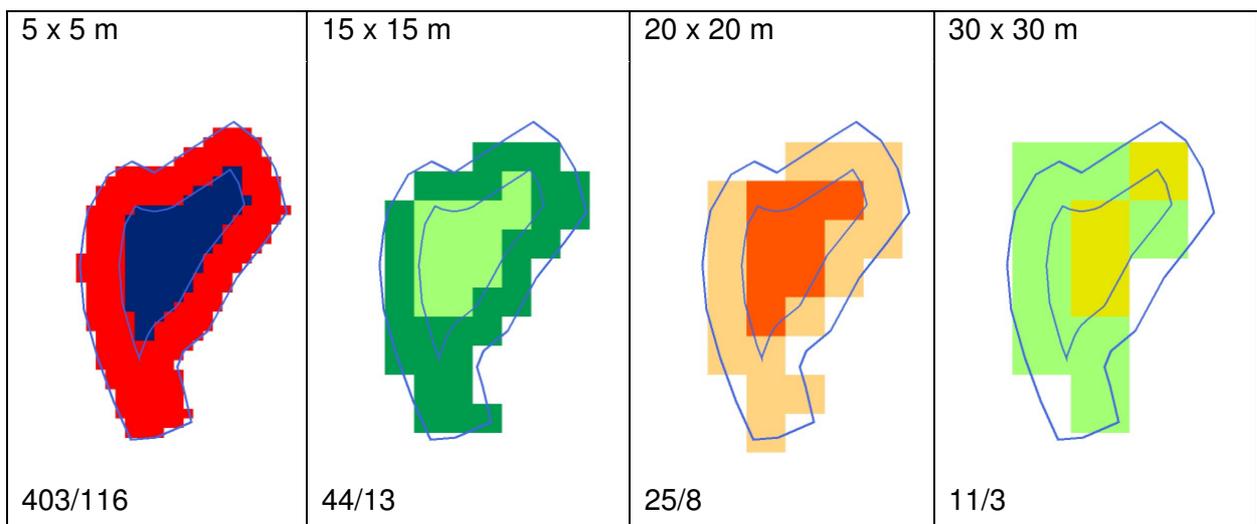


Abb. 5-10: Beispielhafte Abdeckung einer Seefläche (ca. 1 ha) und der mit -20 m gepufferten Seefläche mit Rasterzellen verschiedener räumlicher Auflösung (mit Angabe der Rasterzellenzahl je Seefläche und je gepufferter Seefläche).

Als Mischpixel werden hier alle den „inneren Seebereich“ überlappenden Rasterzellen bezeichnet, welche durch Verschneiden der gesamten „inneren Seefläche“ mit dem gerasterten Anteil der inneren Seefläche berechnet wurden (s. 4.4.2). Mit zunehmender räumlicher Auflösung wird die erfassbare Seenzahl kleiner, da mit der ansteigenden Pixelgröße der Anteil der über den „inneren Seebereich“ hinausragenden Pixel oder Rasterzellen ansteigt, was sich in einem steigenden Verhältnis von Fläche/Umfang der Seen in Bezug zum max. möglichen Mischpixelanteil von 10 % äußert (s. Abb. 5-11).

Tab. 5-9: Auflösungsabhängige Anzahl der bei verschiedenen max. Mischpixelanteilen sicher erfassbaren Seen (Gesamtzahl Seen >1 ha = 3168).

| Mischpixel-anteil [%] | 30 x 30 m | 20 x 20 m | 15 x 15 m | 5 x 5 m | 4 x 4 m |
|-----------------------|-----------|-----------|-----------|---------|---------|
| < 10 | 1122 | 1513 | 1718 | 2638 | 2897 |
| < 20 | 1998 | 2393 | 2579 | 2965 | 3031 |

Von den 3168 im ATKIS-Datenbestand enthaltenen Seeflächen > 1ha lassen sich bei einem Mischpixelanteil von weniger als 10 % mit räumlichen Auflösungen von 4x4 und 5x5 m 2897 Seen (91 %) und 2638 Seen (83 %) erfassen (s. Tab. 5-9). Bei Auflösungen von 15x15, 20x20 oder 30x30 m sinkt die Zahl der erfassbaren Seen auf 54, 48 bzw. 35 %. Wird allerdings der Fokus ausschließlich auf die der Berichtspflicht der WRRL unterliegenden Gewässer beschränkt (>50 ha, WRRL 2000), sind Auflösungen von 30x30 m bis 4x4 m gleichermaßen für das Monitoring geeignet. In diesem Fall können alle Seen > 50 ha mit einem Mischpixelanteil von weniger als 10 % erfasst werden.

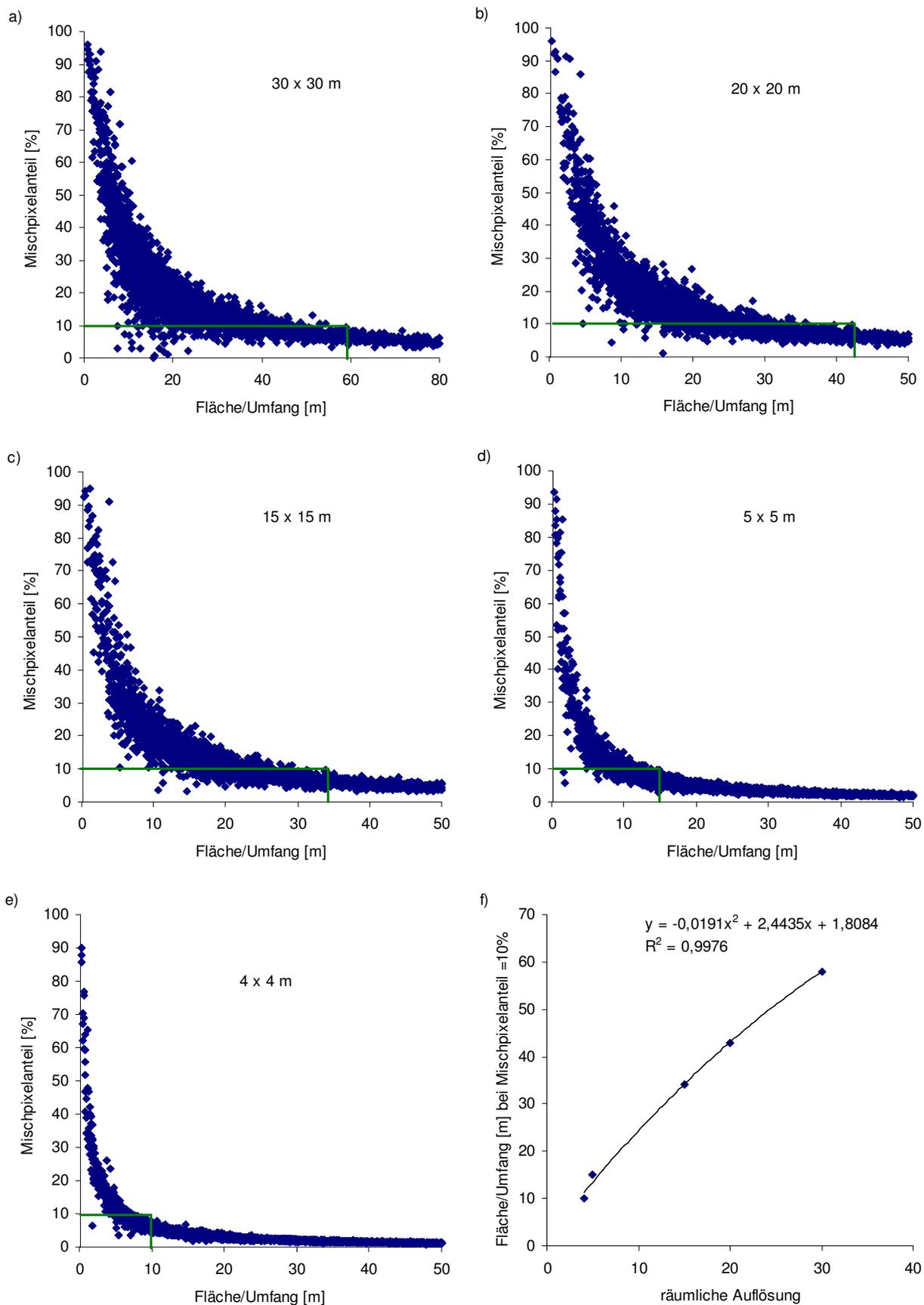


Abb. 5-11: Zusammenhang zwischen der Ratio aus Fläche und Umfang und dem Mischpixelanteil aus der Rasterung des inneren Bereiches Brandenburger Seen - oberhalb 50 m abgeschnitten (s. 4.4.2).

5.5 Ableitung eines trophiebasierten Übersichtsverfahrens zur Ermittlung der Gewässergüte in Seen

Bevor mit dem fernerkundlich erfassbaren Parameter Chl eine Bewertung von Seen im Sinne der WRRL vorgenommen werden kann, ist der Zusammenhang zwischen den jeweiligen Indices und diesem zu prüfen.

Der Zusammenhang zwischen dem Chl-Gehalt und der Trophie des Gewässers ist vielfach belegt und sehr deutlich vorhanden (OECD 1982; LAWA 1998). Mit den fernerkundlich erfassten Chl-Konzentrationen ist somit generell eine Einschätzung der Gewässertrophie möglich und wurde vielfach vorgenommen (Thiemann, Wieneke et al. 2001; Frauendorf 2002).

Eine Einschätzung des Gewässerzustands nach WRRL auf Basis von Satellitendaten ist bisher jedoch nicht erfolgt. Der Zusammenhang zwischen den biologischen Indices Phytoplankton und Makrophyten wird hier stellvertretend für biologische Indices zur Gewässerbewertung nach EU-WRRL dargestellt.

5.5.1 Zusammenhang zwischen Chl und den Indices verschiedener limnologischer Bewertungsverfahren

Zwischen dem auf verschiedenen Einzelmetrics basierenden Phyto-See-Index (PSI) zur Bewertung der Gewässer mit der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton (s. 3.2.3.3) und der im Gewässer vorliegenden Chl-Konzentration besteht ein signifikanter und hoch korrelierter Zusammenhang (Abb. 5-13). Zwischen den einzelnen Seetypen in Abb. 5-12 bestehen Unterschiede, da die trophischen Referenzzustände der Seen typbezogen variieren und bei gleicher Chl-Konz. somit verschiedene Bewertungsergebnisse des PSI vorliegen können. Allerdings sind die Unterschiede so gering (s. Abb. 5-12), dass die PSI-Daten hier zusammengefasst werden (Abb. 5-13b). Mit der Regressionsgleichung in Abb. 5-13 b) lassen sich somit Gewässerzustände für das Phytoplankton nach WRRL aus der Chl-Konz. ableiten.

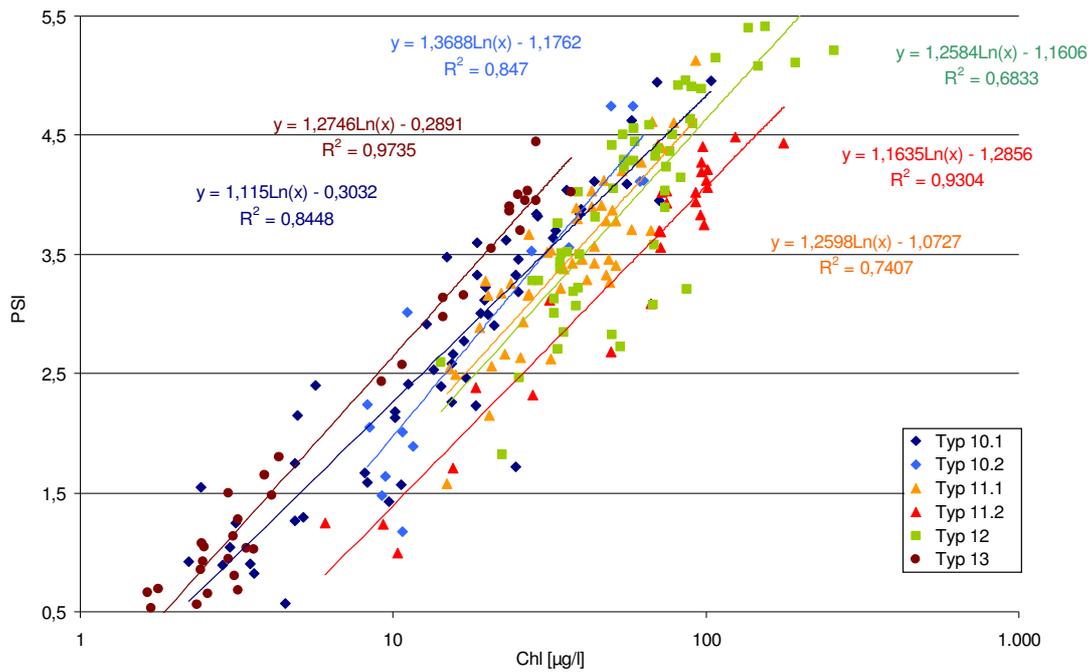


Abb. 5-12: Streudiagramm zwischen Chl und dem Phytoplankton-Index (PSI) zur Bewertung von Seen verschiedener Typen nach WRRL (Daten LUA Brandenburg).

Für die Makrophyten besteht ebenfalls ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Makrophytenindex (MIB) und der Chl-Konz., womit auch diese biologische Qualitätskomponente nach WRRL indirekt über die Chl-Konz fernerkundlich bestimmbar ist (Abb. 5-13 a).

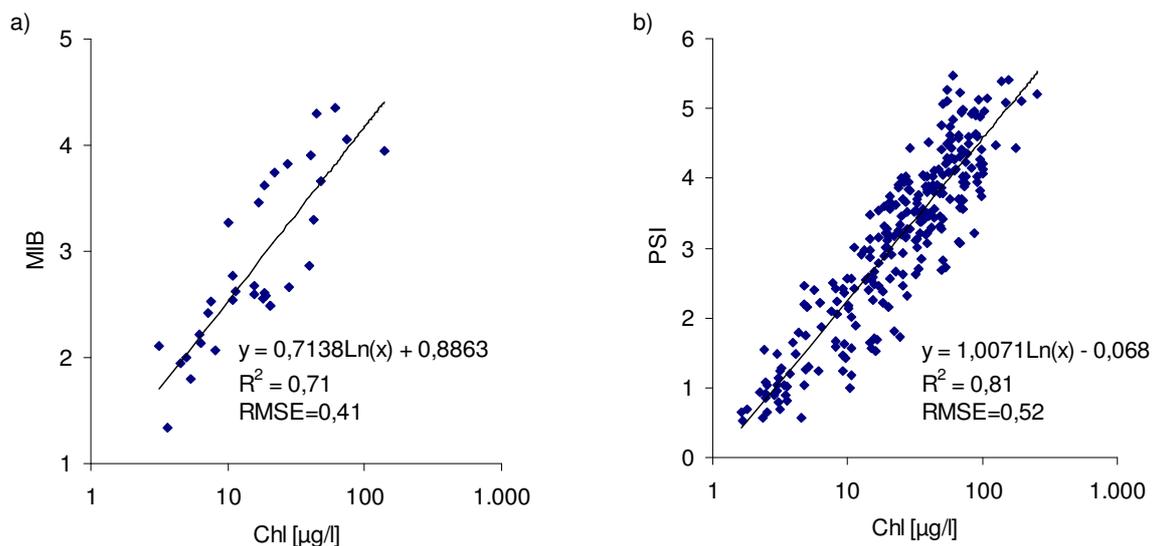


Abb. 5-13: Streudiagramme für alle Seentypen nach WRRL zusammengefasst, a) zwischen Chl und dem Makrophytenindex, und b) zwischen Chl und dem Phytoplankton-Index.

