

Vergleich hyper- und multispektraler optischer Sensoren bezüglich ihres Potentials zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässern

Masterarbeit

Technische Universität Dresden

Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung

Eingereicht von: Eric Andre Schulz
Berlin 12623, Immortellenweg 24 b
Matrikelnummer: 4725398

Gutachter: Harald Krawczyk (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt)
Dr. Marion Pause (Technische Universität Dresden)

Dresden den, 28.09.2021

I. Inhaltsverzeichnis

I. Inhaltsverzeichnis	I
II. Abbildungsverzeichnis	III
III. Tabellenverzeichnis	V
1. Einleitung	7
2. Grundlagen	10
2.1 Einführung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässern	10
2.2 Untersuchungsgebiet Stechlinsee	10
2.3 Wasserinhaltsstoffe.....	12
2.4 Atmosphärenkorrektur.....	13
2.5 Fernerkundungsdaten	15
2.5.1 Multispektrale Daten.....	15
2.5.2 Hyperspektrale Daten.....	16
2.6 Bio-optische Modellierung in der Fernerkundung	18
2.6.1 Scheinbare optische Eigenschaften.....	18
2.6.2 Inhärente optische Eigenschaften.....	19
2.7 Validierung durch in-situ Daten	20
2.8 Software	20
2.8.1 ATCOR.....	20
2.8.2 WASI	22
3. Methodik	23
3.1 Arbeitsablauf	23
3.2 Datengrundlage	24
3.3 Vorprozessierung.....	26
3.3.1 Atmosphärenkorrektur.....	26
3.3.2 Maskierung.....	27
3.3.3 Genauigkeitsuntersuchung der Maskierung	28
3.4 Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe mit WASI	29
3.5 Statistische Maße zur Bewertung der Modellgüte.....	30
3.6 Aufbereitung der In-situ Daten	31

4. Ergebnisse	32
4.1 Ergebnisse der Vorprozessierung	32
4.1.1 Ergebnisse der Atmosphärenkorrektur	32
4.1.2 Ergebnisse der Maskierung	34
4.2 Ableitung der Wasserinhaltsstoffe aus multispektralen Sensoren	35
4.2.1 Ergebnisse von Landsat 8	36
4.2.2 Ergebnisse von Sentinel-2	38
4.3 Ableitung der Wasserinhaltsstoffe aus hyperspektralen Sensoren	40
4.2.1 Ergebnisse von DESIS.....	40
4.2.2 Ergebnisse von HySpex.....	45
4.4 Vergleich der abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe	49
4.5 Validierungsergebnisse	51
4.5.1 Chlorophyll-a Messungen.....	52
4.5.2 Radiometermessungen	54
5. Diskussion	60
5.1 Einfluss der Vorprozessierung	60
5.1.1 Atmosphärenkorrektur.....	60
5.1.2 Maskierung.....	62
5.2 Bewertung der abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe	63
5.3 Bewertung der Validierungsergebnisse	64
5.4 Potentialbewertung der optischen Sensoren.....	66
6. Zusammenfassung und Ausblick	70
7. Literaturverzeichnis	72
8. Anhang	75

II. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung, OSM [Stand: August 2020]	11
Abbildung 2: Komponenten der am Sensor erfassten Strahlung eines Wasserkörpers; L_w = reflektierte Strahlung aus dem Wasserkörper; L_{atm} = reflektierte Strahlung in der Atmosphäre; L_{spec} = reflektierte Strahlung der Wasseroberfläche; E_0 = solare Irradianz; θ_{sun} = Sonnenzenitwinkel / Quelle: Moses et al. 2017	14
Abbildung 3: Vergleich der Spektralkanäle der multispektralen Satellitensysteme Sentinel-2 und Landsat-8 / Quelle: (USGS 2016).....	16
Abbildung 4: Wichtigste angewendete ATCOR-Prozessierungsschritte für die Arbeit / Quelle: modifizierte Darstellung von Rudolf Richter (2019).....	21
Abbildung 5: Forward- und Inverse-Modes in WASI, untere blaue Linie: Messspektrum; rote Linie: fit-Spektrum / Quelle: modifizierte Darstellung, Gege 2019, Stolz 2017	22
Abbildung 6: Flussdiagramm zur Beschreibung der angewendeten Arbeitsschritte zur Potentialbewertung der verwendeten Sensoren hinsichtlich der Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen im Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung	23
Abbildung 7: Messpunkte mit Zeitpunkt der Messung vom 22.08.2019 auf dem Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung, OSM	26
Abbildung 8: ATCOR - Atmosphärenkorrektur von Landsat 8: links TOA-Reflektanz als Farbkomposit, rechts ein Farbkomposit aus ATCOR berechneten BOA-Reflektanzen / Quelle: eigene Darstellung	32
Abbildung 9: Messpunkt P2: Landsat 8 Spektren der ATCOR-Korrektur (schwarz) und TOA Reflektanz (blau) / Quelle: eigene Darstellung	33
Abbildung 10: Farbkomposite der Atmosphärenkorrektur von Sentinel-2: links: TOA-Reflektanz, Mitte: Sen2Cor BOA-Reflektanz; ATCOR BOA-Reflektanz Rechts: / Quelle: eigene Darstellung.....	33
Abbildung 11: Messpunkt P2: Sentinel-2 Spektren mit Sen2Cor (rot), mit ATCOR (schwarz) und TOA Reflektanz (grün) / Quelle: eigene Darstellung	34
Abbildung 12: NDWI2-Maskierung des Stechlinsees: links: Landsat 8, Mitte: Sentinel-2, rechts: DESIS (tile02, tile03)	34
Abbildung 13: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8; rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte / Quelle: eigene Darstellung	36
Abbildung 14: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8; rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung	37
Abbildung 15: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8, rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung	37
Abbildung 16: Bestimmte Wasserinhaltsstoffe von Landsat 8 an sechs Messpunkten gemittelt in 3x3-Umgebung / Quelle: eigene Darstellung	38
Abbildung 17: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2; rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte / Quelle: eigene Darstellung	38
Abbildung 18: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2; rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung	39
Abbildung 19: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2 rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung	40
Abbildung 20: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	41
Abbildung 21: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	42

Abbildung 22: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung.....	43
Abbildung 23: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung.....	43
Abbildung 24: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff -Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	44
Abbildung 25: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff -Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	45
Abbildung 26: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich)); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	46
Abbildung 27: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich); rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff- Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	47
Abbildung 28: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung	47
Abbildung 29: Karten der Wasserinhaltsstoffe im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex-T19 (50 cm) mit Messpunkt P5 nahe des Forschungslabors, oben links: Chlorophyll-a Konzentration (C_Phyto), oben rechts: Schwebstoffkonzentration (C_X), unten Mitte: Gelbstoff-Absorptionskoeffizient (C_Y) / Quelle: eigene Darstellung..	48
Abbildung 30: Chlorophyll-a-Konzentrationen (C_Phy) von DESIS (235/60), HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 an sechs In-situ-Messpunkten; links: Wert am Messpunkt, rechts: in gemittelter 3x3-Umgebung der Messpunkte / Quelle: eigene Darstellung	50
Abbildung 31: Schwebstoff-Konzentrationen (C_X) und Gelbstoff-Absorptionskoeffizient (C_Y) von DESIS (235/60), HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2; links: Schwebstoffe (C_X), rechts: Gelbstoffe (C_Y) / Quelle: eigene Darstellung .	51
Abbildung 32: Vergleich der modellierten Chlorophyll-a Konzentrationen (C_Phy) mit der In-situ-Wasserprobe (grün) aus dem Stechlinsee am 22.08.2019, links: C_Phy der einzelnen Sensoren an den Messpunkten, rechts: gemittelte 3x3-C_Phy an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung.....	52
Abbildung 33: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit Landsat 8 (L8) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung	54
Abbildung 34: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit Sentinel-2 an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung	55
Abbildung 35: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit DESIS(b60) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung	56
Abbildung 36: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit DESIS(b235) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung	57
Abbildung 37: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit HySpex an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung	58
Abbildung 38: Veranschaulichung des Nachbarschaftseffekts durch die Irradianz-Reflektanzen von Wasserpixel P2 und nächstliegendem Waldpixel an denen atmosphärenkorrigierten Sensoren von Landsat 8 (ATCOR) und Sentinel-2 (Sen2Cor) / Quelle: eigene Darstellung	61

Abbildung 39: Rangfolge der gemittelten statistischer Parameter für die drei Chl-a Messungen mit dem relativen Fehler rF , dem absoluten Fehler Δ , der mittleren Abweichung mA (alle mit 3x3-Umgebung) und für die Irradianz-Reflektanzen aus sechs RAMSES-Messungen das Bestimmtheitsmaß R^2 ; 5 - bestes Ergebnis, 1 - unzutreffendster Ergebnis mit Validierungs-messungen / Quelle: eigene Darstellung 65

III. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kenndaten Stechlinsee / Quelle: IGB [Stand 2020].....	12
Tabelle 2: Ausgewählte Kennziffern der verwendeten Fernerkundungssensoren / Quelle: USGS (2019), ESA (2015),	18
Tabelle 3: Überflugszeiten in UTC (Coordinated Universal Time) der Sensoren über dem Stechlinsee.....	24
Tabelle 4: Bilddaten der Sensoren über dem Stechlinsee	25
Tabelle 5: Angewendete Atmosphärenkorrekturen / Quelle: Eigene Darstellung	27
Tabelle 6: Angepasste Parameter für jeweilige Sensoren in WASI zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe / Quelle: eigene Darstellung, (Gege 2019)	29
Tabelle 7: Durchschnittliche Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen (C_{Phy} , C_X , C_Y) im Stechlinsee am 22.08.2019 (L8: 27.08.19) aus den Sensordaten Sentinel-2/MSI, Landsat 8/OLI, HySpex11/13, HySpex19, DESIS-b60 (02/03), DESIS-b235 (02/03) und statistische Maße zueinander: mittlere Abweichung (mA), Varianz (VAR), Standardabweichung (STD) / Quelle: eigene Darstellung.....	49
Tabelle 8: Vergleich der Chlorophyll-a Konzentrationen bestimmt durch die Sensoren DESIS-b235, DESIS-b60, HySpex (11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 mit Wasserproben (Water Sample) an den Messpunkten P1, P3 und P4, Berechnung des relativen Fehlers (rF) und der Differenz Δ sowie deren Mittelungen (rF , Δ) / Quelle: eigene Darstellung.....	53
Tabelle 9: Vergleich der 3x3-gemittelten Chlorophyll-a Konzentrationen bestimmt durch die Sensoren DESIS-b235, DESIS-b60, HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 mit Wasserproben (Water Sample) an den Messpunkten P1, P3 und P4, Berechnung des relativen Fehlers (rF) und der Differenz Δ sowie deren Mittelungen (rF , Δ) / Quelle: eigene Darstellung	53
Tabelle 10: R^2 der Irradianz-Reflektanzen durch Radiometermessung mit RAMSES und atmosphärenkorrigierte FE-Sensordaten an den sechs Messpunkte, Anwendung zwischen minimalen λ_{min} und maximalen λ_{max} Wellenlängenbereich in der Anzahl der spektral angepassten Bänder zwischen RAMSES und des jeweiligen Sensores / Quelle: eigene Darstellung	59
Tabelle 11: Genauigkeitsuntersuchung der-klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 des Sentinel-2 mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung.....	62
Tabelle 12: Genauigkeitsuntersuchung der klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 des Landsat 8 mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung.....	63
Tabelle 13: Genauigkeitsuntersuchungen der klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 der DESIS Kacheln (02/03) und mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung.....	63
Tabelle 14: Durschnitt der Rangfolgen von sieben verwendeten statistischen Größen, 5 - bestes Ergebnis; 1 - unzutreffendes Ergebnis / Quelle: eigene Darstellung	66
Tabelle 15: Statistiken der Wasserinhaltsstoffe-WIS (C_{Phy} - Chlorophyll-a; C_X - Schwebstoffe; C_X - Gelbstoffabsorption) für alle erfolgreiche berechneten Wasserpixel der jeweiligen Sensoren im Stechlinsee am 22.08.2019 (Landsat 8: 27.08.2019) durch WASI	75

1. Einleitung

Aquatische Systeme wie Seen und Flüsse bilden eine wesentliche Grundlage des Lebens sowohl für den Menschen als auch für viele Tier- und Pflanzenarten und erbringen darüber hinaus zahlreiche sogenannte Ökosystemleistungen. So dienen sie unter anderem als Trinkwasserreservoir für Menschen und Nutztiere, der landwirtschaftlichen Bewässerung und dem Hochwasserschutz (Früh et al. 2013). Außerdem erfüllen sie viele weitere Funktionen, zum Beispiel als Transportweg für die Binnenschifffahrt, für das Fischereiwesen und für Naherholung und Tourismus.

Binnengewässer spiegeln auch den Zustand einer sich verändernden Umwelt wider, in der sich Klimawandel, anthropogene Einflüsse und Veränderungen der Landnutzungs- und Bedeckung beobachten lassen (IGB 2018). Trotz ihrer hohen ökologischen und wirtschaftlichen Bedeutung ist eine große Zahl von Binnengewässern in einem schlechten Zustand (Völker et al. 2016). Das ist zum großen Teil auf die intensive Landwirtschaft zurückzuführen. Insbesondere durch die Überdüngung werden die Binnengewässer zu sehr mit Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor belastet, was zu einer Eutrophierung führen kann. Die negativen Prozesse werden noch verstärkt durch den Klimawandel, welcher zu einer Erwärmung (auch der Binnengewässer) führt und so die Durchmischung der Wasserschichten beeinflusst. Ebenfalls wird das Wachstum von Algen (z.B. der giftigen Cyanobakterien) durch wärmeres Wasser befördert.

Mit der seit 2000 geltenden Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Gemeinschaft ist die Einhaltung von Mindestanforderungen an die Wasserqualität vorgeschrieben (EG 2000). Ihre Umweltziele erstrecken sich auf alle Oberflächengewässer der EU-Staaten und müssen auch von den deutschen Bundes- und Landesumweltverwaltungen eingehalten werden. In Deutschland wird der Vollzug der WRRL insbesondere durch die Umsetzungsbestimmungen des *Wasserhaushaltsgesetzes* (WHG), der *Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer* (OGewV) und der *Grundwasserverordnung* (GrwV) festgelegt. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie bestimmt, dass bis spätestens 2027 Oberflächengewässer einen „guten ökologischen und chemischen Zustand“ erreichen sollen (MLUK Brandenburg 2020). Zur Realisierung und zur Kontrolle solcher Vorhaben bedarf es deshalb einer effektiven Überwachung der aquatischen Systeme.

Das Monitoring von größeren Seen ist demnach von extremer Wichtigkeit. Allerdings kann es aufgrund der teilweise schlechten Zugänglichkeit Probleme geben. Auch sind Beprobungen in Form von In-situ-Messungen mit hohem Zeit- und Kostenaufwand verbunden. Lokale Wasserproben, welche üblicherweise per Boot oder mittels stationärer Messstationen entnommen werden, können im Labor analysiert werden. Es bleiben aber punktuelle Messungen und diese sind somit für die flächendeckende Untersuchung von aquatischen Systemen nur eingeschränkt geeignet. Ereignisse, die zudem auf kleinem Raum oder in kurzer Zeit auftreten, können nicht für abschließende Untersuchungen in die Auswertung miteinfließen (Riha 2013).

Die Fernerkundung (FE) ist eine Möglichkeit flächendeckende, räumlich und zeitlich hochaufgelöste sowie kostengünstige Informationen über die Erdoberfläche zu erhalten (Krawczyk 2015). Dabei nutzt die passive Fernerkundung die elektromagnetische Strahlung der Sonne, die natürlich an der Erdoberfläche reflektiert und durch einen Sensor auf einem Satelliten oder Flugzeug empfangen wird. Seit den 1960-er Jahren wird diese Methodik auch auf aquatische Oberflächen wie Ozeane, Küsten- und Binnengewässer angewendet (Ogashawara, Mishra, Gitelson 2017).

Im Wasser breitet sich das einfallende Sonnenlicht wellenlängenabhängig aus und wird durch das Wasser und deren Inhaltsstoffe gestreut und absorbiert. Mittels optischer Sensoren kann das aus dem Wasser zurückgestreute Licht, welches abhängig von Zusammensetzung der Inhaltsstoffe und Tiefe des Wassers ist, empfangen werden. Die verwendeten Sensoren in der optischen Gewässerfernerkundung nutzen meist Spektralbereiche des sichtbaren (VIS) und nahen infraroten (NIR) Lichts, weil nur in diesen Bereichen die Strahlung tief genug in den Wasserkörper eindringt und nach Remission Informationen über das Wasser trägt (Zimmermann 1991).

Die Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen durch deren Spektralcharakteristik sowie der Einfluss der Atmosphäre auf die Messwerte stellen die Gewässerfernerkundung vor Schlüsselprobleme. Durch die Streuung und Absorption des Sonnenlichts innerhalb der Atmosphäre kommt es zu einem Störeinfluss der am Sensor ankommenden Strahlung. Ein weiterer Störfaktor ist die Spiegelreflexion des Lichts an der Oberfläche des Wasserkörpers. Bevor das am Sensor empfangene Signal interpretiert und der Gehalt von Wasserinhaltsstoffen bestimmt werden kann, muss es mittels Korrekturverfahren bereinigt werden. Mit speziellen Algorithmen lassen sich die Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen (z.B. Phytoplankton, Sedimenten und gelösten organische Substanzen) berechnen, die dann wiederum Informationen über den ökologischen Zustand eines Gewässers liefern.

Für die Bestimmung solcher Wasserinhaltsstoffe aus Bilddaten stehen zahlreiche Sensoren mit unterschiedlichen Eigenschaften zur Verfügung. Dabei kann unterschieden werden zwischen multispektralen und hyperspektralen Sensoren, welche sich durch die Anzahl und Bandbreite der verwendeten Spektralkanäle unterscheiden. Speziell für die Erkundung von aquatischen Systemen wie Ozeanen und Küsten wurden die multispektralen Satelliteninstrumente *MERIS* (Medium Resolution Imaging Spectrometer) und der Nachfolger *Sentinel-3/OLCI* (Ocean and Land Colour Instrument) entwickelt. Die geringe geometrische Auflösung von jeweils 300 m beschränkt jedoch die optimale Anwendung von optischen Fernerkundungsmethoden auf kleinflächige Binnengewässer. Deshalb wurden in der vorliegenden Arbeit die eher für landbasierte Anwendungen entwickelten Satelliten *Landsat 8* und *Sentinel-2* verwendet, da deren kleinste Flächeneinheit (Pixelgröße) bei 30 m x 30 m bzw. 10 m x 10 m liegt. Diese umfassen mehrere Spektralkanäle in größeren Kanalbreiten im VIS- und NIR-Bereich und werden daher als multispektral bezeichnet.