5.5.2 Fehlerbetrachtung

Da in Kap. 5.5.1 die mögliche Berechnung der Indices für die biologische Bewertung nach WRRL belegt wurde, stellt sich die Frage nach dem auftretenden Fehler. Da zunächst der Chl-Gehalt aus der Reflektanz ermittelt wird (s. Kap. 5.3.1 - 5.3.3) und aus dieser dann die Bestimmung der biologischen Indices erfolgt, kombinieren sich beide Fehler nach dem Gesetz der Fehlerfortpflanzung (s. Kap. 4.4) zum Gesamtfehler. Die mini- und maximalen RMS-Fehler für die Chl-Bestimmung der drei Chl-Bereiche durch Satelliten wurden Kap. 5.3.1 - 5.3.3 entnommen und daraus der relative mittlere Fehler berechnet (1. in Tab. 5-10). Der mittlere Fehler ist mit 27-30 % für die Berechnung der Chl-Konz. < 6 µg/l am höchsten und für Chl-Werte > 50 µg/l am kleinsten (1-15 %). Unterschiede zwischen den in Kap. 5.3 getrennt betrachteten aktuell verfügbaren und den Forschungs- bzw. zukünftig verfügbaren Satelliten bestehen lediglich für den Chl-Bereich > 50 µg/l (s. 1. in Tab. 5-10).

Tab. 5-10: Fehlerbetrachtung (hellgrau unterlegt: für Forschungs- und zukünftig einsatzbereite Satelliten, dunkelgrau unterlegt: für aktuell vorhandene Satelliten nach Kap. 5.3).

| | | <6µg/l | 6 - 50 µg/l | >50 µg/l |
|--|---|---------------|-------------|---------------|
| 1. Chl-Bestimmung mittels Satellit | RMSE-Spanne Chl [µg/l] | ± 0,81 - 0,9 | ± 1,6 - 2,6 | ± 1,17 - 2,98 |
| | | ± 0,84 - 0,86 | ± 1,9 - 3,9 | ± 4,7 - 12,1 |
| | relativer mittlerer Fehler Chl [%] | ± 27 - 30 | ± 7 - 12 | ± 1 - 4 |
| 2. Ableitung der biologischen Indices aus Chl-Werten | relativer mittlerer Fehler MIB [%] | ± 14 | | |
| | relativer mittlerer Fehler PSI [%] | ± 17 | | |
| 3. Gesamtfehler aus 1. und 2. | relativer mittlerer Fehler Gesamt MIB [%] | ± 1 - 29 | ± 11 - 17 | ± 13 - 15 |
| | | ± 0 - 28 | ± 9 - 19 | ± 11 - 17 |
| | relativer mittlerer Fehler Gesamt PSI [%] | ± 8 - 52 | ± 13 - 21 | ± 16 - 18 |
| | | ± 6 - 49 | ± 11 - 23 | ± 13 - 21 |

Aus dem RMS-Fehler (Tab. 5-10) für die Ableitung der biologischen Indices aus der Chl-Konz. ergibt sich bei Bezug auf die Index-Mittelwerte ein Fehler, der für den PSI bei 17 % und für den MIB bei 14 % liegt (2. in Tab. 5-10). Im Chl-Bereich von < 6 µg/l ist der relative Fehler der Chl-Bestimmung mittels Satellit dementsprechend wesentlich höher und in den beiden anderen Chl-Bereichen deutlich niedriger oder genau so hoch, wie der relative Fehler aus der Ableitung der biologischen Indices. Die Kombination der relativen Fehler (1. und 2. in Tab. 5-10) ergibt einen relativen Gesamtfehler von bis zu 52 % (< 6 µg/l Chl), 9 – 23 % (6 – 50 µg/l Chl) bzw. 11 – 21 % (> 50 µg/l Chl) für die Ableitung des PSI und von bis zu 29 % (< 6 µg/l Chl), 9 – 19 % (6 – 50 µg/l Chl) bzw. 11 – 17 % (> 50 µg/l Chl) für die Ableitung des MIB. Hierbei werden Unterschiede aus der Verwendung der beiden Satellitengruppen beider biologischer Indices für keinen der drei Chl-Bereiche deutlich (3. in Tab. 5-10).

Grund dafür, dass die relativ hohen Fehler der Bestimmung der Chl-Werte aus den Bandkombinationen der Sensoren sehr klein werden, ist die logarithmische Transformation der biologischen Indices aus diesen. Dadurch werden auch die RMS-Fehler logarithmiert und die Gesamtfehlerkombination (3. in Tab. 5-10) wird deutlich kleiner, als das bei einfacher Addition der Einzelfehler der Fall wäre.

5.5.3 Gewässerbewertung nach LAWA und WRRL auf Basis von Satellitendaten

Als Konsequenz des vorigen Abschnittes lassen sich einerseits die indirekte Bestimmung der wesentlichen biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten aus dem mittels Fernerkundung ermittelten Chl-Gehalten vornehmen und somit Seen nach WRRL bewerten (s. Tab. 5-11). Andererseits eignen sich die aus den Satellitendaten ermittelten Chl-Werte zur Einschätzung des trophischen Zustands aller Gewässer, womit auch für Seen, die nicht der Berichtspflicht der EU-WRRL unterliegen (insb. Seen < 50 ha) ein Übersichtsmonitoring mit Fernerkundungsdaten möglich ist. In diesen Fällen lässt sich die Einschätzung der Gewässertrophie mit dem LAWA-Index vornehmen (s. Tab. 5-11 & Reigber (2008)).

Die Fehler aus der Transformation der Reflektanz zur Chl-Konz. und von dieser zu den biologischen Indices führt zu Abweichungen der 5-skaligen biologischen Indices um bis zu 0,9 (PSI) bzw. 0,7 (MIB) Einheiten und für die Berechnung des LAWA-Trophie-Index um bis zu 0,3 Einheiten (Tab. 5-11).

Tab. 5-11: Zuordnung der Indices LAWA-Trophie-Index (LAWA 1998), MIB (Pätzolt 2007) und PSI (Nixdorf, Mischke et al. 2007) zur Chl-Konz. und Angabe der max. Abweichungen (nach 5.5.2).

| Biooptischer Seetyp | Trophie nach LAWA (1998) | Chl-Werte nach LAWA (1998) | PSI | MIB | LAWA-Trophie-Index |
|---------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| I | oligotroph | 0,9-3 | bis $1,0 \pm 0,9$ | bis $1,5 \pm 0,7$ | bis $1,5 \pm 0,3$ |
| | mesotroph1 | 3,1-5,4 | bis $1,6 \pm 0,7$ | bis $2,0 \pm 0,5$ | bis $2,0 \pm 0,2$ |
| I/II | mesotroph2 | 5,5-9,7 | bis $2,2 \pm 0,7$ | bis $2,5 \pm 0,6$ | bis $2,5 \pm 0,2$ |
| II | eutroph1 | 9,8-17 | bis $2,8 \pm 0,6$ | bis $3,0 \pm 0,5$ | bis $3,0 \pm 0,1$ |
| | eutroph2 | 18-31 | bis $3,4 \pm 0,6$ | bis $3,5 \pm 0,5$ | bis $3,5 \pm 0,1$ |
| | polytroph1 | 32-56 | bis $4,0 \pm 0,8$ | bis $4,0 \pm 0,5$ | bis $4,0 \pm 0,2$ |
| II/III | polytroph2 | 57-100 | bis $4,6 \pm 0,7$ | ab $4,1 \pm 0,6$ | bis $4,5 \pm 0,1$ |
| III | hypertroph | >101 | ab $4,6 \pm 0,7$ | n.b. | ab $4,6 \pm 0,1$ |

6 Diskussion und Schlussfolgerungen

6.1 Biooptische Seentypen und Typisierung der Seen nach WRRL

Die Spanne der limnochemischen Daten differenziert die betrachteten Seen vom oligotrophen bis hypertrophen Trophiebereich (s. 5.1.1) und entspricht dem in Deutschland hinsichtlich trophischer Kriterien differenzierbaren Gewässertypen (LAWA 1998). Es wird dementsprechend auch von einer repräsentativen Auswahl in Bezug auf das Bundesland Brandenburg ausgegangen.

Die jahreszeitlichen Schwankungen der limnochemischen Parameter sind sehr verschieden (s. 5.1.1). Die DOC-Gehalte in Brandenburger Seen variieren im Jahresverlauf im Verhältnis zum Jahresmittel nur gering, ebenso verhalten sich die UV 254-Absorptionen, die in engem Zusammenhang zum DOC-Gehalt der Gewässer stehen. Anders die Chl-Gehalte und Sichttiefen, die ein Frühjahrsmaximum und ein Sommermaximum aufweisen (s. 5.1.1). Zu diesem Ergebnis kommen auch andere Autoren (Schwoerbel 1984; LAWA 1998) womit sich die Frequenz eines Gewässermonitorings an diesen Parametern zu orientieren hat (s. 6.3.5).

Die in Kap. 5.1.1 statistisch unterschiedenen limnochemischen Seentypen (<6 µg/l, 6-50mg/l und > 50 µg/l) entsprechen den von Reigber (2008) ausgewiesenen optischen Seengruppen, womit diese limnologisch untersetzt und zusammengefasst als biooptische Seentypen des Brandenburgischen Raumes betrachtet werden können (s.a. Heim, Fietz et al. 2008). Zusätzlich wird die Differenzierung durch das unterschiedliche Rückstreuverhalten der Seen mit Chl-Konz. von mehr und weniger als 50 µg/l und die verschiedenen Absorptionskoeffizienten bestätigt (s. Kap. 5.2.1, S. 42).

Die weitere limnochemische Untergliederung der 3 Chl-Bereiche in 8 Seentypen auf Basis der unterschiedlichen Chl/SPM-Ratio und des DOC (s. 5.1.1) konnte optisch nicht nachvollzogen werden, da die von Reigber (2008) gemessenen ASD-Spektren nicht alle limnochemischen Seentypen abdeckten. Allerdings ist insbesondere die unterschiedliche Chl/SPM-Ratio bezüglich der Rückstreueigenschaften Brandenburgischer Gewässer für weitere Untersuchungen zu berücksichtigen.

Die für die Berichtspflichten der WRRL ausgewiesenen Seentypen (Mathes, Plambeck et al. 2005) sind Basis der biologischen Bewertung, bei der ein für jeden Seentyp spezifischer Referenzzustand mit dem aktuellen Zustand verglichen wird. Durch die aus diesem Vergleich hervorgehende Abweichung beider Zustände erfolgt eine Zustandsbewertung nach einer 5-stufigen Skala. Demgegenüber repräsentieren die biooptischen Seentypen den aktuellen Zustand eines Gewässers. Ihre Unterteilung erfolgt zur besseren Ermittlung des aktuellen Zustands auf Basis von Satellitendaten. Dabei sind auch biologische

Komponenten relevant, insofern sie die optischen Eigenschaften der Gewässer beeinflussen.

6.2 Das aufgestellte biooptische Modell

6.2.1 Absorption des Phytoplanktons

In Kap. 5.2.2 (S. 60) sind drei Absorptionsspektren als Basis für die Aufstellung eines für Brandenburg geeigneten Modells zur Berechnung von Reflektanzen extrahiert worden. Insbesondere im blauen Bereich dieser Spektren steigt die Höhe der Absorption mit abnehmenden Chl-Gehalten, was auch von Babin, et. al (2003) für den europäischen Raum nachgewiesen wurde. Dagegen ist der Bereich des roten Lichtes generell von geringen Unterschieden der Absorptionsspektren geprägt (Babin, Stramski et al. 2003), was auch für die hier ausgewiesenen Spektren nachvollzogen werden kann (s. 5.2.2).

Das für chlorophyll-arme Verhältnisse ausgewiesene Spektrum korreliert eng mit hohen Diatomeen-Abundanzen (s. 5.2.2). Diese Bedingungen sind insbesondere in nährstoffarmen Brandenburgischen Seen bei Auftreten des Frühjahrsmaximums der Chl-Konz. (s. 5.1, S. 36) nachgewiesen worden (Nixdorf, Hemm et al. 2003). Dagegen finden sich die eher von Blaualgen dominierten Phytoplanktongesellschaften in nährstoffreichen Seen und in nährstoffarmen Seen bei Auftreten des Chl-Sommermaximums (s. 5.1.1). Für das hier verwendete biooptische Modell sind dagegen Jahresmittel der Chl-Konz. von 189 untersuchten Seen als Eingangsparameter und in Abhängigkeit von der Höhe dieser Chl-Konz. ein Absorptionsspektrum für Chl-Konz. kleiner oder größer 50 µg/l Chl verwendet worden. Für die vorgenommenen Untersuchungen zur spektralen Auflösung von Sensoren mag dieser Ansatz ausreichend sein, sollten jedoch weitergehende Modellierungen mit diesem Modellansatz vorgenommen werden, empfiehlt sich eine zeitlich stärker aufgelöste Parametrisierung. Ein Anhaltspunkt dazu mag die Variation der Chl-Konz. im Jahresverlauf geben (s. 5.1.1). Durch diesen Wechsel von Zuständen mit hohen und niedrigen Chl-Konz. wird der Einsatz verschiedener Absorptionsspektren für jeweils ein Gewässer denkbar.

6.2.2 Rückstreuung

Der allgemein verwendete Algorithmus zur Ermittlung der gesamten Rückstreuung der Wasserinhaltsstoffe integriert die Parameterkonz. von Wasser, Chl, SPM (s. 3.3, S. 22) und deren Rückstreukoeffizienten, als Maß für die gerichtet zur Wasseroberfläche verlaufende Streuung. Auf Basis dieser Rückstreuung erfolgt in Kombination mit der gesamten Absorption die Berechnung der Reflektanz unter der Wasseroberfläche, die wichtiger Ausgangspunkt für die Berechnung der Oberflächenreflektanz ist. Die

grundlegende Parametrisierung des biooptischen Modells, das für Brandenburger Seen repräsentativ scheint, enthält eine zusammengefasste Rückstreuung, die als Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung bezeichnet und allein mit der Chl-Konz. kombiniert wird. Obwohl diese Parametrisierung keine wirklich physikalische Trennung des optischen Rückstreuungssignals beinhaltet, zeigt sich im Vergleich mit den ASD-Feldspektren die beste Übereinstimmung (s. 5.2.1, S. 42).