Hyperspektrale Sensoren beinhalten dagegen eine deutlich höhere Anzahl von Spektralkanälen in schmalen, gleichmäßigen Bandbreiten. Aufgrund der unterschiedlichen Reflexionseigenschaften der Wasseroberfläche lassen sich so spektrale Signaturen bestimmter Inhaltsstoffe - wie z.B. Algenklassen oder auch Schadstoffe - gut differenzieren. Die Bestimmung von Bedingungen und Parametern hinsichtlich der Wasserqualität ist einer der wesentlichen Vorteile hyperspektraler Fernerkundungstechnologien (Mbuh 2019). So kann die hyperspektrale Sensorik eine Chance zur Verbesserung des Monitorings bezüglich der Artenvielfalt und der genaueren Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen sein. *DESI* (DLR Earth Imaging Spectrometer) ist einer der ersten kommerziellen Hyperspektral-Sensoren in der Erdumlaufbahn, welcher bereits für Anwendungen zum Monitoring der Wasserqualität eingesetzt wurde (Alonso et al. 2019). Aufgrund ähnlicher Eigenschaften zum Satellitensystem *EnMAP* (Environmental Mapping and Analysis Program), welches ab dem Herbst 2022 operationell zur Verfügung stehen soll, bieten Untersuchungen mittels *DESI* die Möglichkeit, die Entwicklung dieses zukünftigen Systems zu unterstützen (Krawczyk et al. 2018).

Zur Verbesserung und Unterstützung der Überwachung von Gewässerökosystemen wurde das CONNECT-Projekt (*connectivity and synchronization of lake ecosystems in space and time*) realisiert. Dieses ist ein interdisziplinäres Expertennetzwerk von verschiedenen Forschungseinrichtungen, in dem unter anderem das *Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt* (DLR) als Experte für Fernerkundung tätig ist. Weitere Projektpartner sind unter anderem das *Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei* (IGB), das *GeoForschungsZentrum* (GFZ), die *Technische Universität München* (TUM) und die *Freie Universität* (FU) Berlin. Ziel des Projekts ist es aus der Kombination von großflächigen Fernerkundungsdaten und In-situ-Messungen der Gewässer, anthropogene und klimabedingte gewässerökologische Probleme besser zu verstehen (Berger, Wollrab 2018).

Am 22.08.2019 überflogen im Rahmen einer Messkampagne des CONNECT-Projekts mehrere multi- und hyperspektrale Fernerkundungssensoren (*DESYS, HySpex, Sentinel-2*) den brandenburgischen Stechlinsee. Der flugzeuggestützte hyperspektrale Sensor HySpex erfasste den See ebenso am gleichen Tag. Parallel dazu wurden per Boot punktuell Wasserproben aus dem See entnommen sowie die reflektierte Sonnenstrahlung mit Hilfe eines Radiometers über der Wasseroberfläche gemessen.

Das Ziel der Arbeit ist die Untersuchung des Potentials der multi- und hyperspektralen Fernerkundungssensoren bezüglich der Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe. Als Grundlage dafür dienen die Daten der Messkampagne vom Stechlinsee. Dazu werden mit dem Programm WASI typische Wasserinhaltsstoffe (Chlorophyll-a, Schwebstoffe, Gelbstoffe) für den Stechlinsee bestimmt. Die Atmosphärenkorrektur der FE-Sensoren sowie die Maskierung der Wasseroberfläche sind essenzielle Vorbedingungen für eine möglichst korrekte Berechnung der Wasserinhaltsstoffe. Die Genauigkeit der ermittelten Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen aus den optischen FE-Sensoren wird untersucht und mittels der In-situ-Messungen überprüft. Durch die Nutzung von statistischen Maßen wird eine Rangfolge erstellt, in welcher die FE-Sensoren nach ihrer geringsten Abweichung zu den In-situ-Messungen geordnet werden. Die sich ergebende Rangfolge gibt Aufschluss darüber, wie gut die eingesetzten Sensoren zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen geeignet sind. Zu erwarten ist, dass die hyperspektralen Sensoren gegenüber den multispektralen bessere Ergebnisse erzielen, da die hohe Anzahl der Spektralkanäle es zulässt, mehr Informationen von einer Wasseroberfläche zu erhalten.

Zunächst werden einige Grundlagen der optischen Gewässerfernerkundung, die genutzten Fernerkundungsdaten und die eingesetzte Software erläutert. Anschließend wird beschrieben, mit welchen Methoden die verschiedenen FE-Sensoren zur Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe des Stechlinsees eingesetzt wurden und einer vergleichenden Betrachtung unterzogen. Zum Abschluss folgt die Evaluierung und Diskussion der gewonnenen Ergebnisse hinsichtlich der Potentiale optischer Fernerkundungssensoren am Beispiel des Stechlinsees.

2. Grundlagen

2.1 Einführung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässern

Seit den 1960-er Jahren wird in der Fernerkundung zur Untersuchung von aquatischen Umweltbedingungen die Ozeanfarbe analysiert. Aus den erfassten Farbspektren können unter Anwendung spezieller Verfahren Gewässergüteparameter wie z.B. Chlorophyll-a, als ein Stellvertreter für Phytoplankton-Biomasse, ermittelt werden (Morel and Gordon 1980). Bei erhöhten Temperaturen ist meist zu wenig Sauerstoff im Wasser vorhanden, dass sich für einige Fischarten lebensbedrohlich auswirkt. Mit der Annahme, dass sich aus den optischen Eigenschaften des Wassers (Farbe des Wassers) verschiedene Spektren unterscheiden lassen, ist eine Grundlage gegeben, die in der Gewässerfernerkundung für die Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen genutzt wird. Anhand der Farbe können typische Inhaltsstoffe wie z.B. Phytoplankton, nicht- chlorophyll-haltige organische und anorganische Schwebstoffe und Gelbstoffe zugeordnet werden. Nicht-chlorophyllhaltige organische Schwebstoffe werden auch als Detritus bezeichnet.

Die Spezifik der Fernerkundungsmethoden für offene Gewässern kann sich zudem je nach Art der Wasserinhaltsstoffe sehr unterscheiden. Daher schlugen A. Morel & Prieur (1977) zur Klassifizierung von Gewässern die Typisierung in *Case-1* und *Case-2* vor. Die *Case-1* Gewässer beschreiben die optischen Eigenschaften eines offenen Ozeans und sind bestimmt durch das Phytoplankton und deren Abbauprodukte Detritus und Gelbstoffe. Der Zustand dieser Gewässer kann in Abhängigkeit der Phytoplankton-Konzentration von klaren (oligotrophen) bis zu trüben (eutrophen) Zuständen stark variieren. Zu den *Case-2* Gewässern zählen Binnen- und Küstengewässer. Zu den optischen Einflüssen von Phytoplankton und deren Abbauprodukten kommen die der anorganischen Schwebstoffe und der Gelbstoffe hinzu, die vom Festland und über Flüsse eingetragen werden. *Case-2* Gewässer sind komplexere Wassertypen, in denen mehrere Inhaltsstoffe gleichzeitig und unabhängig voneinander variieren können. Die Einordnung in die Gewässertypen *Case-1* und *Case-2* erfolgt über eine Ratio zwischen blauen (443 nm) und grünen (550 nm) Wellenlängenbereich, und ist somit nicht nur als Synonym für offenen Ozean bzw. Binnen- und Küstengewässer zu verstehen (Schröder 2005).

2.2 Untersuchungsgebiet Stechlinsee

Der Stechlinsee mit einer maximalen Tiefe von fast 70 m befindet sich im Norden von Brandenburg und ist bekannt für sein klares Wasser. Das Gewässer ist durch die Weichseleiszeit vor 12.000 Jahren glazial geprägt. Nach dem Rückzug des Gletschers hinterließ das Schmelzwasser im Norddeutschen Tiefland eine heterogene Seenplatte, darunter den kalk-oligotrophen Stechlinsee. Bereits 1938 wurden der Stechlinsee und sein Einzugsgebiet unter Schutz gestellt. Heute gehört der See zum Naturpark Stechlin-Ruppiner Land, welches ein Gebiet von über 8.000 m² umfasst.

Die gute Wasserqualität ermöglicht Sichttiefen von 8 m bis 10 m. Der als oligotroph eingestufte See zeichnet sich durch einen geringen Nährstoffgehalt aus, wodurch sich Algen und Cyanobakterien nur schwer vermehren können. Das klare Wasser fördert das Pflanzenwachstum am Seegrund. Der See hat einen vergleichsweise geringen Bestand an Algen- und Planktonarten, kann jedoch eine hohe Biodiversität mit ca. 1.200 dieser Arten aufweisen.

Ein weiteres Merkmal des Stechlinsees ist die hohe Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser (> 60 m). Zerfallsprodukte wie abgestorbene Biomasse können dadurch auch in unteren Wasserschichten und am Boden schnell abgebaut werden. In geringen Tiefen ist der Sauerstoff schon aufgezehrt, so dass es zu Gärungsprozessen und der Bildung von Methangas kommt. Dieses kann zum Teil an die Oberfläche entweichen. Je nach Nährstoffgehalt eines Sees, der sich als Grad der Eutrophierung ausdrückt, kann mehr Methangas entweichen (Neumann and Casper 2009).

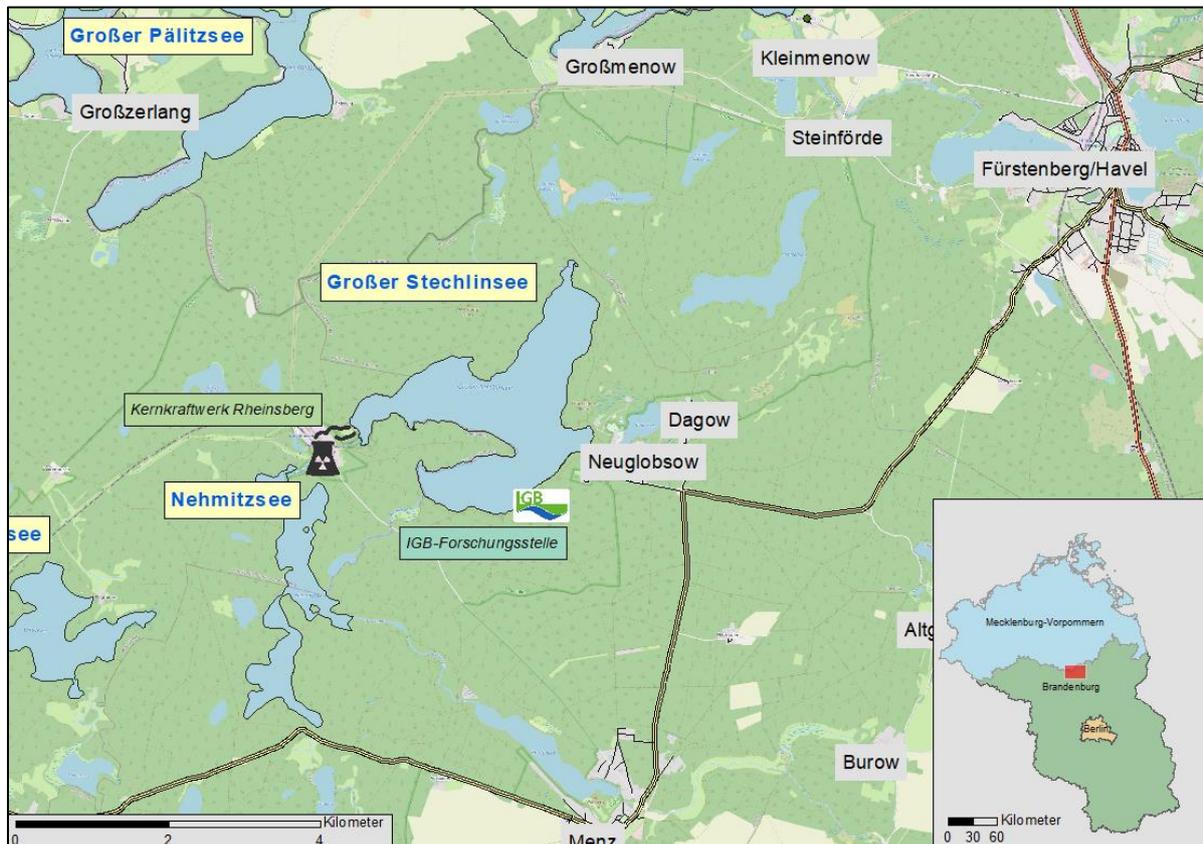


Abbildung 1: Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung, OSM [Stand: August 2020]

Die wichtigste Nahrungsquelle für im See vorkommenden Lebewesen ist Phytoplankton. Im Stechlin leben Algen, Zooplankter, Wasserinsekten, Schnecken, Muscheln und Fische. Eine Besonderheit ist die endemisch lebende Fontane-Maräne (*Coregonus fontanae*).

Mit dem Bau des Kernkraftwerks (KKW) Rheinsberg entstand 1959 neben dem See eine Forschungsstation, welche die Auswirkungen des eingeleiteten Kühlwassers aus dem KKW untersuchen sollte. Der Stechlinsee kann deshalb auf einen umfangreichen Datenbestand von Gewässerinformationen zurückgreifen, um daraus Aussagen für zukünftige Entwicklungen abzuleiten. Das Kernkraftwerk war von 1966 bis 1990 in Betrieb und entnahm etwa 300 Mio. Liter Wasser zur Kühlung aus dem benachbarten Nehmitzsee. Dieses wurde um 10 °C erwärmt und anschließend in den Stechlinsee geleitet. Die Auswirkungen der künstlichen Wärmebelastung, die von der dafür gegründeten Forschungsstation beobachtet wurden, zeigten eine Zunahme der Wassertemperatur, auch im Tiefenwasser, und eine verschlechterte Wasserqualität durch eine erhöhte Eutrophierung (Hupfer and Nixdorf 2011). Die folgende *Tabelle 1* beschreibt die grundlegenden geographischen Parameter des Stechlinsees.

Fläche	425 ha (4,25 km ²)
Wasservolumen	97 Mio. m ³
Uferlänge	16,1 km
Mittlere Tiefe	24 m
Maximale Tiefe	69,5 m
Durchschnittliche Sichttiefe im Sommer	8,4 m
Untere Wasserpflanzengrenze	4-12 m

Tabelle 1: Kenndaten Stechlinsee / Quelle: IGB [Stand 2020]

Seit 1992 führt das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) die Forschungsstelle in Neuglobsow am Stechlinsee fort, welche neugegründet aus Vorläuferinstitutionen der ehemaligen Akademie der Wissenschaft der DDR hervorging. Auch nach Ende des Betriebs des KKW Rheinsberg verschlechterte sich der Zustand des Sees mit zunehmendem Anstieg der Biomasse durch Algen und Cyanobakterien. Die Ursache für diese Entwicklung ist nicht geklärt. IGB-Forscher vermuten, dass vermehrt Nährstoffe aus dem Bodensediment freigesetzt werden. Der Prozess kann durch den Klimawandel ausgelöst worden sein. Temperaturmessungen aus den letzten 50 Jahren ergeben einen Anstieg um 1,4 °C in den oberflächennahen Wasserschichten (0 bis 10 m) bei konstant gleichbleibenden tieferen Schichten (≥ 10 m). Die Erwärmung kann die Sauerstoffdurchmischung des Sees hemmen, wodurch es zu einer Sauerstoffarmut im Tiefenwasser (> 60 m) kommt. Die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff können sich unter diesen Bedingungen aus dem Sediment lösen und der Biomasseproduktion zur Verfügung stehen. Eine mögliche Folge ist die Trübung des Wassers (Kaiser et al. 2010).

2.3 Wasserinhaltsstoffe

Mittels Methoden der Fernerkundung lassen sich die Anteile von drei unterschiedlichen Klassen der Wasserinhaltsstoffe ermitteln, die nach ihren optisch unterscheidbaren Eigenschaften bestimmt werden. Die Konzentration auf drei Hauptklassen wurde aus historischen Gründen wegen der nur geringen Anzahl von Farbkanälen in den Spektrosensoren vorgenommen. Zu diesen Inhaltsstoffen zählen Chlorophyll in Form von Phytoplankton (Algen), gelöste organische Substanzen (Gelbstoffe) sowie suspendierte organische und anorganische Substanzen (Schwebstoffe).

Unter **Phytoplankton** versteht man mikroskopische Organismen, welche in aquatischen Umgebungen vorkommen, d.h. in Salz- und Süßgewässern. Sie sind die Grundlage der Nahrungskette in Gewässern und somit wichtigster Wasserinhaltsstoff. Mithilfe der Photosynthese kann das Chlorophyll des Phytoplanktons mit dem einfallenden Licht der Sonne chemische Energie zur Sauerstoffproduktion erzeugen. Das Algenwachstum ist abhängig von der Verfügbarkeit von Kohlenstoffdioxid, Sonnenlicht und Nährstoffen (Nitrate). Daneben haben Wassertemperatur, Wassertiefe, Wind und anthropogene Einträge Einfluss auf die Biomasseproduktion. Im Stechlinsee konnte der stetige Anstieg an Phytoplankton und somit der Biomasseproduktion bedingt durch Klimaveränderungen seit 1994 durch das IGB nachgewiesen werden. Es wurden neu entstandene Unterarten von Algen im See klassifiziert, welche charakteristisch für einen eutrophen Zustand sind (Grossart and Casper 2014). Das im Phytoplankton enthaltene Chlorophyll weist eine signifikante Charakteristik im optischen Spektrum auf und eignet sich somit gut für die Analyse mittels Fernerkundung.