Die Parametrisierung des biooptischen Modells WASI (Gege 2005) ist dagegen nur eingeschränkt geeignet, die Gewässerfarbe der Brandenburger Seen spektral abzubilden. Hauptursache hierfür dürfte die Rückstreuung und nicht die verwendete spezifische Brandenburgische Absorption sein, die sich nicht so sehr von der von Gege (2005) verwendeten unterscheidet (s. Abb. 4-1, S. 31).

Dieses allgemeine Bild kann für die beiden Chl-Bereiche größer und kleiner $50 \mu\text{g/l}$ stärker differenziert werden. Der für Gewässer mit Chl-Konz. $< 50 \mu\text{g/l}$ berechnete Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung unterscheidet sich vom Rückstreukoeffizienten aus dem holländischen Raum (Dekker, Vos et al. 2002) kaum (s. 5.2.1). Auch die Unterschiede der mit WASI modellierten Reflektanzen zeigen für diesen Chl-Bereich sehr gute Übereinstimmung mit den Feldspektren der Brandenburger Seen (s. 5.2.1, S. 42). Auffallend niedrig ist dann allerdings der Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung für Chl-Konz. $> 50 \mu\text{g/l}$ im Vergleich zur Rückstreuung von Dekker (2002). Die in diesem Chl-Bereich mit WASI berechneten Spektren weisen eine geringe Übereinstimmung zu den Brandenburger Feldspektren auf.

Es scheint dementsprechend die Rückstreuung des Phytoplanktons bei Chl-Konz. von mehr als $50 \mu\text{g/l}$ die entscheidende Schlüsselgröße für das Modell zur Abbildung der Brandenburgischen Verhältnisse zu sein. Hier wurde aufgrund der engen Zusammenhänge zwischen Chl und SPM (s. 5.1.1, S. 36) davon ausgegangen, dass der überwiegende Teil des SPM in Form des Phytoplanktons vorliegt, dessen Hauptfarbstoff Chl wiederum spektral relevant ist. Der Vergleich zu den Feldspektren weist mit diesem Modellsetup die höchste Übereinstimmung auf (s. 5.2.1). Trotzdem ist der berechnete Proportionalitätsfaktor der zugrunde liegenden vier Feldspektren eher die Summe der nicht durch die anderen Modellparameter erklärbaren spektralen Anteile. Insofern kann das Modell für die kalibrierten Seen verwendet werden, für weitergehende Betrachtungen ist die Übertragbarkeit allerdings zu prüfen.

6.3 Sind Satellitendaten für das limnologische Monitoring geeignet?

6.3.1 Welche Rolle spielen die Fehler der sensorischen Chl-Bestimmung?

Der Gesamtfehler aus der Ableitung der biologischen Indices aus den simulierten Oberflächenreflektanz-Werten R_S der Satellitendaten liegt zwischen 0,5 und 0,7 Einheiten des Makrophyten-Indexes und zwischen 0,6 und 0,9 Einheiten des Phytoplankton-Indexes (Tab. 5-11, S. 58). Bei Berechnung der biologischen Indices aus den spektralen Daten für 7 Chl-Werte (s. Abb. 6-1) und Einbeziehung der Fehlerspanne aus Tab. 5-11, ergeben sich potenziell deutliche Überschneidungen der aus Sicht der WRRL bedeutsamen Klassengrenzen (Index-Werte von: 1,5; 2,5; 3,5 und 4,5).

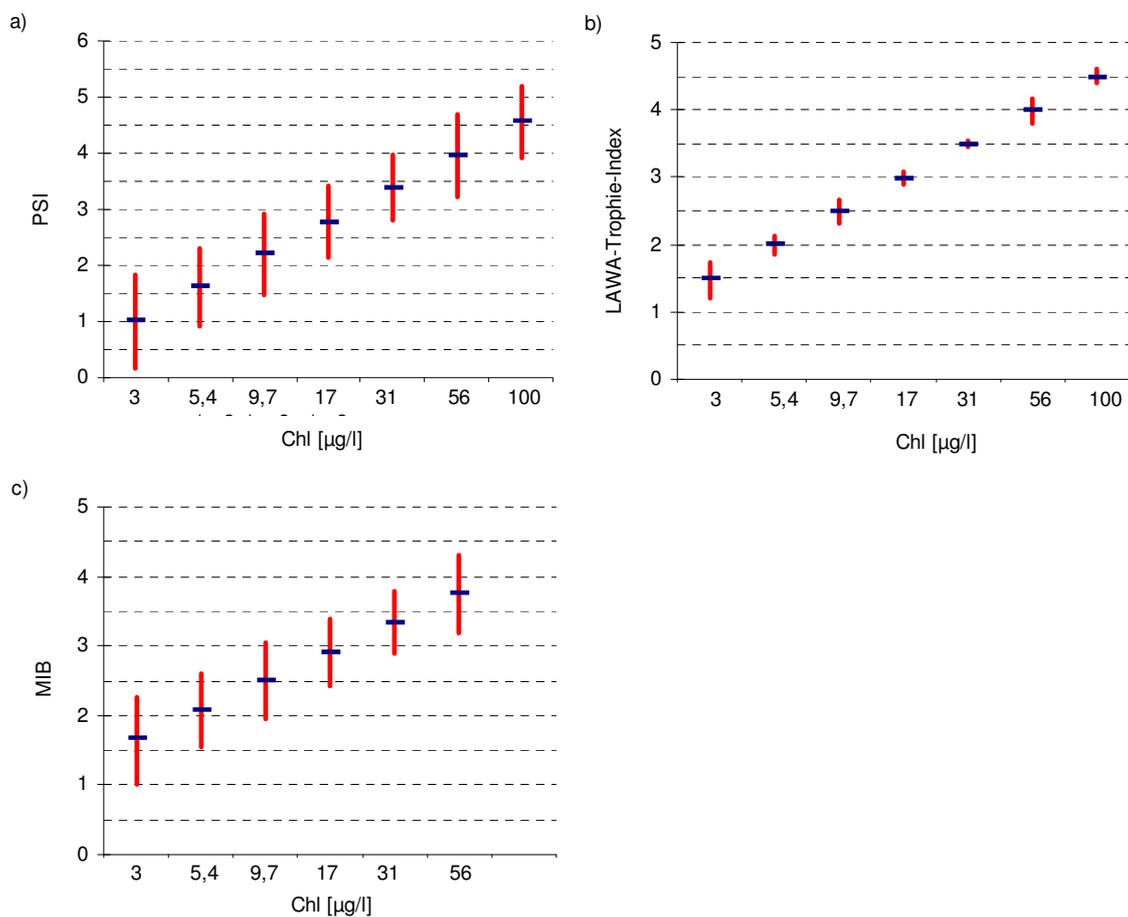


Abb. 6-1: Spannweite der mittleren relativen Fehler (rot) um die aus den Satellitendaten abgeleiteten Indices (blaues Symbol) und Überschneidungsbereiche - Datenbasis s. Tab. 5-11.

Das scheint zu bedeuten, dass ein auf Basis der Makrophyten (oder des Phytoplanktons) Vorort im Sinne der WRRL mit gut (2) eingestufte See, nach Transformation der spektralen Information vom Chl zum Makrophyten-Index auch als mäßig (3) eingestuft werden könnte. Das wiederum könnte bei alleiniger Zustandserfassung mittels

Satellitendaten von der WRRL vorgeschriebene Maßnahmen zur Verbesserung des scheinbar mäßigen Zustands nach sich ziehen oder zumindest weitere Untersuchungen Vorort erfordern. Wo bleibt da der Vorteil eines satellitengestützten Monitorings?

Der mittlere relative Gesamtfehler kombiniert sich (nicht linear) aus zwei Fehlern, dem der Ableitung der Chl-Werte aus den Bandratios der Sensoren und dem der weiteren Ableitung der Indices aus den berechneten Chl-Werten. Die relativ großen Fehler, die sich aus der satellitengestützten Chl-Ermittlung für die drei Chl-Bereiche ergeben (wobei der Fehler für die Ermittlung von Chl-Konz. $< 6 \mu\text{g/l}$ am höchsten ist – s. Kap. 5.5.2), werden durch die weitere Ableitung der Indices durch logarithmische Algorithmen der Chl-Werte (s. Kap. 5.5.1) stark verkleinert. Ihr Anteil am Gesamtfehler beträgt damit nur noch um die 30 % und der Hauptteil (ca. 70 %) entsteht durch die Transformation der biologischen Indices.

Da die biologischen Indices ursprünglich aus abiotischen Parametern abgeleitet und kalibriert wurden, sind auch sie nicht fehlerfrei. Für den MIB kann aufgrund seiner Orientierung an den TP-Konz. der Gewässer ein RMS-Fehler von $\pm 0,5$ Skaleneinheiten angenommen werden (Pätzolt 2007). Für den PSI wird ebenfalls von einem Fehler von ca. $\pm 0,5$ Skaleneinheiten ausgegangen (Nixdorf, Mischke et al. 2007). Damit liegen diese Schwankungen durchaus im Bereich der Schwankungen die bei rechnerischer Ableitung der Indices aus den Chl-Werten ermittelt wurden. Wodurch satellitengestütztes Monitoring durchaus geeignet für die Gewässerüberwachung nach WRRL scheint.

Natürlich entsteht auch durch die Modellierung der Spektren aus den Chl- und Huminstoff-Konz. ein Fehler (s. 4.3.4, S. 32). Da das hier aufgebaute Modell aber ausschließlich für die Modellierung von repräsentativen Spektren für die weiteren Berechnungen verwendet wurde und bei einem satellitengestützten Monitoring nicht zum Einsatz kommt (der Fehler also keine Relevanz hat), wurde er nicht berücksichtigt.

Weitere, schwer abschätzbare Fehler entstehen durch eine ineffiziente Atmosphärenkorrektur und durch die unterschiedlichen radiometrischen Eigenschaften der Sensoren, die hier nicht betrachtet wurden. Da wirkliche Response-Funktionen, die auch die radiometrische Verstärkung oder Abschwächung des vom Sensor erfassten Signals berücksichtigen, in dieser Arbeit nur für die Sensoren RapidEye, Enmap und Sentinel Verwendung fanden, sind insbesondere für die anderen Sensoren weitere Untersuchungen an konkreten Satellitendaten erforderlich. Auch der Fehler der atmosphärischen Korrektur wird nur bei konkreter Auswertung von Spektralbildern der einzelnen Sensoren fassbar.

6.3.2 Geeignete und weniger geeignete Satelliten

Ein Ziel dieser Arbeit besteht darin, für das limnologische Monitoring nach WRRL geeignete Sensoren auszuwählen. In Kap. 3.4 (S. 28) wurde auf die Sensoreigenschaften

eingegangen, die für eine Eignungsprüfung relevant sind: radiometrische Auflösung, räumliche Auflösung, spektrale Auflösung im relevanten Wellenlängenbereich, räumliche Abdeckung, Wiederkehrrate.

Wichtiger Punkt dieser Arbeit war der Test der Sensoren auf Eignung für die Chl-Detektion aufgrund ihrer spektralen Auflösung (S. 5.3). Auffallend sind dabei die für alle Sensoren und Chl-Bereiche hohe Korrelation zwischen verschiedenen Bandkombinationen und den Chl-Konz. Insbesondere für Sensoren die nicht unbedingt aus limnologischen oder ozeanischen Untersuchungen bekannt sind Sensoren Aster, Landsat TM5, Spot4 und IKONOS wiesen sehr hohe Korrelationen und fast ebenso niedrige RMS-Fehler auf, wie der hyperspektrale Sensor EnMap oder der bereits erfolgreich für limnologische Fragestellungen eingesetzte multispektrale Sensor ChrisProba 2 (Reigber 2008). Da das hier verwendete biooptische Modell erfolgreich an den empirisch erhobenen ASD-Spektren kalibriert wurde, lassen sich Modellfehler ausschließen. Insofern wird davon ausgegangen, dass die ermittelten hohen Korrelationen korrekt sind und die hier gefundenen Algorithmen zur Ermittlung der Chl-Konz. für die verschiedenen spektralen Auflösungen der getesteten Sensoren grundsätzlich geeignet sind.

Ob die aufgrund ihrer spektralen Auflösung gut geeigneten Sensoren dann in der Praxis auch gut geeignet für ein limnologisches Monitoring sind, wird sicherlich auch von anderen Faktoren beeinflusst. Ein wesentlicher Faktor mag für die Sensoren Aster, Landsat TM5, SPOT4 und IKONOS im Fehlen der Bänder um 700 nm liegen. Für diese Sensoren sind nur die Kombination von im Bereich > 800 nm liegenden Bändern mit Bändern niedrigerer Wellenlängenbereiche zu einer effektiven Chl-Detektion vorhanden (Kap. 5.3). Die absolute Höhe der Reflektanz ist in diesem Bereich (>800 nm) allerdings bei Chl-Gehalten bis $50 \mu\text{g/l}$ bei max. 2 % (s. Abb. 6-2). Insofern kann der Einfluss von Fehlern wie dem Sensorrauschen, dem atmosphärischen Korrekturfehler (s. 6.3.3) oder einer nicht ausreichenden radiometrischen bzw. spektralen Auflösung durch Mischpixel zu einer beträchtlichen Beeinflussung der Genauigkeit führen, wie z.B. Burgess (2003) für die Chl-Ermittlung mit Landsat-Daten fand. Einen weiteren Hinweis hierzu vermitteln Heiskary et. al (2006), die die spektrale Auflösung von IKONOS und Landsat im Sinne eines limnologischen Monitorings als gering bis mittel angeben. Auch wenn der konkrete Nachweis einer solchen Beeinflussung in dieser Arbeit nicht gegeben werden kann, werden doch Sensoren als geeigneter eingeschätzt, bei denen Bandkombinationen mit hoher Korrelation zum Chl-Gehalt im Bereich höherer Reflektanzen liegen. Dazu gehören die Forschungs- und zukünftig verfügbaren Sensoren (s. Kap. 5.2) und der multispektrale Sensor der Firma RapidEye (s. Abb. 6-2).