Schwebstoffe fassen suspendierte, resuspendierte oder durch Zuflüsse eingespülte Seston- und Sedimentpartikel zusammen (Riha 2013). Zum einen bestehen Schwebstoffe aus Zerfallsprodukten organischen Ursprungs wie Algen (auch Detritus genannt). Andererseits enthalten sie anorganische Partikel, welche im Wasser schweben und aus der Atmosphäre und vom Land eingetragen werden. Die anorganischen Schwebstoffe sind meist aus Ton, Quarz und Calcit (Stolz 2017). Im Allgemeinen sind Schwebstoffe weitestgehend farblos und haben eine wellenlängenunabhängige Streuung im Spektrum.

Gelbstoffe (im Englischen auch *Colored Dissolved Matter – CDOM*) beschreiben verschiedene gelöste organische Stoffe, die optisch messbar sind. Sie sind meist Abbauprodukte organischer Materie und bestehen aus verschiedenen Humin- und Fulvinstoffen. Diese entstehen aus organischen Abbauprodukten an Land bzw. aus anthropogenen Einträgen, wodurch sie ins Gewässer gelangen können oder durch den Abbau organischer Substanzen im Wasser selbst (Riha 2013). Die Zerfallsprodukte in den Ozeanen und Binnengewässern sind zudem wichtige Kohlenstoffspeicher und können einen Einfluss auf den globalen Kohlenstoffkreislauf haben (Grossart 2008). Die Gruppe der Gelbstoffe weist hohe Absorptionseigenschaften im blauen bis gelben Wellenlängenbereich auf.

2.4 Atmosphärenkorrektur

Das von der Sonne ausgehende Licht muss die Erdatmosphäre zweimal durchqueren, bevor es von einem erdbeobachtenden Sensor erfasst wird. Das gemessene Signal am Sensor wird dabei durch absorbierende und streuende Effekte an Molekülen der Luft und festen oder flüssigen Partikeln in der Atmosphäre beeinflusst. Das Signal am Satellitensensor enthält somit zusätzliche Lichtanteile, ursächlich durch die Atmosphäre hervorgerufen. Der Prozess zur Korrektur dieser Effekte und zum Erhalt der möglichst unverfälschten Rückstrahlung der Erdoberfläche heißt Atmosphärenkorrektur. Speziell in der Gewässerfernerkundung spielt die stark absorbierende Eigenschaft des Wassers eine Rolle, da nur etwa 20 % des am Sensor eintreffenden Gesamtsignals oder weniger erhalten bleibt (Hovis and Leung 1977). Für die Ableitung von biophysikalischen Parametern wie Wasserinhaltsstoffen aus Fernerkundungsdaten ist die Korrektur der atmosphärischen Effekte eine notwendige Voraussetzung.

Die am Sensor ankommende Strahlung $L_{at-sensor}(\lambda)$ kann durch die folgende Strahlungstransfergleichung in vereinfachter Form dargestellt werden (Moses et al. 2017):

$$L_{at-sensor}(\lambda) = L_{atm}(\lambda) + L_{spec}(\lambda)t_{spec}(\lambda) + L_w(\lambda)t_w(\lambda) \quad (1)$$

wobei $L_{atm}(\lambda)$ die reflektierte Strahldichte der Atmosphäre ist, L_{spec} die reflektierte Strahlung der Wasseroberfläche, $t_{spec}(\lambda)$ die Transmission der reflektierten Strahlung durch die Atmosphäre, $L_w(\lambda)$ ist die reflektierte Strahlung aus dem Wasserkörper und $t_w(\lambda)$ ist die Transmission dieser Strahlung aus dem Wasserkörper (*Abbildung 2*). Alle Parameter sind wellenlängenabhängig λ . Um beispielsweise Informationen über den Wasserkörper zu erhalten, muss $L_w(\lambda)$ von den anderen Strahlungsanteilen bereinigt werden.

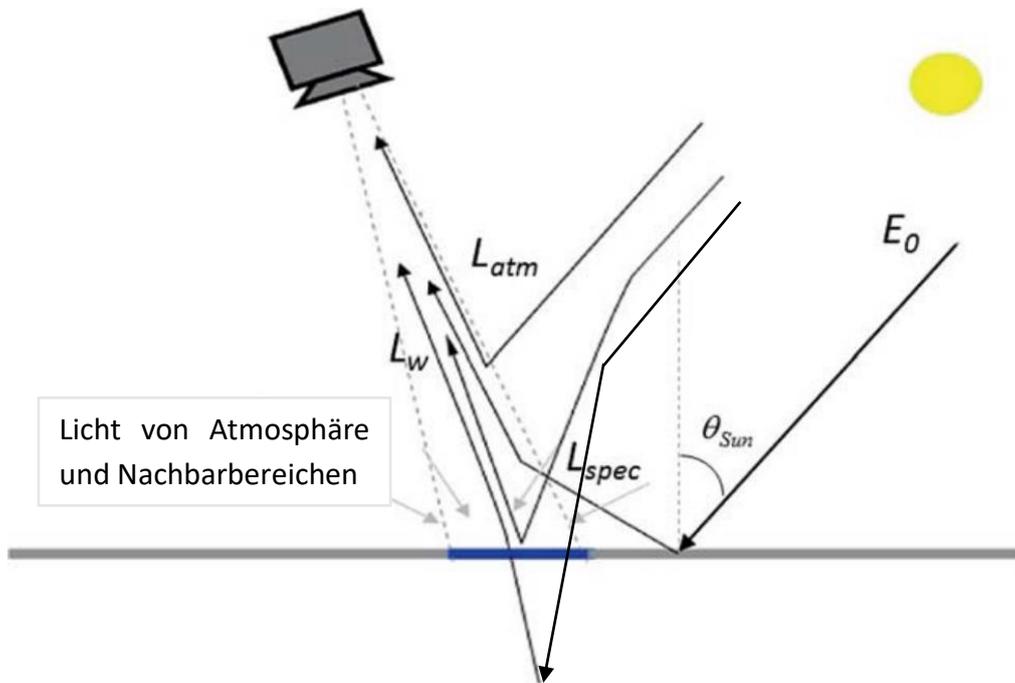


Abbildung 2: Komponenten der am Sensor erfassten Strahlung eines Wasserkörpers; L_w = reflektierte Strahlung aus dem Wasserkörper; L_{atm} = reflektierte Strahlung in der Atmosphäre; L_{spec} = reflektierte Strahlung der Wasseroberfläche; E_0 = solare Irradianz; θ_{sun} = Sonnenzenitwinkel / Quelle: Moses et al. 2017

Die erfassten Strahlungskomponenten $L_{atm}(\lambda)$ und $L_{spec}(\lambda)t_{spec}(\lambda)$ stellen keine aus dem Wasser kommende Strahlung am Sensor dar und können zu $L_0(\lambda)$ ($= L_{atm}(\lambda) + L_{spec}(\lambda)t_{spec}(\lambda)$) zusammengefasst werden. Das Ziel der Atmosphärenkorrektur besteht darin, die dimensionslose Größe der Reflektanz des Wassers ρ_w zu erhalten. Diese wird ausgedrückt durch:

$$\rho_w = \frac{\pi L_w(\lambda)}{\cos(\theta_{sun}) E_0 t_{sun}} \quad (2)$$

Dabei ist E_0 die solare Irradianz, θ_{sun} der Zenitwinkel der Sonne und t_{sun} die Transmission der Sonnenstrahlung zwischen Satellit und Wasserkörper. Reflexionen bzw. Mehrfachreflexionen zwischen dem Wasser und der Atmosphäre können durch den Term $(1 - s\rho_w)^{-1}$ mit s als sogenannte sphärische Albedo angenommen werden. Die Albedo ist das Verhältnis des von der Erde reflektierten Lichts zu der einfallenden Strahlung auf die Erdoberfläche (Chandrasekhar 1960). Durch Einsetzen in Formel (1) ergibt sich:

$$L_{at-sensor}(\lambda) = L_0(\lambda) + \frac{\cos(\theta_{sun}) E_0 t_{sun}}{\pi (1 - s\rho_w)} \quad (3)$$

Durch bekannte atmosphärische Parameter und durch die Kenntnis von reflektierenden Eigenschaften der Objektoberfläche können aus dem erfassten Signal Streuungs- und Absorptionseigenschaften der Atmosphäre modelliert werden. Durch Umstellung zur Reflektanz ρ_w erhält man ein atmosphärenkorrigiertes Signal der Wasseroberfläche (Moses et al. 2017).

$$\rho_w = \frac{E_0 t_{sun} \cos(\theta_{sun}) - \pi(L_{at-sensor}(\lambda) - L_0(\lambda))}{\pi(-L_{at-sensor}(\lambda)s + L_0(\lambda))} \quad (4)$$

2.5 Fernerkundungsdaten

Optische Erdbeobachtungsinstrumente registrieren prinzipiell die Strahlung der Sonne in unterschiedlichen Wellenlängen, die von der Erdoberfläche reflektiert wird. Dabei unterscheiden sich die Sensoren u.a. nach ihrer geometrischen, temporalen, radiometrischen und spektralen Auflösung. Nachfolgend werden die in der Arbeit verwendeten Sensoren genauer erläutert, wobei sie nach ihrer spektralen Auflösung in multi- und hyperspektrale Sensoren unterteilt werden.

2.5.1 Multispektrale Daten

Multispektrale Spektrometer haben typischerweise 10 bis 20 spektrale Kanäle mit einer Breite von 50 nm bis 200 nm und großen Lücken zwischen den einzelnen Kanälen (Alonso et al. 2019). Zu den aktuell sowohl wissenschaftlich als auch kommerziell sehr stark genutzten Sensoren zählen die Missionen von Landsat 8 und Sentinel-2.