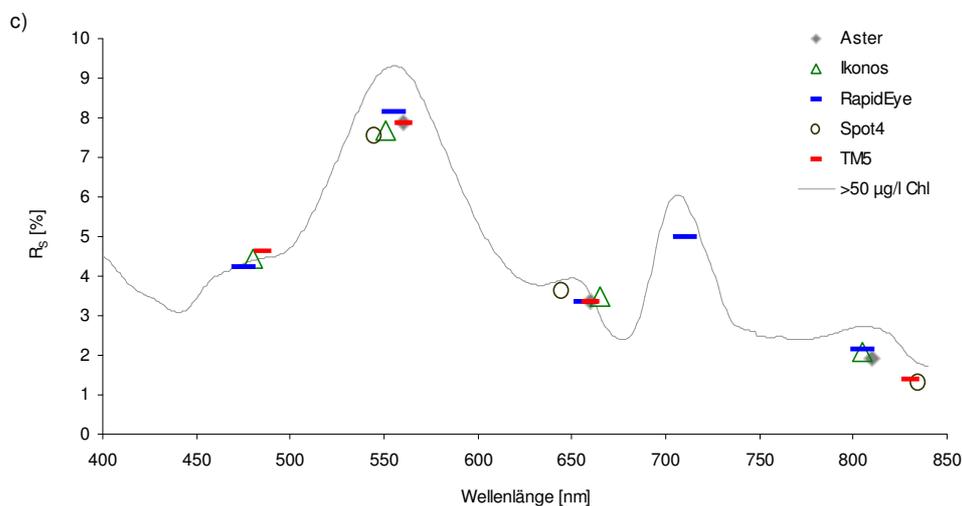
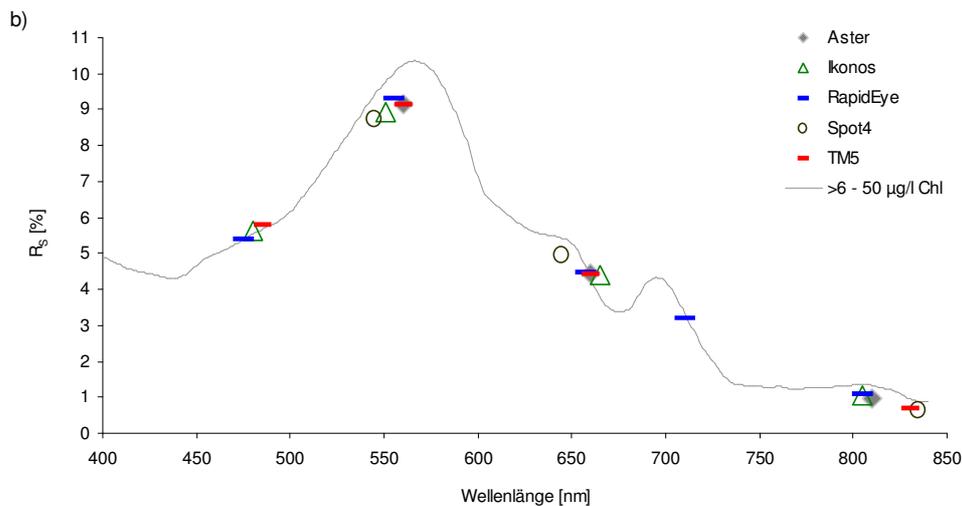
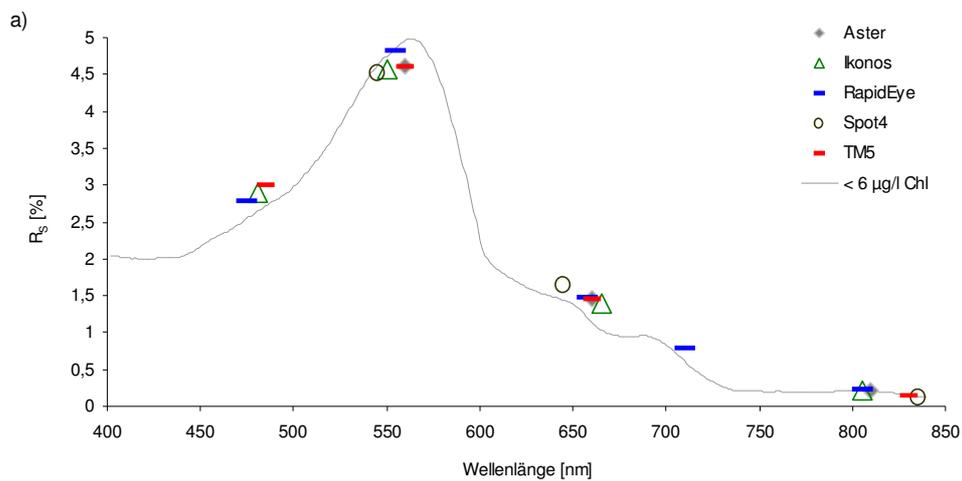


Abb. 6-2: Vergleich zwischen dem Gesamtspektrum und den Bandmitteln der Sensoren (sowohl Gesamtspektrum als auch Bandmittel basieren auf den Modellergebnissen für a) Seen $< 6 \text{ mg/l Chl}$, b) Seen mit $6\text{-}50 \mu\text{g/l Chl}$ und c) $>50 \mu\text{g/l Chl}$).

6.3.3 Bedeutung der atmosphärischen Korrektur

Eine nicht unwesentliche Störgröße für die satellitengestützte Fernerkundung ist die atmosphärische Absorption und Streuung. Dabei verändern die Extinktion des von der Erdoberfläche reflektierten Lichts innerhalb der Atmosphäre und die Streuung an den Luftmolekülen besonders im kurzwelligen Bereich das vom Sensor aufgefangene Signal der aufwärtsgerichteten Strahldichte von der Wasseroberfläche bis zum Sensor (Kondratyev und Filatov 1999). Bis zu über 90 % der vom Satelliten gemessenen Strahldichte können im blauen und bis zu 99,9 % im roten Spektralbereich von der Atmosphäre stammen (Gordon 1997; Kondratyev und Filatov 1999). Beide Spektralbereiche sind wesentlich für die Bestimmung der Chl-Konz.

Eine einfache Methode der atmosphärischen Korrektur besteht in einem linearen Vergleich zwischen dem vom Sensor aufgefangenen Signal mit atmosphärischer Störung und zeitgleich erhobenen empirischen Feldspektren (Smith und Milton 1999). Der Nachteil dieser Methode besteht im erheblichen logistischen Aufwand, der Vorort-Messungen, womit ein erheblicher Vorteil der Fernerkundung (keine Vorort-Messungen) durch Anwendung dieser Methode aufgehoben wird. Der Vorteil dieser Methode besteht allerdings im relativ geringen Fehler und der einfachen Anwendbarkeit (Thiemann 1999; Reigber 2008).

Mit einer weiteren Methode der atmosphärischen Korrektur wird das Signal des Sensors mittels Atmosphärenkorrekturprogrammen (z.B. ATCOR; <http://www.geosystems.de/atcor/index.html>, 5.1.08) oder speziell für einzelne Sensoren aufgestellten Modellen (Schröder 2004) korrigiert. Von Schröder (2004) wird eine Genauigkeit bei der Chl-Bestimmung mit MERIS-Daten von 15% angegeben.

Eine abschließende Aussage zur Bedeutung der Atmosphärenkorrektur für die Präzision eines limnologischen Monitorings liegt außerhalb des Rahmens dieser Arbeit.

6.3.4 Von punktförmigen zu flächigen Informationen

Der bedeutende Vorteil des Übersichtsmonitorings mit Satellitendaten besteht neben der Vielzahl gleichzeitig erfassbarer Gewässer in der flächig verfügbaren Information jedes Gewässers (Heiskary, Olmanson et al. 2006). Insbesondere für Seen, die in viele Buchten untergliedert sind, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die häufig nur an einem Punkt vorgenommene In Situ-Beprobung (Harris 1980) nicht ausreichend repräsentativ ist. Da die horizontale Verteilung des Phytoplanktons im Gewässer auch sehr stark von der Ausrichtung des Gewässers in Hauptwindrichtung und den aktuellen Windverhältnissen abhängt (Reynolds 1983), scheint eine Integration der flächigen Information über das gesamte Gewässer sinnvoll und deutlich repräsentativer als Messungen an einem Punkt. In Abhängigkeit von der räumlichen Auflösung des Sensors

und der Gewässergröße und -form ist mit Fernerkundungsdaten eine Vielzahl flächiger Chl-Informationen (Rasterpunkte) eines Gewässers erfassbar. Diese Informationen können für das gesamte Gewässer oder aber für bestimmte Gewässerbereiche aggregiert werden. Beispielsweise sind für die 222 Brandenburgischen Seen, die im Rahmen der Berichtspflichten der WRRL zu erfassen sind, eine Gesamtaggregation der Güteinformation (Trophie) je Gewässer (Wasserkörper) erforderlich.

Mit räumlich-limnologischen Algorithmen kann die flächige Gewässergüteinformation in Abhängigkeit von ihrer weiteren Verwendung aggregiert werden. Da für die Erstellung derartiger Terme gewässerspezifische Informationen zur Wassertiefe (zum Ausschluss spektral anders reflektierender Flachwasserbereiche) und konkrete Fernerkundungsdaten erforderlich sind, wird hier auf deren Erstellung verzichtet.

Die Frage nach der räumlichen Auflösung der Sensoren und ihrer diesbezüglichen Eignung für ein Seemonitoring ist auch vor dem Hintergrund der Größe der im Monitoring erfassten Seen zu betrachten. Liegt der Fokus der WRRL beispielsweise auf Seen >50 ha, eignen sich alle hier betrachteten Sensorauflösungen (4x4 bis 30x30 m). Es bietet sich aber vor dem Hintergrund der Datenprozessierung und der aufwendigen Atmosphärenkorrektur eine Kombination des WRRL-Monitorings mit dem Monitoring kleinerer Gewässer an. Dann sind allerdings hohe räumliche Auflösungen der Sensoren RapidEye und IKONOS geeigneter (s. 5.4). Eine Auflösung von 30x30 m pro Pixel (oder mehr) wird sicherlich für den Hauptanteil der kleinen Gewässer nicht in jedem Fall verwertbare Ergebnisse bringen. Nach der hier angewandten Methodik wären sogar für 65 % der Brandenburgischen Seen keine ausreichenden Informationen zu erlangen. Allerdings muss einschränkend hinzugefügt werden, dass der methodische Ansatz stark vereinfacht wurde und sicherlich bei einigen Seen geringe Tiefen auftreten, womit störende Reflektanzen vom Gewässergrund auftreten könnten und in diesen Fällen generell die Frage nach dem Sinn des Seemonitorings für kleinere Gewässer zu stellen ist. Genauere Aussagen sind allerdings nur mit konkreten Daten zur Gewässertiefe und mit Satellitensensoren erfassten Reflektanzen der Gewässer möglich.

6.3.5 Monitoringfrequenz

Die Analyse der fernerkundlich relevanten Parameter Gelbstoff, Chl und SPM für die Brandenburgischen Seen zeigte für den Parameter Gelbstoff im Jahresverlauf konstante Konz. (s. 5.1.1, S. 36). Dagegen wies die Chl-Konz. eine im Jahresverlauf zweigipflige Kurve auf, deren Maxima im März/April und Sommer lagen. SPM wies aufgrund seiner hohen Korrelation zur Chl-Konz. eine im Jahresverlauf ähnliche Kurvenform auf (s. 5.1.1). Diese über alle Seendaten integrierte Information wird durch die Aussagen Nixdorf et. al (2003) bestätigt und für einige Brandenburger Seen erweitert (drei Maxima).

Im aktuellen Brandenburgischen Monitoringprogramm für die EU-WRRL wird auf die mind. 6 mal jährliche Beprobung der limnologischer Parameter (Chl, ST, SPM, TP) und der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton orientiert. Davon sollten 4 Beprobungen im Zeitraum von April bis September und jeweils eine Messung im Frühjahr (März) und im Herbst (Oktober/ November) liegen (Nixdorf, Rücker et al. 2005). Alle anderen biologischen Qualitätskomponenten werden in wesentlich geringeren Frequenzen erhoben. Für Gewässer, die nicht der Berichtspflicht der WRRL unterliegen, wird durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser die 4 mal jährliche Beprobung bei Wiederholung der Messungen nach 2-3 Jahren empfohlen (LAWA 1998). Allerdings sind auch für diese Gewässer Güteinformationen in höherer zeitlicher Auflösung durchaus interessant (Harris 1980).

Zusammengefasst sind also mind. 6 mal jährlich (davon 4 mal im Sommer) flächendeckende Aufnahmen bei wolkenfreiem Himmel alle 2-3 Jahre erforderlich, um zeitlich ausreichend aufgelöste Gewässergüteinformationen zu erhalten.

Tab. 6-1: Wolkenfreie und bewölkte Tage im Bundesland Brandenburg (aus Gerstengarbe, Badeck et al. 2003)

| Parameter | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | Jahr |
|------------------|----------|--------|--------|--------|--------|
| wolkenfreie Tage | 0-54 | 0-42 | 0-27 | 0-16 | 4-126 |
| trübe Tage | 4-50 | 2-44 | 8-52 | 16-67 | 44-176 |

Da die Anzahl wolkenfreier Tage in den Frühjahrs – und Sommermonaten, für die ja 5 Beprobungen erforderlich sind, auf max. 96 von 185 Tagen beschränkt ist (s. Tab. 6-1), muss die Anzahl der Aufnahmen vermutlich höher liegen. Zudem ist die Bewölkungssituation landesweit uneinheitlich (Gerstengarbe, Badeck et al. 2003), womit sich die Aufnahmefrequenz zusätzlich erhöhen dürfte. Der Sensor RapidEye hat über seine Kombination von 5 Satelliten eine Wiederkehrrate von 5,5 Tagen (s. 3.4) und kann somit theoretisch in einem Zeitfenster von 185 Tagen 33 und in einem Zeitfenster von 95 zusammenhängenden bewölkungsfreien Tagen 17 komplette Szenen aufnehmen. Inwiefern das vor dem Hintergrund des nicht planbaren Wetters für ein limnologisches Monitoring ausreicht (s. Abb. 6-3), bleibt endgültig zu prüfen. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass diese Wiederkehrrate ausreichen dürfte, um in einem durchschnittlich bewölkten Jahr 6 bewölkungsfreie Tage für jeden Brandenburger See zu erlangen. Auch wenn die Zahl der Aufnahmen deutlich höher sein dürfte.

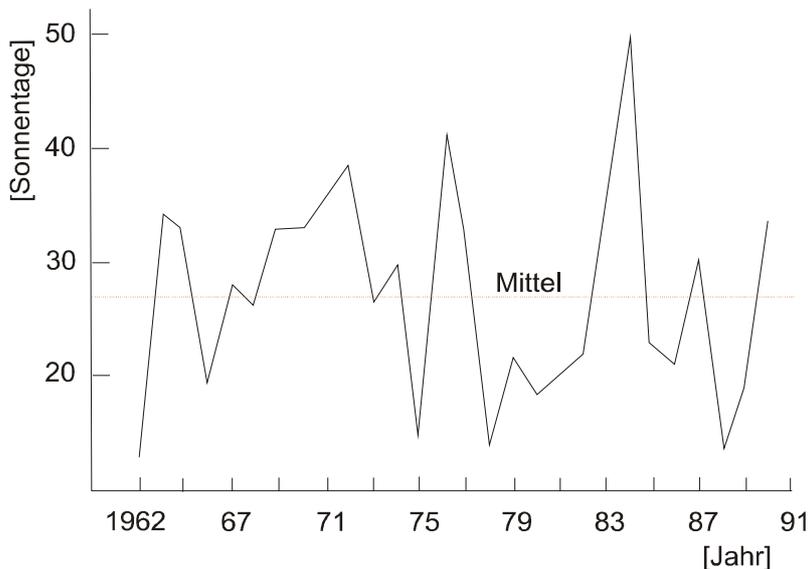


Abb. 6-3: Anzahl der Sonnentage in Berlin-Dahlem in den jeweiligen drei Sommermonaten Juni, Juli, August der 28 Jahre 1962 bis 1989 (Quelle: Schlaak 2001).

6.3.6 Ist das limnologische Monitoring nur mit Fernerkundungsdaten umsetzbar?

Die Frage kann mit einem klaren Nein beantwortet werden. Aufgrund der hier dargestellten Zusammenhänge zwischen dem wichtigsten Trophie indizierenden Parameter Chl und den biologischen Bewertungen von Makrophyten und Phytoplankton einerseits und dem LAWA-Trophie-Index andererseits lassen sich sicherlich alle Seen bewerten. Es existieren aber noch andere biologische Qualitätskomponenten (Fische und Makrozoobenthos), deren Zusammenhang zur Chl-Konz. nicht so eng sein wird. Da aber auch sie den guten Zustand eines Gewässers nach WRRL indizieren, wird in bestimmten Fällen auch ihre Erhebung notwendig, was durch die Fernerkundung nicht möglich ist.

Derzeit werden im Rahmen des landesweiten limnologischen Monitorings vom Landesumweltamt Brandenburg max. 222 Seen in einem Drei-Jahres-Rhythmus beprobt (LUA 2006). Ein wirklicher Überblick der langfristigen Entwicklung des Nährstoffhaushaltes der 3168 Brandenburgischen Seen ist somit nicht möglich. Durch den Einsatz der limnologischen Fernerkundung könnte diese Lücke geschlossen und somit langfristige Trenderaussagen der Trophie aller Seen gewonnen werden. Auf Basis dieser Daten ließe sich dann entscheiden, welche Seen durch In Situ-Beprobung genauer zu untersuchen wären. Basis dieser Entscheidung kann das in Kap. 5.4 abgeleitete Bewertungsverfahren sein.

7 Literaturverzeichnis

- Ahn, Y. H., A. Bricaud und A. Morel (1992): Light backscattering efficiency and related properties of some phytoplankters. *Deep-Sea Res.*, 39: 1835-1855.
- Albert, A. und C. D. Mobley (2003): An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters. *Optics Express*, 11/22.
- Babin, M., D. Stramski, G. M. Ferrari, H. Claustre, A. Bricaud, G. Obolensky und N. Hoepffner (2003): Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. *J. Geophys. Res.*, 108/C7: 1-20.
- Behrendt, H., M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W.-G. Pagenkopf, G. Scholz und F. Wendland (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. *Forschungsbericht IGB Berlin*. 194 S.
- Bukata, R. P., J. H. Jerome, K. Y. Kondratyev und D. V. Pozdnyakov (1995): *Optical properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters*. CRC Press.
- Burgess, P. (2003): Remote Sensing water quality parameters in the lakes of Berlin and Brandenburg with high spatial resolution Satellite sensors. *Diplomarbeit*. Humboldt Universität. Berlin. 83 pp.
- Cook, M., B. Peterson, G. Dial, F. Gerlach, K. Hutchins, R. Kudola und H. Bowen (2001): IKONOS Technical Performance Assessment. *Proceedings of SPIE Vol.*, 4381-10: 16-20.
- Dekker, A. G., R. J. Vos und R. J. Peters (2002): Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. *Int. J. Remote Sensing*: 15-35.
- Dillon, P. J. und F. H. Rigler (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*: 767-773.
- Frauendorf, J. (2002): Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern verschiedener Restseen des Braunkohlentagebaus in Mitteldeutschland. *Martin-Luther-Universität. Halle-Wittenberg*. 181 S.
- Gege, A. (2005): The Water Colour Simulator WASI. User manual for version 3. *DLR Internal Report IB*, 564-01/05: 83 pp.
- Gerstengarbe, F.-W., F. Badeck, F. Hattermann, V. Krysanova, W. Lahmer, P. Lasch, M. Stock, F. Suckow, F. Wechsung und P. C. Werner (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. *PIK Report*, No. 83: 91 S.
- Gordon, H. R. (1997): Atmospheric correction of ocean color imagery in the Earth Observing System era. *J. Geophys. Res.*, 102: 17081-17106.
- Gordon, H. R. und O. B. Brown (1973): Irradiance Reflectivity of a Flat Ocean as a Function of its optical properties. *Appl. Opt.*, 12: 1549-1551.
- Gordon, H. R., O. B. Brown und M. M. Jacobs (1975): Computed Relationships between the Inherent and the Apparent Optical Properties. *Applied Optics*, 14: 417-427.
- Harris, G. P. (1980): Temporal and Spatial Scales in Phytoplankton Ecology. *Mechanisms, Methods, Models and Management*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*: 877-900.
- Heim, B., S. Fietz, S. Mannheim, J. Pätzolt, V. Straskrabova, L. Tauscher, S. Chabrilat und H. Oberhaensli (2008): Requirements for freshwater remote sensing studies-from the sky-blue Lake Baikal in Siberia to the green lakes of the German lake districts. *in review*.

- Heiskary, S., L. Olmanson, A. Gitelson und J. Chipman (2006): Remote Sensing: Does It Have a Role? *Lakeline*: 27-34.
- Kondratyev, K. Y. und N. N. Filatov (1999): *Limnology and Remote Sensing. A Contemporary Approach*, Springer. 406 p.
- Krause, W. (1981): Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. *Limnologica*, 13/2: 399-418.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: 74 S.
- LUA (2006): Monitoringprogramm des Landes Brandenburg zur Oberflächenwasserüberwachung gemäß Brandenburgische Gewässereinstufungsverordnung, Teil Oberflächenwasser. 33 S.
- Mathes, J., G. Plambeck und J. Schaumburg (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell*, 11: 28-36.
- Mauersberger, H. und R. Mauersberger (1996): Die Seen des Biosphärenreservates "Schorfheide-Chorin" - eine ökologische Studie. Ernst-Moritz-Arndt-Universität-Greifswald. Botanisches Institut.
- Melzer, A. (1979): Bioindikation der Osterseen - Eutrophierung. *Ber. d. Akad. f. Naturschutz*, 3/79: 134-154.
- Mobley, C. D. (1994): *Light and Water*. San Diego, CA, Academic Press. 592
- Morel, A. und B. Gentili (1993): Diffuse reflectance of oceanic waters: II. Bidirectional aspects. *Applied Optics*, 32: 6864-6879.
- Morris, D. P., H. Zagarese, C. E. Williamson, E. G. Balseiro, B. R. Hargreaves, B. Odenutti, R. Moeller und C. Queimalinos (1995): The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1381-1391.
- Nixdorf, B., M. Hemm, A. Hoffmann und P. Richter (2003): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. UBA-FB: 1056 S.
- Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn und U. Riedmüller (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/downloads/projekte.htm>.
- Nixdorf, B., U. Mischke, U. Riedmüller und E. Hoehn (2007): Bundesweiter Praxistest - Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O 5.05. Berlin, Freiburg, Bad Saarow.
- Nixdorf, B., J. Rücker, E. Hoehn, U. Riedmüller und U. Mischke (2005): Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur Ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL.
- OECD (1982): *Eutrophication of waters - Monitoring, Assessment and Control*. Paris.
- Pätzolt (2007): Makrophytenindex Brandenburg - ein Index zur Bewertung der Brandenburger Seen. *Naturschutz & Landschaftspflege in Brandenburg*, 4.
- Perez, G., C. Queimalinos, E. Balseiro und B. Modenutti (2007): Phytoplankton absorption spectra along the water column in deep Noth Patagonian Andean lakes (Argentina). *Limnologica*: 3-16.
- Protocols, O. O. (2000): *Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation*. National Aeronautical and Space administration, revision 2 edn.

- Reigber, S. (2008): Erfassung limnologischer und Ökologischer Parameter aus Gewässern des Norddeutschen Tieflandes mit hyperspektralen Fernerkundungsdaten. 164 S.
- Reynolds, C. S. (1983): The ecology of freshwater phytoplankton, Cambridge. 361 p.
- Sathyendranath, S., L. Lazzara und L. Prieur (1987): Variations in the spectral values of specific absorptions of phytoplankton. *Limnol Oceanogr.*, 32: 403-415.
- Schlaak, P. (2001): Wetter in Berlin von 1962 bis 1989. *Berlinische Monatsschrift, Edition Luisenstadt*, 6: 155-167.
- Schröder, T. (2004): Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen in Küstengewässern mit MERIS unter Anwendung expliziter und impliziter Atmosphärenkorrekturverfahren. Freie Universität Berlin. Fachbereich Geowissenschaften, Berlin. 113 S.
- Schwoerbel, J. (1984): Einführung in die Limnologie. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag. 233 S.
- Smith, J. M. und E. J. Milton (1999): Technical note. The use of empirical line method to calibrate remotely sensed data of reflectance. *Int. J. Remote Sensing*, 20: 2653-2662.
- Thiemann, S. (1999): Erfassung von Wasserinhaltsstoffen und Ableitung der Trophiestufen nordbrandenburgischer Seen mit Hilfe von Fernerkundung. Scientific Technical Report, STR00/04: 115 S.
- Thiemann, S. und K. Kaufmann (2000): Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRC-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*: 227-235.
- Thiemann, S., F. Wieneke und H. Kaufmann (2001): Water Quality and Trophic State Analysis Based on Hyperspectral Remote Sensing Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation*: 331-334.
- Turdukulov, U. (2003): Determination of water quality parameters using imaging spectrometry (case study for the Sajó floodplain, Hungary). International institute for geo-information science and earth observation, Enschede. 78 pp.
- Turdukulov, U. und Z. Vekerdy (2003): Determination of water quality parameters using imaging spectrometry - case study for the Sajó floodplain, Hungary. presented at the 3rd EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, Herrsching, 13.-14. Mai 2003: 454-463.
- WRRL (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES 2000. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*: 72 S.

8 Anhang

8.1 Spezifische Absorptionsspektren und Proportionalitätsfaktoren (Brandenburg)

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl<50 µg/l | MW Cchl>50 µg/l |
| 380 | 0,0302 | 0,0473 | 0,0411 | 0,0129 | 0,0435 | 0,0213 |
| 381 | 0,0301 | 0,0470 | 0,0409 | 0,0129 | 0,0430 | 0,0210 |
| 382 | 0,0299 | 0,0467 | 0,0407 | 0,0129 | 0,0425 | 0,0205 |
| 383 | 0,0298 | 0,0464 | 0,0405 | 0,0128 | 0,0419 | 0,0202 |
| 384 | 0,0296 | 0,0462 | 0,0403 | 0,0128 | 0,0413 | 0,0198 |
| 385 | 0,0295 | 0,0459 | 0,0401 | 0,0127 | 0,0405 | 0,0194 |
| 386 | 0,0294 | 0,0457 | 0,0400 | 0,0127 | 0,0399 | 0,0191 |
| 387 | 0,0293 | 0,0455 | 0,0398 | 0,0127 | 0,0394 | 0,0187 |
| 388 | 0,0292 | 0,0453 | 0,0397 | 0,0126 | 0,0389 | 0,0184 |
| 389 | 0,0291 | 0,0451 | 0,0396 | 0,0126 | 0,0387 | 0,0181 |
| 390 | 0,0289 | 0,0449 | 0,0394 | 0,0126 | 0,0381 | 0,0179 |
| 391 | 0,0289 | 0,0448 | 0,0393 | 0,0125 | 0,0375 | 0,0177 |
| 392 | 0,0287 | 0,0446 | 0,0391 | 0,0125 | 0,0370 | 0,0174 |
| 393 | 0,0287 | 0,0445 | 0,0390 | 0,0125 | 0,0367 | 0,0172 |
| 394 | 0,0286 | 0,0443 | 0,0389 | 0,0124 | 0,0363 | 0,0169 |
| 395 | 0,0285 | 0,0441 | 0,0388 | 0,0124 | 0,0358 | 0,0166 |
| 396 | 0,0284 | 0,0440 | 0,0387 | 0,0124 | 0,0353 | 0,0163 |
| 397 | 0,0284 | 0,0439 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0346 | 0,0160 |
| 398 | 0,0284 | 0,0438 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0341 | 0,0157 |
| 399 | 0,0283 | 0,0437 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0337 | 0,0155 |
| 400 | 0,0283 | 0,0436 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0332 | 0,0152 |
| 401 | 0,0283 | 0,0435 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0328 | 0,0150 |
| 402 | 0,0283 | 0,0435 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0325 | 0,0148 |
| 403 | 0,0284 | 0,0434 | 0,0386 | 0,0124 | 0,0320 | 0,0145 |
| 404 | 0,0284 | 0,0434 | 0,0386 | 0,0125 | 0,0316 | 0,0143 |
| 405 | 0,0285 | 0,0434 | 0,0387 | 0,0126 | 0,0312 | 0,0140 |
| 406 | 0,0286 | 0,0435 | 0,0388 | 0,0126 | 0,0309 | 0,0138 |
| 407 | 0,0287 | 0,0435 | 0,0389 | 0,0127 | 0,0305 | 0,0136 |
| 408 | 0,0288 | 0,0436 | 0,0390 | 0,0127 | 0,0300 | 0,0133 |
| 409 | 0,0290 | 0,0436 | 0,0391 | 0,0128 | 0,0297 | 0,0131 |
| 410 | 0,0291 | 0,0437 | 0,0392 | 0,0129 | 0,0294 | 0,0128 |
| 411 | 0,0292 | 0,0437 | 0,0392 | 0,0129 | 0,0290 | 0,0126 |
| 412 | 0,0293 | 0,0437 | 0,0392 | 0,0130 | 0,0286 | 0,0124 |
| 413 | 0,0294 | 0,0437 | 0,0392 | 0,0131 | 0,0282 | 0,0122 |
| 414 | 0,0294 | 0,0437 | 0,0392 | 0,0131 | 0,0279 | 0,0120 |
| 415 | 0,0295 | 0,0436 | 0,0392 | 0,0132 | 0,0277 | 0,0118 |
| 416 | 0,0295 | 0,0435 | 0,0392 | 0,0132 | 0,0273 | 0,0116 |
| 417 | 0,0295 | 0,0434 | 0,0391 | 0,0132 | 0,0270 | 0,0114 |
| 418 | 0,0295 | 0,0432 | 0,0390 | 0,0132 | 0,0267 | 0,0112 |
| 419 | 0,0294 | 0,0431 | 0,0389 | 0,0132 | 0,0264 | 0,0111 |
| 420 | 0,0293 | 0,0429 | 0,0387 | 0,0132 | 0,0261 | 0,0109 |
| 421 | 0,0292 | 0,0427 | 0,0386 | 0,0132 | 0,0258 | 0,0108 |
| 422 | 0,0291 | 0,0425 | 0,0384 | 0,0132 | 0,0255 | 0,0106 |
| 423 | 0,0290 | 0,0422 | 0,0382 | 0,0131 | 0,0253 | 0,0105 |
| 424 | 0,0289 | 0,0420 | 0,0381 | 0,0131 | 0,0250 | 0,0103 |
| 425 | 0,0288 | 0,0418 | 0,0380 | 0,0131 | 0,0247 | 0,0102 |
| 426 | 0,0287 | 0,0417 | 0,0379 | 0,0131 | 0,0244 | 0,0101 |
| 427 | 0,0287 | 0,0415 | 0,0377 | 0,0131 | 0,0242 | 0,0099 |
| 428 | 0,0286 | 0,0414 | 0,0377 | 0,0131 | 0,0239 | 0,0098 |
| 429 | 0,0286 | 0,0414 | 0,0376 | 0,0131 | 0,0237 | 0,0097 |
| 430 | 0,0286 | 0,0413 | 0,0376 | 0,0132 | 0,0235 | 0,0095 |
| 431 | 0,0286 | 0,0413 | 0,0376 | 0,0132 | 0,0232 | 0,0094 |
| 432 | 0,0286 | 0,0413 | 0,0375 | 0,0133 | 0,0229 | 0,0092 |
| 433 | 0,0286 | 0,0412 | 0,0374 | 0,0133 | 0,0227 | 0,0091 |
| 434 | 0,0286 | 0,0412 | 0,0374 | 0,0134 | 0,0225 | 0,0090 |
| 435 | 0,0286 | 0,0411 | 0,0373 | 0,0134 | 0,0222 | 0,0088 |
| 436 | 0,0285 | 0,0410 | 0,0371 | 0,0135 | 0,0220 | 0,0087 |
| 437 | 0,0284 | 0,0408 | 0,0369 | 0,0135 | 0,0218 | 0,0086 |
| 438 | 0,0283 | 0,0406 | 0,0367 | 0,0135 | 0,0216 | 0,0085 |
| 439 | 0,0281 | 0,0403 | 0,0363 | 0,0134 | 0,0213 | 0,0084 |
| 440 | 0,0278 | 0,0399 | 0,0359 | 0,0134 | 0,0212 | 0,0082 |
| 441 | 0,0275 | 0,0395 | 0,0354 | 0,0133 | 0,0210 | 0,0081 |
| 442 | 0,0271 | 0,0389 | 0,0349 | 0,0131 | 0,0208 | 0,0081 |
| 443 | 0,0266 | 0,0382 | 0,0343 | 0,0130 | 0,0206 | 0,0080 |
| 444 | 0,0261 | 0,0375 | 0,0337 | 0,0127 | 0,0205 | 0,0079 |
| 445 | 0,0255 | 0,0366 | 0,0330 | 0,0125 | 0,0203 | 0,0078 |
| 446 | 0,0249 | 0,0358 | 0,0323 | 0,0122 | 0,0201 | 0,0078 |
| 447 | 0,0243 | 0,0350 | 0,0316 | 0,0119 | 0,0200 | 0,0077 |
| 448 | 0,0237 | 0,0342 | 0,0308 | 0,0115 | 0,0199 | 0,0077 |
| 449 | 0,0230 | 0,0334 | 0,0302 | 0,0111 | 0,0197 | 0,0077 |
| 450 | 0,0224 | 0,0326 | 0,0295 | 0,0108 | 0,0196 | 0,0076 |
| 451 | 0,0217 | 0,0318 | 0,0288 | 0,0104 | 0,0195 | 0,0076 |
| 452 | 0,0212 | 0,0311 | 0,0283 | 0,0101 | 0,0193 | 0,0076 |
| 453 | 0,0207 | 0,0306 | 0,0277 | 0,0097 | 0,0192 | 0,0076 |
| 454 | 0,0202 | 0,0300 | 0,0272 | 0,0094 | 0,0191 | 0,0076 |
| 455 | 0,0197 | 0,0295 | 0,0268 | 0,0092 | 0,0190 | 0,0076 |
| 456 | 0,0193 | 0,0290 | 0,0264 | 0,0089 | 0,0188 | 0,0076 |
| 457 | 0,0189 | 0,0286 | 0,0260 | 0,0087 | 0,0187 | 0,0075 |
| 458 | 0,0186 | 0,0282 | 0,0257 | 0,0086 | 0,0186 | 0,0075 |