2.5.1.1 Landsat 8

Landsat 8 ist ein multispektraler Fernerkundungssatellit, der seit dem Jahr 2013 in Betrieb ist. Er ist die achte Ausführung, der von der NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) entwickelten Satellitenmission Landsat, bei der seit 1972 regelmäßig Satelliten zur Erkundung der Erdoberfläche ins Weltall entsendet werden. Der Landsat 8 umkreist die Erde in einer polaren, sonnensynchronen Umlaufbahn in einer Höhe von ca. 705 km. Dadurch ist es möglich, alle 16 Tage vom gleichen Punkt der Erdoberfläche eine Aufnahme zu erhalten. Der Satellit verfügt über zwei passive Sensoren. Der *Operational Land Imager* (OLI) nimmt in acht verschiedenen Spektralkanälen im Wellenlängenbereich vom visuellen (VIS) bis zum kurzwelligen Infrarot (SWIR) mit einer geometrischen Auflösung von 30 m das von der Erde reflektierte Licht auf (*Abbildung 3*). Der *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) dient der Aufnahme von thermalen Spektralbereichen mit einer geometrischen Auflösung von 100 m (USGS 2019). Die Vorteile bei der Verwendung von Landsat-Daten liegen in der freien Verfügbarkeit und der Vergleichbarkeit der Daten aus mehreren langjährigen Missionen.

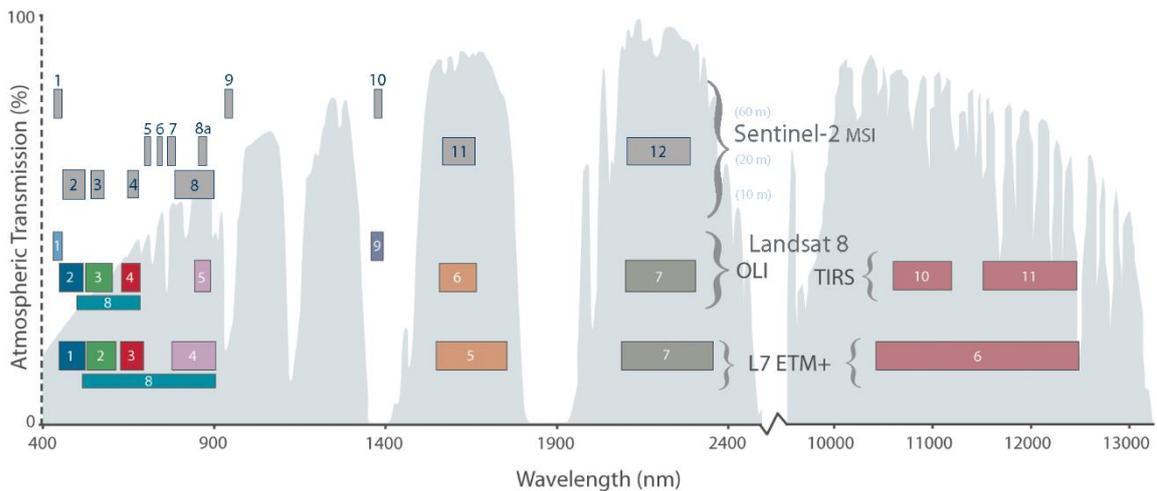


Abbildung 3: Vergleich der Spektralkanäle der multispektralen Satellitensysteme Sentinel-2 und Landsat-8 / Quelle: (USGS 2016)

2.5.1.2 Sentinel-2

Sentinel-2 ist der europäische Gegenentwurf der ESA (*European Space Agency*) zum Landsat 8 der NASA und Teil des Copernicus-Programms der Europäischen Union, welches verschiedene Sentinel-Satellitenreihen zur globalen Überwachung der Umwelt und Sicherheit beinhaltet. Die Sentinel-2 Raumfahrtmission besteht aus den zwei fast identischen multispektralen Satelliten Sentinel-2A (Start: 2015) und Sentinel-2B (Start: 2017), welche um 180° versetzt den gleichen polaren, sonnensynchronen Orbit umkreisen. So kann die gesamte Erdoberfläche bis auf die Antarktis (10 Tage) innerhalb von 5 Tagen erfasst werden. Der *Multispectral Instrument*-Sensor (MSI) kann in 13 verschiedenen Spektralkanälen (*Abbildung 3*) vom visuellen bis zum kurzwelligen Infrarotbereich in unterschiedlichen geometrischen Auflösungen von 10 m, 20 m und 60 m messen (ESA 2015). Durch die kostenlose Bereitstellung der Bilddaten und der im Vergleich zum Landsat 8 höheren geometrischen Auflösung bietet sich der MSI auch als geeigneter Sensor für die Ableitung und den Vergleich von Wasserinhaltsstoffen an. Zusätzlich liegt die mittlere lokale Sonnenzeit (MLST) von Sentinel-2 nahe der von Landsat-8, weshalb die Überflüge der beiden Satelliten über ein Untersuchungsgebiet fast zum gleichen Zeitpunkt stattfinden können.

2.5.2 Hyperspektrale Daten

Als hyperspektral werden Sensoren bezeichnet, die eine vergleichsweise hohe Kanalzahl (> 50) und eine feine spektrale Auflösung der Bänder von ca. 2 nm bis 20 nm haben (Alonso et al. 2019). Als Datengrundlagen wurden hier der satellitengestützte DESIS- und der flugzeuggestützte HySpex-Sensor genutzt.

2.5.2.1 DESIS

DLR Earth Imaging Spectrometer (DEGIS) ist das erste operationelle hyperspektrale Spektrometer auf der *Internationalen Raumstation* (ISS), welches in Zusammenarbeit des *Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt* (DLR) und *Teledyne Brown Engineering* (TBE) entwickelt wurde. Das DLR war für das Design, den Bau und die Kalibrierung zuständig, währenddessen TBE den Sensor betreibt, steuert und überwacht.

DEGIS wurde am 29. Juni 2019 mit einer *SpaceX*-Rakete gestartet und ist seit August 2018 auf der ISS in Betrieb. Das Spektrometer ist auf der MUSES-Plattform (*Multi-User-System for Earth Sensing*) integriert, welche Platz für zwei große und zwei kleine Nutzlasten bietet und über Funktionen für die Erdausrichtung, die Positionserfassung und den Daten-Downlink verfügt (Heiden et al. 2020).

Die ISS befindet sich in einer nicht-sonnensynchronen Umlaufbahn mit einer Bahnneigung von $51,6^\circ$ in ca. 400 km Höhe über der Erdoberfläche, wodurch keine zeitlich konstanten Beobachtungs- und Belichtungsbedingungen gegeben sind. Durch Rotation der MUSES-Plattform und somit der Neigung des Beobachtungswinkels (*Tilt*) ist es jedoch möglich, bis zu 90 % der besiedelten Landmassen mit einer temporalen Auflösung von 3 bis 5 Tagen zu erfassen. Die Vorhersage der Umlaufbahn ist komplex und nur wenige Tage vorher möglich. Durch häufige Manöver aufgrund unvermittelt auftretender Ereignisse - wie erhöhter Sonnenaktivität oder Trümmerteilen in der Flugbahn - kann der Höhenunterschied der ISS in Extremfällen bis zu 100 km betragen (DLR 2018).

DEGIS empfängt sichtbares und nahes infrarotes Licht in einem Wellenlängenbereich zwischen 400 nm und 1000 nm in bis zu 235 Spektralkanälen mit einer Bandbreite von ca. 2,5 nm und einer Halbwertsbreite (Full Width Half Maximum, FWHM) von ca. 3,5 nm. Es gibt vier spektrale Modi im Wellenlängenbereich, wobei im Modus mit der geringsten Auflösung jeweils vier Kanäle zu 60 Bändern mit ca. 10,2 nm Bandbreite zusammengefasst werden. Die geometrische Auflösung beträgt 30 m und ist abhängig von der Flughöhe der ISS. Gegenüber traditionellen optischen Erdüberwachungssystemen wie Landsat und Sentinel hat DEGIS als hyperspektraler Sensor Vorteile im Küsten- und Binnengewässerbereich. DEGIS ist geeignet für die Unterscheidung von Phytoplanktonarten, der Charakterisierung von Lebensraumkompositionen, der Bathymetrie, der Bewertung der Wasserqualität und der Beobachtung von Umweltbedrohungen wie Korallenbleiche (Alonso et al. 2019).