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl-50 µg/l | MW Cchl-50 µg/l |
| 459 | 0,0183 | 0,0279 | 0,0253 | 0,0084 | 0,0184 | 0,0075 |
| 460 | 0,0180 | 0,0275 | 0,0250 | 0,0083 | 0,0182 | 0,0074 |
| 461 | 0,0178 | 0,0272 | 0,0247 | 0,0081 | 0,0181 | 0,0074 |
| 462 | 0,0175 | 0,0269 | 0,0244 | 0,0080 | 0,0180 | 0,0073 |
| 463 | 0,0173 | 0,0266 | 0,0241 | 0,0079 | 0,0179 | 0,0073 |
| 464 | 0,0171 | 0,0263 | 0,0238 | 0,0078 | 0,0177 | 0,0072 |
| 465 | 0,0168 | 0,0260 | 0,0235 | 0,0077 | 0,0176 | 0,0072 |
| 466 | 0,0166 | 0,0257 | 0,0232 | 0,0077 | 0,0175 | 0,0071 |
| 467 | 0,0164 | 0,0254 | 0,0229 | 0,0076 | 0,0174 | 0,0071 |
| 468 | 0,0162 | 0,0251 | 0,0226 | 0,0075 | 0,0173 | 0,0070 |
| 469 | 0,0159 | 0,0248 | 0,0223 | 0,0074 | 0,0172 | 0,0070 |
| 470 | 0,0157 | 0,0245 | 0,0221 | 0,0073 | 0,0171 | 0,0069 |
| 471 | 0,0155 | 0,0242 | 0,0218 | 0,0073 | 0,0170 | 0,0068 |
| 472 | 0,0153 | 0,0240 | 0,0215 | 0,0072 | 0,0169 | 0,0068 |
| 473 | 0,0151 | 0,0237 | 0,0213 | 0,0071 | 0,0168 | 0,0067 |
| 474 | 0,0149 | 0,0234 | 0,0210 | 0,0070 | 0,0168 | 0,0067 |
| 475 | 0,0147 | 0,0232 | 0,0208 | 0,0070 | 0,0167 | 0,0066 |
| 476 | 0,0145 | 0,0229 | 0,0205 | 0,0069 | 0,0166 | 0,0066 |
| 477 | 0,0143 | 0,0227 | 0,0203 | 0,0068 | 0,0165 | 0,0066 |
| 478 | 0,0142 | 0,0225 | 0,0201 | 0,0067 | 0,0165 | 0,0065 |
| 479 | 0,0140 | 0,0223 | 0,0200 | 0,0067 | 0,0164 | 0,0065 |
| 480 | 0,0139 | 0,0221 | 0,0198 | 0,0066 | 0,0163 | 0,0064 |
| 481 | 0,0137 | 0,0219 | 0,0196 | 0,0065 | 0,0163 | 0,0063 |
| 482 | 0,0136 | 0,0218 | 0,0194 | 0,0065 | 0,0162 | 0,0063 |
| 483 | 0,0135 | 0,0216 | 0,0193 | 0,0064 | 0,0161 | 0,0063 |
| 484 | 0,0133 | 0,0214 | 0,0191 | 0,0064 | 0,0161 | 0,0062 |
| 485 | 0,0132 | 0,0212 | 0,0190 | 0,0064 | 0,0160 | 0,0062 |
| 486 | 0,0131 | 0,0210 | 0,0188 | 0,0063 | 0,0159 | 0,0061 |
| 487 | 0,0130 | 0,0208 | 0,0186 | 0,0063 | 0,0158 | 0,0061 |
| 488 | 0,0129 | 0,0207 | 0,0185 | 0,0063 | 0,0158 | 0,0060 |
| 489 | 0,0128 | 0,0205 | 0,0183 | 0,0062 | 0,0157 | 0,0060 |
| 490 | 0,0126 | 0,0203 | 0,0182 | 0,0062 | 0,0156 | 0,0059 |
| 491 | 0,0125 | 0,0201 | 0,0180 | 0,0062 | 0,0155 | 0,0059 |
| 492 | 0,0124 | 0,0199 | 0,0178 | 0,0061 | 0,0154 | 0,0058 |
| 493 | 0,0123 | 0,0197 | 0,0176 | 0,0061 | 0,0154 | 0,0058 |
| 494 | 0,0122 | 0,0195 | 0,0174 | 0,0061 | 0,0153 | 0,0057 |
| 495 | 0,0120 | 0,0193 | 0,0173 | 0,0060 | 0,0153 | 0,0057 |
| 496 | 0,0119 | 0,0191 | 0,0171 | 0,0060 | 0,0152 | 0,0057 |
| 497 | 0,0118 | 0,0189 | 0,0168 | 0,0059 | 0,0152 | 0,0057 |
| 498 | 0,0116 | 0,0187 | 0,0166 | 0,0059 | 0,0151 | 0,0057 |
| 499 | 0,0115 | 0,0184 | 0,0164 | 0,0058 | 0,0151 | 0,0056 |
| 500 | 0,0113 | 0,0182 | 0,0162 | 0,0058 | 0,0151 | 0,0056 |
| 501 | 0,0112 | 0,0180 | 0,0160 | 0,0057 | 0,0151 | 0,0056 |
| 502 | 0,0110 | 0,0178 | 0,0158 | 0,0056 | 0,0152 | 0,0056 |
| 503 | 0,0108 | 0,0176 | 0,0156 | 0,0055 | 0,0152 | 0,0057 |
| 504 | 0,0107 | 0,0174 | 0,0153 | 0,0054 | 0,0152 | 0,0057 |
| 505 | 0,0105 | 0,0172 | 0,0151 | 0,0054 | 0,0152 | 0,0057 |
| 506 | 0,0103 | 0,0170 | 0,0149 | 0,0053 | 0,0153 | 0,0057 |
| 507 | 0,0102 | 0,0168 | 0,0147 | 0,0052 | 0,0153 | 0,0057 |
| 508 | 0,0100 | 0,0166 | 0,0145 | 0,0051 | 0,0154 | 0,0058 |
| 509 | 0,0099 | 0,0164 | 0,0143 | 0,0050 | 0,0154 | 0,0058 |
| 510 | 0,0097 | 0,0162 | 0,0141 | 0,0049 | 0,0154 | 0,0058 |
| 511 | 0,0096 | 0,0160 | 0,0139 | 0,0049 | 0,0155 | 0,0059 |
| 512 | 0,0094 | 0,0158 | 0,0137 | 0,0048 | 0,0155 | 0,0059 |
| 513 | 0,0093 | 0,0157 | 0,0136 | 0,0047 | 0,0155 | 0,0060 |
| 514 | 0,0091 | 0,0155 | 0,0134 | 0,0046 | 0,0156 | 0,0060 |
| 515 | 0,0090 | 0,0153 | 0,0132 | 0,0045 | 0,0156 | 0,0060 |
| 516 | 0,0089 | 0,0152 | 0,0131 | 0,0044 | 0,0157 | 0,0061 |
| 517 | 0,0087 | 0,0150 | 0,0129 | 0,0044 | 0,0158 | 0,0062 |
| 518 | 0,0086 | 0,0148 | 0,0128 | 0,0043 | 0,0159 | 0,0062 |
| 519 | 0,0085 | 0,0147 | 0,0126 | 0,0042 | 0,0160 | 0,0063 |
| 520 | 0,0084 | 0,0145 | 0,0125 | 0,0042 | 0,0160 | 0,0063 |
| 521 | 0,0083 | 0,0144 | 0,0123 | 0,0041 | 0,0161 | 0,0064 |
| 522 | 0,0082 | 0,0142 | 0,0122 | 0,0041 | 0,0161 | 0,0065 |
| 523 | 0,0080 | 0,0141 | 0,0120 | 0,0040 | 0,0162 | 0,0065 |
| 524 | 0,0079 | 0,0139 | 0,0119 | 0,0039 | 0,0162 | 0,0066 |
| 525 | 0,0078 | 0,0138 | 0,0118 | 0,0039 | 0,0163 | 0,0067 |
| 526 | 0,0077 | 0,0136 | 0,0116 | 0,0038 | 0,0164 | 0,0067 |
| 527 | 0,0076 | 0,0135 | 0,0115 | 0,0038 | 0,0164 | 0,0068 |
| 528 | 0,0076 | 0,0134 | 0,0114 | 0,0038 | 0,0165 | 0,0069 |
| 529 | 0,0075 | 0,0129 | 0,0112 | 0,0037 | 0,0165 | 0,0069 |
| 530 | 0,0074 | 0,0129 | 0,0111 | 0,0037 | 0,0166 | 0,0070 |
| 531 | 0,0073 | 0,0127 | 0,0110 | 0,0037 | 0,0167 | 0,0071 |
| 532 | 0,0072 | 0,0126 | 0,0109 | 0,0036 | 0,0168 | 0,0072 |
| 533 | 0,0071 | 0,0124 | 0,0107 | 0,0036 | 0,0169 | 0,0073 |
| 534 | 0,0070 | 0,0123 | 0,0106 | 0,0036 | 0,0170 | 0,0074 |
| 535 | 0,0070 | 0,0121 | 0,0105 | 0,0035 | 0,0170 | 0,0074 |
| 536 | 0,0069 | 0,0120 | 0,0104 | 0,0035 | 0,0171 | 0,0075 |
| 537 | 0,0068 | 0,0119 | 0,0103 | 0,0035 | 0,0172 | 0,0076 |
| 538 | 0,0068 | 0,0117 | 0,0102 | 0,0035 | 0,0173 | 0,0077 |
| 539 | 0,0067 | 0,0116 | 0,0100 | 0,0035 | 0,0174 | 0,0077 |
| 540 | 0,0066 | 0,0114 | 0,0099 | 0,0034 | 0,0175 | 0,0078 |
| 541 | 0,0065 | 0,0113 | 0,0098 | 0,0034 | 0,0175 | 0,0078 |
| 542 | 0,0065 | 0,0112 | 0,0097 | 0,0034 | 0,0176 | 0,0079 |
| 543 | 0,0064 | 0,0110 | 0,0096 | 0,0034 | 0,0177 | 0,0079 |
| 544 | 0,0063 | 0,0109 | 0,0095 | 0,0034 | 0,0178 | 0,0080 |
| 545 | 0,0063 | 0,0108 | 0,0094 | 0,0034 | 0,0179 | 0,0080 |
| 546 | 0,0062 | 0,0106 | 0,0093 | 0,0033 | 0,0179 | 0,0080 |
| 547 | 0,0062 | 0,0105 | 0,0092 | 0,0033 | 0,0180 | 0,0080 |
| 548 | 0,0061 | 0,0104 | 0,0091 | 0,0033 | 0,0181 | 0,0080 |
| 549 | 0,0060 | 0,0103 | 0,0090 | 0,0033 | 0,0181 | 0,0081 |

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl<50 µg/l | MW Cchl>50 µg/l |
| 550 | 0,0060 | 0,0102 | 0,0089 | 0,0033 | 0,0182 | 0,0080 |
| 551 | 0,0059 | 0,0101 | 0,0088 | 0,0033 | 0,0182 | 0,0080 |
| 552 | 0,0059 | 0,0100 | 0,0087 | 0,0033 | 0,0183 | 0,0080 |
| 553 | 0,0058 | 0,0098 | 0,0086 | 0,0033 | 0,0183 | 0,0079 |
| 554 | 0,0058 | 0,0097 | 0,0085 | 0,0033 | 0,0184 | 0,0079 |
| 555 | 0,0057 | 0,0096 | 0,0085 | 0,0033 | 0,0184 | 0,0079 |
| 556 | 0,0057 | 0,0095 | 0,0084 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0078 |
| 557 | 0,0056 | 0,0094 | 0,0083 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0077 |
| 558 | 0,0056 | 0,0094 | 0,0082 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0076 |
| 559 | 0,0055 | 0,0093 | 0,0081 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0076 |
| 560 | 0,0055 | 0,0092 | 0,0081 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0075 |
| 561 | 0,0055 | 0,0091 | 0,0080 | 0,0033 | 0,0185 | 0,0074 |
| 562 | 0,0054 | 0,0090 | 0,0079 | 0,0034 | 0,0185 | 0,0073 |
| 563 | 0,0054 | 0,0089 | 0,0079 | 0,0034 | 0,0184 | 0,0072 |
| 564 | 0,0054 | 0,0088 | 0,0078 | 0,0034 | 0,0184 | 0,0070 |
| 565 | 0,0054 | 0,0087 | 0,0078 | 0,0034 | 0,0183 | 0,0069 |
| 566 | 0,0054 | 0,0087 | 0,0077 | 0,0035 | 0,0182 | 0,0068 |
| 567 | 0,0053 | 0,0086 | 0,0077 | 0,0035 | 0,0181 | 0,0067 |
| 568 | 0,0053 | 0,0085 | 0,0076 | 0,0036 | 0,0180 | 0,0066 |
| 569 | 0,0053 | 0,0085 | 0,0076 | 0,0036 | 0,0179 | 0,0065 |
| 570 | 0,0053 | 0,0084 | 0,0075 | 0,0037 | 0,0177 | 0,0063 |
| 571 | 0,0053 | 0,0084 | 0,0075 | 0,0037 | 0,0176 | 0,0062 |
| 572 | 0,0053 | 0,0083 | 0,0075 | 0,0038 | 0,0175 | 0,0061 |
| 573 | 0,0053 | 0,0082 | 0,0074 | 0,0038 | 0,0173 | 0,0060 |
| 574 | 0,0053 | 0,0082 | 0,0074 | 0,0039 | 0,0171 | 0,0058 |
| 575 | 0,0054 | 0,0081 | 0,0074 | 0,0039 | 0,0170 | 0,0057 |
| 576 | 0,0054 | 0,0081 | 0,0074 | 0,0040 | 0,0168 | 0,0056 |
| 577 | 0,0054 | 0,0081 | 0,0073 | 0,0040 | 0,0166 | 0,0055 |
| 578 | 0,0054 | 0,0080 | 0,0073 | 0,0041 | 0,0164 | 0,0054 |
| 579 | 0,0054 | 0,0080 | 0,0073 | 0,0042 | 0,0162 | 0,0053 |
| 580 | 0,0054 | 0,0079 | 0,0073 | 0,0042 | 0,0160 | 0,0052 |
| 581 | 0,0054 | 0,0079 | 0,0073 | 0,0043 | 0,0158 | 0,0051 |
| 582 | 0,0054 | 0,0079 | 0,0072 | 0,0043 | 0,0156 | 0,0050 |
| 583 | 0,0055 | 0,0078 | 0,0072 | 0,0044 | 0,0153 | 0,0049 |
| 584 | 0,0055 | 0,0078 | 0,0072 | 0,0044 | 0,0151 | 0,0048 |
| 585 | 0,0055 | 0,0078 | 0,0072 | 0,0045 | 0,0149 | 0,0048 |
| 586 | 0,0055 | 0,0078 | 0,0072 | 0,0045 | 0,0147 | 0,0047 |
| 587 | 0,0055 | 0,0077 | 0,0072 | 0,0046 | 0,0145 | 0,0046 |
| 588 | 0,0055 | 0,0077 | 0,0071 | 0,0046 | 0,0143 | 0,0045 |
| 589 | 0,0055 | 0,0077 | 0,0071 | 0,0047 | 0,0141 | 0,0044 |
| 590 | 0,0055 | 0,0076 | 0,0071 | 0,0047 | 0,0139 | 0,0044 |
| 591 | 0,0055 | 0,0076 | 0,0071 | 0,0048 | 0,0137 | 0,0043 |
| 592 | 0,0055 | 0,0076 | 0,0071 | 0,0048 | 0,0135 | 0,0042 |
| 593 | 0,0056 | 0,0076 | 0,0070 | 0,0048 | 0,0133 | 0,0042 |
| 594 | 0,0056 | 0,0075 | 0,0070 | 0,0049 | 0,0131 | 0,0041 |
| 595 | 0,0056 | 0,0075 | 0,0070 | 0,0049 | 0,0128 | 0,0041 |
| 596 | 0,0056 | 0,0075 | 0,0070 | 0,0049 | 0,0126 | 0,0040 |
| 597 | 0,0056 | 0,0075 | 0,0070 | 0,0050 | 0,0123 | 0,0039 |
| 598 | 0,0056 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0050 | 0,0121 | 0,0039 |
| 599 | 0,0056 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0050 | 0,0121 | 0,0039 |
| 600 | 0,0056 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0051 | 0,0122 | 0,0039 |
| 601 | 0,0056 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0051 | 0,0120 | 0,0038 |
| 602 | 0,0056 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0052 | 0,0118 | 0,0038 |
| 603 | 0,0057 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0052 | 0,0116 | 0,0037 |
| 604 | 0,0057 | 0,0074 | 0,0070 | 0,0053 | 0,0114 | 0,0037 |
| 605 | 0,0057 | 0,0074 | 0,0071 | 0,0053 | 0,0114 | 0,0037 |
| 606 | 0,0058 | 0,0074 | 0,0071 | 0,0054 | 0,0115 | 0,0036 |
| 607 | 0,0058 | 0,0074 | 0,0071 | 0,0055 | 0,0114 | 0,0036 |
| 608 | 0,0059 | 0,0074 | 0,0072 | 0,0056 | 0,0114 | 0,0036 |
| 609 | 0,0060 | 0,0074 | 0,0072 | 0,0056 | 0,0113 | 0,0035 |
| 610 | 0,0060 | 0,0075 | 0,0073 | 0,0057 | 0,0113 | 0,0035 |
| 611 | 0,0061 | 0,0075 | 0,0074 | 0,0058 | 0,0112 | 0,0035 |
| 612 | 0,0062 | 0,0076 | 0,0074 | 0,0059 | 0,0111 | 0,0034 |
| 613 | 0,0062 | 0,0076 | 0,0075 | 0,0060 | 0,0111 | 0,0034 |
| 614 | 0,0063 | 0,0076 | 0,0075 | 0,0060 | 0,0110 | 0,0034 |
| 615 | 0,0063 | 0,0077 | 0,0076 | 0,0061 | 0,0109 | 0,0033 |
| 616 | 0,0064 | 0,0077 | 0,0076 | 0,0062 | 0,0109 | 0,0033 |
| 617 | 0,0065 | 0,0078 | 0,0077 | 0,0063 | 0,0108 | 0,0033 |
| 618 | 0,0065 | 0,0078 | 0,0077 | 0,0063 | 0,0107 | 0,0033 |
| 619 | 0,0066 | 0,0078 | 0,0077 | 0,0064 | 0,0106 | 0,0032 |
| 620 | 0,0066 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0064 | 0,0106 | 0,0032 |
| 621 | 0,0066 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0065 | 0,0105 | 0,0032 |
| 622 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0065 | 0,0105 | 0,0032 |
| 623 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0066 | 0,0104 | 0,0031 |
| 624 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0104 | 0,0031 |
| 625 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0103 | 0,0031 |
| 626 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0103 | 0,0031 |
| 627 | 0,0068 | 0,0080 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0102 | 0,0031 |
| 628 | 0,0068 | 0,0080 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0102 | 0,0031 |
| 629 | 0,0068 | 0,0080 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0101 | 0,0031 |
| 630 | 0,0068 | 0,0079 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0101 | 0,0031 |
| 631 | 0,0068 | 0,0079 | 0,0079 | 0,0066 | 0,0101 | 0,0031 |
| 632 | 0,0068 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0066 | 0,0101 | 0,0031 |
| 633 | 0,0067 | 0,0079 | 0,0078 | 0,0066 | 0,0100 | 0,0031 |
| 634 | 0,0067 | 0,0078 | 0,0078 | 0,0065 | 0,0100 | 0,0031 |
| 635 | 0,0067 | 0,0078 | 0,0078 | 0,0065 | 0,0100 | 0,0031 |
| 636 | 0,0067 | 0,0078 | 0,0077 | 0,0065 | 0,0099 | 0,0031 |
| 637 | 0,0066 | 0,0078 | 0,0077 | 0,0064 | 0,0099 | 0,0031 |
| 638 | 0,0066 | 0,0077 | 0,0077 | 0,0064 | 0,0099 | 0,0031 |
| 639 | 0,0066 | 0,0077 | 0,0076 | 0,0063 | 0,0099 | 0,0031 |
| 640 | 0,0065 | 0,0076 | 0,0076 | 0,0063 | 0,0099 | 0,0031 |

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl-50 µg/l | MW Cchl-50 µg/l |
| 641 | 0,0065 | 0,0075 | 0,0076 | 0,0062 | 0,0099 | 0,0031 |
| 642 | 0,0065 | 0,0075 | 0,0075 | 0,0062 | 0,0099 | 0,0031 |
| 643 | 0,0064 | 0,0074 | 0,0075 | 0,0061 | 0,0098 | 0,0031 |
| 644 | 0,0064 | 0,0074 | 0,0075 | 0,0061 | 0,0098 | 0,0031 |
| 645 | 0,0064 | 0,0073 | 0,0075 | 0,0060 | 0,0098 | 0,0031 |
| 646 | 0,0064 | 0,0073 | 0,0075 | 0,0060 | 0,0098 | 0,0031 |
| 647 | 0,0064 | 0,0073 | 0,0075 | 0,0060 | 0,0098 | 0,0032 |
| 648 | 0,0064 | 0,0073 | 0,0076 | 0,0060 | 0,0098 | 0,0032 |
| 649 | 0,0065 | 0,0073 | 0,0076 | 0,0060 | 0,0097 | 0,0032 |
| 650 | 0,0065 | 0,0073 | 0,0077 | 0,0060 | 0,0097 | 0,0032 |
| 651 | 0,0066 | 0,0074 | 0,0078 | 0,0061 | 0,0097 | 0,0033 |
| 652 | 0,0067 | 0,0074 | 0,0080 | 0,0061 | 0,0096 | 0,0033 |
| 653 | 0,0069 | 0,0075 | 0,0081 | 0,0062 | 0,0095 | 0,0033 |
| 654 | 0,0071 | 0,0076 | 0,0084 | 0,0063 | 0,0095 | 0,0034 |
| 655 | 0,0073 | 0,0078 | 0,0086 | 0,0064 | 0,0094 | 0,0034 |
| 656 | 0,0075 | 0,0080 | 0,0089 | 0,0066 | 0,0093 | 0,0034 |
| 657 | 0,0078 | 0,0083 | 0,0093 | 0,0067 | 0,0092 | 0,0035 |
| 658 | 0,0081 | 0,0086 | 0,0097 | 0,0069 | 0,0091 | 0,0035 |
| 659 | 0,0085 | 0,0089 | 0,0101 | 0,0072 | 0,0091 | 0,0035 |
| 660 | 0,0089 | 0,0093 | 0,0106 | 0,0074 | 0,0091 | 0,0035 |
| 661 | 0,0093 | 0,0098 | 0,0112 | 0,0077 | 0,0090 | 0,0036 |
| 662 | 0,0098 | 0,0103 | 0,0117 | 0,0080 | 0,0090 | 0,0036 |
| 663 | 0,0102 | 0,0108 | 0,0123 | 0,0083 | 0,0090 | 0,0036 |
| 664 | 0,0107 | 0,0114 | 0,0128 | 0,0086 | 0,0090 | 0,0036 |
| 665 | 0,0112 | 0,0119 | 0,0134 | 0,0089 | 0,0089 | 0,0036 |
| 666 | 0,0117 | 0,0125 | 0,0140 | 0,0093 | 0,0089 | 0,0035 |
| 667 | 0,0122 | 0,0131 | 0,0145 | 0,0095 | 0,0088 | 0,0035 |
| 668 | 0,0126 | 0,0136 | 0,0149 | 0,0098 | 0,0088 | 0,0035 |
| 669 | 0,0130 | 0,0141 | 0,0153 | 0,0101 | 0,0088 | 0,0035 |
| 670 | 0,0133 | 0,0145 | 0,0156 | 0,0103 | 0,0087 | 0,0034 |
| 671 | 0,0136 | 0,0148 | 0,0159 | 0,0105 | 0,0087 | 0,0034 |
| 672 | 0,0138 | 0,0151 | 0,0160 | 0,0107 | 0,0087 | 0,0034 |
| 673 | 0,0140 | 0,0154 | 0,0162 | 0,0108 | 0,0087 | 0,0034 |
| 674 | 0,0140 | 0,0155 | 0,0162 | 0,0109 | 0,0087 | 0,0034 |
| 675 | 0,0140 | 0,0156 | 0,0161 | 0,0109 | 0,0087 | 0,0033 |
| 676 | 0,0140 | 0,0156 | 0,0160 | 0,0110 | 0,0087 | 0,0033 |
| 677 | 0,0139 | 0,0155 | 0,0159 | 0,0110 | 0,0087 | 0,0033 |
| 678 | 0,0137 | 0,0154 | 0,0156 | 0,0110 | 0,0087 | 0,0033 |
| 679 | 0,0135 | 0,0152 | 0,0153 | 0,0109 | 0,0086 | 0,0033 |
| 680 | 0,0131 | 0,0149 | 0,0149 | 0,0108 | 0,0086 | 0,0032 |
| 681 | 0,0127 | 0,0145 | 0,0143 | 0,0106 | 0,0086 | 0,0032 |
| 682 | 0,0123 | 0,0140 | 0,0138 | 0,0103 | 0,0087 | 0,0032 |
| 683 | 0,0117 | 0,0134 | 0,0131 | 0,0100 | 0,0087 | 0,0032 |
| 684 | 0,0111 | 0,0128 | 0,0124 | 0,0097 | 0,0087 | 0,0032 |
| 685 | 0,0104 | 0,0121 | 0,0116 | 0,0092 | 0,0088 | 0,0032 |
| 686 | 0,0098 | 0,0114 | 0,0108 | 0,0087 | 0,0089 | 0,0033 |
| 687 | 0,0091 | 0,0106 | 0,0101 | 0,0082 | 0,0089 | 0,0034 |
| 688 | 0,0084 | 0,0099 | 0,0093 | 0,0077 | 0,0090 | 0,0034 |
| 689 | 0,0077 | 0,0092 | 0,0086 | 0,0071 | 0,0090 | 0,0034 |
| 690 | 0,0070 | 0,0085 | 0,0079 | 0,0065 | 0,0090 | 0,0035 |
| 691 | 0,0064 | 0,0079 | 0,0072 | 0,0060 | 0,0090 | 0,0035 |
| 692 | 0,0058 | 0,0074 | 0,0067 | 0,0055 | 0,0090 | 0,0036 |
| 693 | 0,0053 | 0,0069 | 0,0062 | 0,0050 | 0,0090 | 0,0037 |
| 694 | 0,0049 | 0,0065 | 0,0058 | 0,0046 | 0,0090 | 0,0038 |
| 695 | 0,0045 | 0,0062 | 0,0054 | 0,0042 | 0,0090 | 0,0039 |
| 696 | 0,0042 | 0,0059 | 0,0051 | 0,0038 | 0,0090 | 0,0041 |
| 697 | 0,0039 | 0,0057 | 0,0048 | 0,0035 | 0,0090 | 0,0042 |
| 698 | 0,0037 | 0,0055 | 0,0046 | 0,0032 | 0,0090 | 0,0044 |
| 699 | 0,0035 | 0,0054 | 0,0044 | 0,0029 | 0,0090 | 0,0045 |
| 700 | 0,0033 | 0,0053 | 0,0043 | 0,0027 | 0,0090 | 0,0047 |
| 701 | 0,0032 | 0,0052 | 0,0042 | 0,0025 | 0,0090 | 0,0048 |
| 702 | 0,0031 | 0,0052 | 0,0041 | 0,0023 | 0,0089 | 0,0049 |
| 703 | 0,0030 | 0,0052 | 0,0040 | 0,0022 | 0,0089 | 0,0051 |
| 704 | 0,0029 | 0,0052 | 0,0040 | 0,0020 | 0,0088 | 0,0052 |
| 705 | 0,0028 | 0,0052 | 0,0039 | 0,0019 | 0,0088 | 0,0053 |
| 706 | 0,0028 | 0,0052 | 0,0039 | 0,0018 | 0,0087 | 0,0054 |
| 707 | 0,0028 | 0,0052 | 0,0039 | 0,0017 | 0,0086 | 0,0055 |
| 708 | 0,0027 | 0,0052 | 0,0039 | 0,0016 | 0,0086 | 0,0055 |
| 709 | 0,0027 | 0,0052 | 0,0039 | 0,0016 | 0,0085 | 0,0056 |
| 710 | 0,0027 | 0,0053 | 0,0039 | 0,0015 | 0,0084 | 0,0056 |
| 711 | 0,0027 | 0,0053 | 0,0039 | 0,0015 | 0,0083 | 0,0057 |
| 712 | 0,0027 | 0,0053 | 0,0038 | 0,0014 | 0,0082 | 0,0057 |
| 713 | 0,0027 | 0,0053 | 0,0038 | 0,0014 | 0,0081 | 0,0057 |
| 714 | 0,0027 | 0,0054 | 0,0038 | 0,0013 | 0,0080 | 0,0057 |
| 715 | 0,0027 | 0,0054 | 0,0038 | 0,0013 | 0,0080 | 0,0057 |
| 716 | 0,0027 | 0,0054 | 0,0039 | 0,0013 | 0,0080 | 0,0057 |
| 717 | 0,0027 | 0,0054 | 0,0038 | 0,0013 | 0,0080 | 0,0057 |
| 718 | 0,0028 | 0,0055 | 0,0039 | 0,0013 | 0,0079 | 0,0057 |
| 719 | 0,0028 | 0,0055 | 0,0039 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0057 |
| 720 | 0,0028 | 0,0056 | 0,0039 | 0,0012 | 0,0078 | 0,0057 |
| 721 | 0,0028 | 0,0056 | 0,0039 | 0,0012 | 0,0078 | 0,0057 |
| 722 | 0,0028 | 0,0056 | 0,0039 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0057 |
| 723 | 0,0029 | 0,0057 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0057 |
| 724 | 0,0028 | 0,0057 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0057 |
| 725 | 0,0028 | 0,0057 | 0,0039 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0057 |
| 726 | 0,0029 | 0,0057 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0079 | 0,0056 |
| 727 | 0,0029 | 0,0058 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0078 | 0,0056 |
| 728 | 0,0029 | 0,0057 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0078 | 0,0055 |
| 729 | 0,0029 | 0,0057 | 0,0040 | 0,0012 | 0,0078 | 0,0054 |
| 730 | 0,0030 | 0,0058 | 0,0040 | 0,0011 | 0,0078 | 0,0054 |
| 731 | 0,0030 | 0,0059 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0078 | 0,0053 |