2.5.2.2 HySpex

Das flugzeuggestützte Spektrometer-System HySpex umfasst die zwei Zeilenkameras *VNIR-1600* und *SWIR-320m-e*, die neben dem visuellen Wellenlängenbereich (VIS) den des nahen Infrarots (NIR) bzw. des kurzen Infrarots (SWIR) abdecken. Aufgrund der relativ hohen Absorptionseigenschaften des Wassers ab etwa 700 nm ist die hyperspektrale Kamera *VNIR-1600* von Bedeutung für die Gewässererkundung, da sie Wellenlängen zwischen 416 nm und 992 nm in 160 Spektralkanälen aufnimmt. Daraus resultiert eine Kanalbreite von 3,6 nm. Je nach Ausrichtung der Kamera zur Erdoberfläche kann sich diese auf 6 nm ändern. Wie bei allen flugzeugstützten Kamerasystemen ist die geometrische Auflösung abhängig von der Flughöhe. Eine exakte Flugplanung sowie geeignetes Befelegungswetter sind wichtige Voraussetzungen für eine möglichst optimale Bildaufnahme (Köhler 2016). Im Rahmen des CONNECT-Projekts wurde der Stechlinsee am 22.08.2019 mit einer HySpex-Kamera des *GeoForschungsZentrum Potsdam* (GFZ) aufgenommen, welche auf einer Cessna 207 der *Freien Universität Berlin* (FU) integriert wurde. Durch das GFZ wurden dem DLR atmosphärenkorrigierte Bilddaten mit einer Bodenauflösung von 5 m und 2 m pro Pixel bereitgestellt.

Es folgt *Tabelle 2* mit den zusammengefassten Eigenschaften der beschriebenen und in der Arbeit verwendeten Sensoren.

Sensoren Kennziffern	Landsat 8	Sentinel 2-A_B	DESI	HySpex
Spektraltyp	multispektral	multispektral	hyperspektral	hyperspektral
Anzahl der Spektralkanäle	11	13	235 (60 reduziert)	160 (VNIR-1600)
Spektrale Bandbreite	RGB, NIR, SWIR, TIR	RGB, NIR, SWIR	2,55nm (10,2 nm)	3,5 nm (Nadir)
Geometrische Auflösung	30 m	10, 20, 60 m	30 m	Daten: 2 m, 5 m (abhängig von der Flughöhe)
Temporal	16 Tage	5 Tage	3-5 Tage	abhängig von der Flugplanung
Radiometrisch	12 bit (OLI)	16 bit (MSI)	13 bit (+1)	12 bit
Orbit	polar, sonnensynchron	polar, sonnensynchron	nicht-sonnensynchron	-
Höhe	~705 km	~786 km	~400 km	~2,8 km (Flug 22.08.2019)
Inklination	98,2°	98,5°	51,6°	-

Tabelle 2: Ausgewählte Kennziffern der verwendeten Fernerkundungssensoren / Quelle: USGS (2019), ESA (2015), Alonso et. al. 2019, Köhler (2016)

2.6 Bio-optische Modellierung in der Fernerkundung

Der Zustand und somit die Farbe des Wassers wird in der Fernerkundung durch die optischen Eigenschaften von biologischem Material, hauptsächlich von Phytoplankton und dessen Abbauprodukten, in der Wassersäule beeinflusst (Smith and Baker 1978). Bio-optische Modelle basieren auf den optischen Eigenschaften des Wassers, welche sich in inhärente (*Inherent Optical Properties* - *IOP*) und scheinbare optische Eigenschaften (*Apparent Optical Properties* - *AOP*) unterteilen lassen. Für die Auswertung bio-optischer Modelle gibt es verschiedene Ansätze zur Ableitung von Wasserinhaltsstoffen, welche empirische und analytische Lösungswege beinhalten.

2.6.1 Scheinbare optische Eigenschaften

AOPs sind die Eigenschaften, die das Strahlungsfeld im Wasserkörper charakterisieren. Zu diesen Eigenschaften gehören unter anderem die **Radianz** (L), die **Irradianz** (E), die **Reflektanz** (R) und die **Remote Sensing Reflectance** (R_{rs}). Weitere wesentliche Strahlungsgrößen zur Beschreibung des Lichtfelds im Wasser sind folgende: der **Strahlungsfluss** (ϕ), die **Strahlungsintensität** (I) und die **Strahlungsleistung** pro Raumwinkel (ω). Sobald ein Lichtstrahl senkrecht auf eine Fläche trifft, wird er diffus reflektiert und ein Strahlungs- oder auch Radianzfeld entsteht.

Die **Radianz** (L) ist eine elektromagnetische Strahlungsgröße, welche die räumliche Verteilung der Energie pro Fläche (A), pro Raumwinkel (ω) und pro Zeit beschreibt (Kirk 1994). Sie ist eine von einem Punkt ausgehende gerichtete Größe, gemessen in $W m^{-2} sr^{-1}$. Für die räumlich gerichtete Beschreibung der Radianz bedarf es des Azimut- (φ) und des Zenitwinkels (ϑ) der Strahlung zum Zeitpunkt der Messung.

$$L(\vartheta, \varphi) = \frac{d^2 \phi}{dA d\omega} \quad (5)$$

Als **Irradianz** (E) oder Bestrahlungsstärke wird die Strahlungsleistung bezeichnet, die auf ein Flächenelement einer Oberfläche auftrifft. Sie kann unterteilt werden in einen aufwärts (E_u)- und abwärts (E_d) gerichteten Teil. Abgeleitet aus der Strahlung (L) kann dabei durch Integration über die gesamte obere Hemisphäre die **abwärts gerichtete Irradianz** E_d bestimmt werden. Eine Gewichtung aufgrund der Projektion erfolgt durch den $\cos(\theta)$ des Zenitwinkels (Kirk 1994).

$$E_d = \int_{2\pi} L(\vartheta, \varphi) \cos \theta d\omega \quad (6)$$

Das Verhältnis aus aufwärts und abwärts gerichteter Irradianz wird als **Reflektanz** oder auch Irradianzreflektanz bezeichnet (Riha 2013):

$$R = \frac{E_u}{E_d} \quad (7)$$

Zur Berücksichtigung der Beleuchtungs- und Sensorgeometrie wird in der Fernerkundung zur Auswertung von Reflektanzdaten auch die Fernerkundungsreflektanz R_{rs} (Englisch: **Remote Sensing Reflectance**) verwendet. Sie ergibt sich aus dem Verhältnis der aufwärtsgerichteten Radianz L_u und der abwärtsgerichteten Irradianz E_d (Riha 2013).

$$R_{rs} = \frac{L_u}{E_d} \quad (8)$$

2.6.2 Inhärente optische Eigenschaften

Die *IOPs* beschreiben die Eigenschaften, die ein Medium selbst, z.B. den Wasserkörper, kennzeichnen. Zu diesen Eigenschaften zählen die Absorptions- und Streueigenschaften, die unter anderem durch den Absorptionskoeffizienten (a), den Streukoeffizienten (b) und die Volumenstreuungsfunktion (β) beschrieben werden.

Bei der Absorption kommt es zur Erhöhung des Energiezustandes in einem Wasserkörper, wodurch in der Regel die Temperatur zunimmt. Der Absorptionskoeffizient a gibt den Teil der Energie bzw. Strahlungsleistung an, der über eine bestimmte Wegstrecke in einem Medium absorbiert wird (Zimmermann 1991):

$$a(\lambda) = -\frac{d\phi_{abs}}{\phi_{abs_gesamt} dx} [m^{-1}] \quad (9)$$

Analog dazu beeinflusst auch der Streukoeffizient b den Strahlungstransport. Er definiert sich aus dem Energieanteil, der aus der einfallenden Strahlung in einem Medium über eine bestimmte Wegstrecke gestreut wird (Zimmermann 1991). Bei der Streuung kommt es zur Ablenkung der Strahlung durch Interaktion mit Teilchen im Strahlfluss (Riha 2013).

$$b(\lambda) = -\frac{d\phi_{str}}{\phi_{str_gesamt} dx} [m^{-1}] \quad (10)$$

Die Volumen-Streufunktion β beschreibt die Richtungsabhängigkeit von gestreuten Partikeln. Sie definiert sich durch das Verhältnis der im Winkel θ gestreuten Strahlungsintensität I pro Volumeneinheit dV zur einfallenden Sonneneinstrahlung (Irradianz) E (Zimmermann 1991).

$$\beta(\theta) = \frac{dI(\theta)}{E dV} [m^{-1}sr^{-1}] \quad (11)$$

2.7 Validierung durch in-situ Daten

Unter Validierung wird die Bewertung von Ergebnissen einschließlich der verwendeten Algorithmen verstanden (Beuth Verlag 2012). Für die Messergebnisse von Satellitensensoren wird aus Gründen der Qualitätssicherung und Verifizierung der Vergleich mit Messergebnissen anderer Methoden herangezogen. In der Fernerkundung können Satelliten- und Luftbildsensoren in kurzer Zeit großflächige Bereiche der Erde erfassen. Vergleichsmessungen können je nach Anwendung unterschiedlich aussehen.

Hinsichtlich der Validierung in der Gewässerfernerkundung ist der Einsatz eines spektral hochauflösenden Radiometers sinnvoll. RAMSES-Radiometer dienen zur Aufnahme der Radianz und Irradianz im ultravioletten bis sichtbaren Bereich und können die Strahlung über dem Gewässer mithilfe eines Bootes aufnehmen.

Die Entnahme von Wasserproben ist zusätzlich hilfreich, um entwickelte Auswertefahren mit den Bilddaten zu verifizieren. Die Proben können im Labor nach den Wasserinhaltsstoffen analysiert werden und so mit den Sensorergebnissen verglichen werden.

2.8 Software

Für das Ziel der Ableitung von Wasserinhaltsstoffen aus Binnengewässern werden im Folgenden zwei wesentliche Programme vorgestellt.