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl<50 µg/l | MW Cchl>50 µg/l |
| 732 | 0,0030 | 0,0059 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0079 | 0,0053 |
| 733 | 0,0029 | 0,0059 | 0,0040 | 0,0011 | 0,0080 | 0,0053 |
| 734 | 0,0029 | 0,0059 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0082 | 0,0054 |
| 735 | 0,0030 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0085 | 0,0055 |
| 736 | 0,0031 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0087 | 0,0057 |
| 737 | 0,0030 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0090 | 0,0058 |
| 738 | 0,0030 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0092 | 0,0059 |
| 739 | 0,0031 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0094 | 0,0060 |
| 740 | 0,0031 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0096 | 0,0061 |
| 741 | 0,0031 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0061 |
| 742 | 0,0031 | 0,0060 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0099 | 0,0062 |
| 743 | 0,0031 | 0,0061 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 744 | 0,0031 | 0,0062 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 745 | 0,0032 | 0,0062 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 746 | 0,0032 | 0,0062 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0063 |
| 747 | 0,0032 | 0,0062 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 748 | 0,0032 | 0,0062 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 749 | 0,0032 | 0,0061 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 750 | 0,0031 | 0,0061 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 751 | 0,0031 | 0,0062 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 752 | 0,0032 | 0,0063 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 753 | 0,0032 | 0,0063 | 0,0041 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 754 | 0,0031 | 0,0063 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0061 |
| 755 | 0,0032 | 0,0063 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0061 |
| 756 | 0,0032 | 0,0063 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0061 |
| 757 | 0,0032 | 0,0063 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0061 |
| 758 | 0,0033 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0101 | 0,0062 |
| 759 | 0,0032 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0103 | 0,0063 |
| 760 | 0,0032 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0104 | 0,0063 |
| 761 | 0,0032 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0103 | 0,0063 |
| 762 | 0,0033 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0102 | 0,0063 |
| 763 | 0,0032 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0062 |
| 764 | 0,0032 | 0,0064 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0100 | 0,0061 |
| 765 | 0,0034 | 0,0066 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0099 | 0,0061 |
| 766 | 0,0033 | 0,0065 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0061 |
| 767 | 0,0033 | 0,0065 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0061 |
| 768 | 0,0033 | 0,0066 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 769 | 0,0033 | 0,0066 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 770 | 0,0033 | 0,0067 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 771 | 0,0033 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 772 | 0,0034 | 0,0068 | 0,0044 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 773 | 0,0034 | 0,0067 | 0,0044 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 774 | 0,0034 | 0,0067 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0098 | 0,0060 |
| 775 | 0,0034 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 776 | 0,0033 | 0,0067 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 777 | 0,0033 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 778 | 0,0033 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 779 | 0,0033 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0097 | 0,0060 |
| 780 | 0,0032 | 0,0067 | 0,0042 | 0,0011 | 0,0096 | 0,0060 |
| 781 | 0,0033 | 0,0069 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0096 | 0,0060 |
| 782 | 0,0033 | 0,0069 | 0,0044 | 0,0011 | 0,0096 | 0,0060 |
| 783 | 0,0032 | 0,0069 | 0,0043 | 0,0010 | 0,0096 | 0,0060 |
| 784 | 0,0033 | 0,0068 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0095 | 0,0060 |
| 785 | 0,0032 | 0,0069 | 0,0043 | 0,0010 | 0,0095 | 0,0060 |
| 786 | 0,0033 | 0,0071 | 0,0043 | 0,0011 | 0,0094 | 0,0060 |
| 787 | 0,0033 | 0,0070 | 0,0044 | 0,0011 | 0,0094 | 0,0060 |
| 788 | 0,0034 | 0,0071 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0060 |
| 789 | 0,0035 | 0,0072 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0060 |
| 790 | 0,0033 | 0,0071 | 0,0043 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0059 |
| 791 | 0,0033 | 0,0071 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0059 |
| 792 | 0,0032 | 0,0073 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0092 | 0,0059 |
| 793 | 0,0034 | 0,0074 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0092 | 0,0060 |
| 794 | 0,0034 | 0,0074 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0092 | 0,0059 |
| 795 | 0,0032 | 0,0072 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0091 | 0,0059 |
| 796 | 0,0033 | 0,0074 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0090 | 0,0059 |
| 797 | 0,0034 | 0,0075 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0090 | 0,0059 |
| 798 | 0,0032 | 0,0074 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0090 | 0,0059 |
| 799 | 0,0033 | 0,0073 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0089 | 0,0059 |
| 800 | 0,0034 | 0,0074 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0089 | 0,0059 |
| 801 | 0,0032 | 0,0075 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0089 | 0,0059 |
| 802 | 0,0034 | 0,0077 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0089 | 0,0059 |
| 803 | 0,0032 | 0,0076 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0088 | 0,0059 |
| 804 | 0,0033 | 0,0078 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0088 | 0,0059 |
| 805 | 0,0034 | 0,0079 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0088 | 0,0059 |
| 806 | 0,0033 | 0,0078 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0087 | 0,0058 |
| 807 | 0,0033 | 0,0079 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0087 | 0,0058 |
| 808 | 0,0032 | 0,0076 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0086 | 0,0058 |
| 809 | 0,0031 | 0,0076 | 0,0044 | 0,0010 | 0,0086 | 0,0058 |
| 810 | 0,0033 | 0,0078 | 0,0045 | 0,0010 | 0,0085 | 0,0058 |
| 811 | 0,0033 | 0,0079 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0085 | 0,0058 |
| 812 | 0,0035 | 0,0081 | 0,0047 | 0,0010 | 0,0084 | 0,0058 |
| 813 | 0,0033 | 0,0079 | 0,0047 | 0,0010 | 0,0084 | 0,0058 |
| 814 | 0,0034 | 0,0086 | 0,0048 | 0,0010 | 0,0083 | 0,0058 |
| 815 | 0,0035 | 0,0084 | 0,0048 | 0,0010 | 0,0083 | 0,0058 |
| 816 | 0,0032 | 0,0080 | 0,0046 | 0,0010 | 0,0083 | 0,0057 |
| 817 | 0,0032 | 0,0084 | 0,0047 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0057 |
| 818 | 0,0033 | 0,0087 | 0,0048 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0057 |
| 819 | 0,0034 | 0,0086 | 0,0049 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0057 |
| 820 | 0,0034 | 0,0083 | 0,0047 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0056 |
| 821 | 0,0036 | 0,0087 | 0,0049 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0056 |
| 822 | 0,0037 | 0,0088 | 0,0050 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0056 |

| Wellenlänge | spezifische Absorptionsspektren | | | | Proportionalitätsfaktor der Rückstreuung | |
|-------------|---------------------------------|-----------------|--------------------|----------------------|--|-----------------|
| | chlorophyll-reich | chlorophyll-arm | Mittel Brandenburg | FAHRL1_280704 (dino) | MW Cchl<50 µg/l | MW Cchl>50 µg/l |
| 823 | 0,0037 | 0,0089 | 0,0050 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0056 |
| 824 | 0,0034 | 0,0090 | 0,0050 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0055 |
| 825 | 0,0036 | 0,0090 | 0,0050 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0055 |
| 826 | 0,0036 | 0,0094 | 0,0052 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0055 |
| 827 | 0,0040 | 0,0093 | 0,0052 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0055 |
| 828 | 0,0040 | 0,0099 | 0,0054 | 0,0010 | 0,0082 | 0,0055 |
| 829 | 0,0040 | 0,0100 | 0,0054 | 0,0010 | 0,0083 | 0,0055 |
| 830 | 0,0036 | 0,0099 | 0,0053 | 0,0010 | 0,0084 | 0,0056 |
| 831 | 0,0038 | 0,0098 | 0,0053 | 0,0010 | 0,0086 | 0,0056 |
| 832 | 0,0037 | 0,0096 | 0,0053 | 0,0010 | 0,0087 | 0,0057 |
| 833 | 0,0041 | 0,0105 | 0,0057 | 0,0010 | 0,0089 | 0,0058 |
| 834 | 0,0039 | 0,0099 | 0,0054 | 0,0010 | 0,0090 | 0,0058 |
| 835 | 0,0038 | 0,0100 | 0,0054 | 0,0010 | 0,0091 | 0,0058 |
| 836 | 0,0042 | 0,0104 | 0,0057 | 0,0010 | 0,0092 | 0,0059 |
| 837 | 0,0049 | 0,0109 | 0,0060 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0059 |
| 838 | 0,0052 | 0,0117 | 0,0065 | 0,0010 | 0,0093 | 0,0060 |
| 839 | 0,0057 | 0,0107 | 0,0063 | 0,0010 | 0,0094 | 0,0060 |
| 840 | 0,0042 | 0,0118 | 0,0061 | 0,0010 | 0,0094 | 0,0059 |

8.2 Auszählungsergebnisse Phytoplankton (Quelle: Reigber (2008))

| Absorptionsspektrum | CHL-A | DINOPHYCEAE | CYANOPHYCEAE | BACILLARIOPHYCEAE | CHLOROCOCCALES |
|---------------------|--------|-------------|--------------|-------------------|----------------|
| BRAMI1_040806 | 106,22 | 14,3 | 17,9 | 32,1 | 32,1 |
| FAHRL1_280704 | 319,43 | 0 | 64 | 4 | 28 |
| HAVEL1_040729 | 24,99 | 10,7 | 17,9 | 32,1 | 25 |
| HAVEL4_040608 | 47,24 | 4,5 | 22,7 | 31,8 | 22,7 |
| HAVEL4_040729 | 34,2 | 14,3 | 9,5 | 28,6 | 33,3 |
| KRAMP1_040728 | 15,84 | 5,6 | 13,9 | 22,2 | 38,9 |
| RHEIN1_040806 | 10,72 | 43,8 | 12,5 | 25 | 18,8 |
| SWSWZ1_040807 | 7,2 | 42,9 | 21,4 | 14,3 | 14,3 |
| VILZS1_040807 | 12,73 | 42,9 | 21,4 | 7,1 | 14,3 |
| WANNS1_040729 | 37,15 | 7,7 | 30,8 | 30,8 | 23 |
| WANNS2_040729 | 32,49 | 7,4 | 29,6 | 33,3 | 18,5 |
| WANNS3_040608 | 40,11 | 6,7 | 13,3 | 33,3 | 30 |
| ZECHL1_040808 | 5,07 | 33,3 | 13,3 | 20 | 0 |
| ZETHN1_040807 | 13,33 | 18,75 | 50 | 0 | 18,75 |
| ZOOTZ1_040808 | 2,15 | 40 | 0 | 10 | 20 |