2.8.1 ATCOR

ATCOR steht für *Atmospheric and Topographic Correction* und ist eine Software zur Korrektur von atmosphärischen und topographischen Einflüssen bei Luft- und Satellitenbildern. Hauptziel ist die

atmosphärische Korrektur von Landflächen, Gewässer werden mit zusätzlichen Annahmen eingeschlossen. Eingangparameter wie Aufnahmedatum, Uhrzeit sowie Solar- und Sensorwinkel werden aus dem bereitgestellten Metadaten-Datei eines Satellitenbildes gelesen. Die noch unkorrigierten Bilddaten des Landsat 8 liegen meist als skalierte Strahlungsdichten in *Digital Numbers* (DN) vor. Die Strahlung $L(\lambda)$ kann durch die radiometrischen *Offset-* (c_0) und *Gain-* (c_1) Parameter aus der Metadaten-Datei hergeleitet werden:

$$L(\lambda) = c_0 + c_1 \cdot DN \quad (12)$$

Durch (12) wird $L(\lambda)$ in der Einheit $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1}$ ausgegeben. Bei einigen Sensoren wie z.B. dem MSI (Sentinel-2) liegen die Daten auch als dimensionslose *Top-Of-Atmosphere-Reflektanz* (TOA) ρ_{TOA} vor, d.h. der unkorrigierten Reflektanz am Sensor. Diese berechnet sich aus:

$$\rho_{TOA} = \frac{\pi L(\lambda) d^2}{E_o \cos(\theta_{sun})} \quad (13)$$

, wobei d die Erde-Sonne-Distanz (in Astronomischen Einheiten - AE) ist, E_o die solare Irradianz für 1 AE und θ_{sun} der Zenitwinkel der Sonne. ATCOR konvertiert vor der Atmosphärenkorrektur die TOA-Reflektanz in die TOA-Strahlungsdichte $L(\lambda)$. Diese wird schließlich in die Reflektanz auf der Erdoberfläche transformiert. Der Quotient wird auch als *Bottom-of-Atmosphere-Reflektanz* (BOA) bezeichnet und ist in Prozent angegeben. Die wichtigsten Schritte für die in der Arbeit angewendete ATCOR-Korrektur sind in *Abbildung 4* dargestellt.

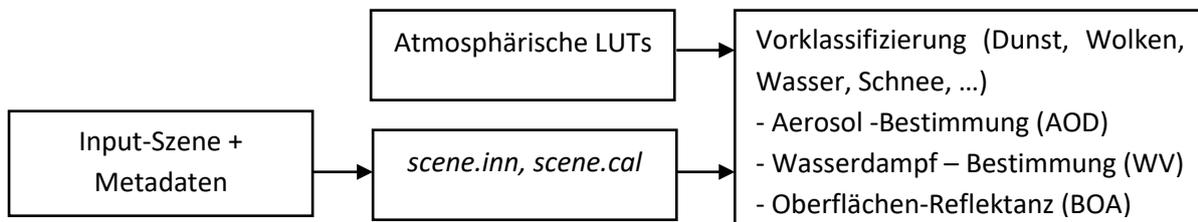


Abbildung 4: Wichtigste angewendete ATCOR-Prozessierungsschritte für die Arbeit / Quelle: modifizierte Darstellung von Rudolf Richter (2019)

Aus der Eingangsszene werden die Dateien *scene.inn* mit den wichtigsten Metadaten und *scene.cal* mit den Parametern für die Umrechnung in DN erstellt. Die atmosphärischen Look-Up-Tables (LUTs) sind Datenbanken für verschiedene atmosphärische Modelle, die als Referenzdaten für die Berechnung der Korrektur einfließen. Für die Bestimmung der interessierenden Parameter ist eine Klassifizierung der Oberflächen notwendig, da z. B. die Aerosol- und Wasserdampfbestimmung der Atmosphäre diese Information nutzen. Die Aerosol-Herleitung über Landflächen basiert dabei auf der *Dense-Dark-Vegetation* (DDV)-Methode (Rudolf Richter 2019). Die Methode bestimmt dafür über Land dunkle Referenzpixel der Vegetation aus einem Kanal mit geringem atmosphärischem Einfluss. Aus dem Verhältnis dieser Referenz mit dem Signal dunkler Pixel aus einem Spektralbereich mit hohem Einfluss der Atmosphäre kann die optische Aerosoldicke (AOD) abgeleitet werden.

Die Nutzung der DDV-Methode verwendet landbasierte Parameter und kann bei der Interpolation auf große Gewässerflächen zu Unsicherheiten bei der Aerosolbestimmung führen. Von Vorteil ist die Anwendung der landbasierten DDV-Methode an Gewässersystemen, die komplexe Strukturen aufweisen wie z. B. stark eutrophierte Gewässer oder Flachgewässer (Moses et al. 2017).

2.8.2 WASI

WASI (Water Color Simulator) ist eine Software zur Modellierung und Invertierung von Spektren mit typischen Wasserinhaltsstoffen in Gewässern. Ausführliche Erläuterungen dazu finden sich bei (Gege 2014, 2019) wieder. Für die Auswertung sind dabei zwei Modi möglich: Zum einen der *Forward-Mode*, welcher aus gegebenen Parametern ein Spektrum modelliert. Im *Inverse-Mode* dagegen wird ein gegebenes (meist gemessenes) Spektrum möglichst exakt an ein sogenanntes *fit*-Spektrum angepasst, um daraus modellrelevante Parameter abzuleiten. Ein *fit*-Spektrum beschreibt ein Spektrum, welches durch iterative Anpassung ausgewählter Parameter eine möglichst geringe Abweichung an ein gegebenes Spektrum aufweist (Stolz 2017).

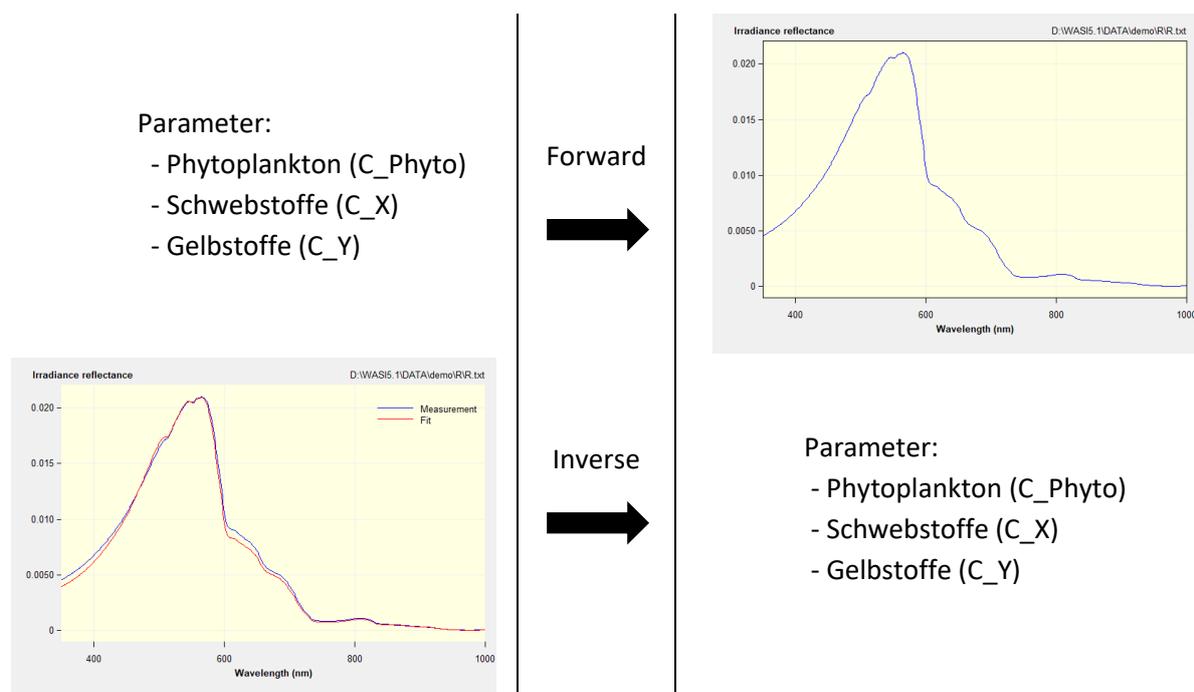


Abbildung 5: Forward- und Inverse-Modes in WASI, untere blaue Linie: Messspektrum; rote Linie: fit-Spektrum / Quelle: modifizierte Darstellung, Gege 2019, Stolz 2017

Zur Berechnung der Parameter sind als Eingangsdaten sowohl einzelne Messspektren als auch 2D-Bilddaten zulässig. Durch Maskierung der Landoberfläche können für jedes Wasserspektrum eines Pixels ausgewählte Parameter abgeleitet werden. Für diese Arbeit sind folgende Parameter bestimmt worden: Konzentrationen von Phytoplankton und Schwebstoffen sowie die Absorption des Gelbstoffs. Außerdem wird ein weiterer Parameter (g_{dd}) angepasst, um weitere Einflüsse der Atmosphäre zu berücksichtigen. Dabei werden Reflexionen auf der Wasseroberfläche korrigiert und verbessern so zusätzlich die Atmosphärenkorrektur.

3. Methodik

3.1 Arbeitsablauf

Das folgende Flussdiagramm zeigt den grundsätzlichen Ablauf der in der Arbeit angewendeten Schritte. Nach der Datenakquise finden verschiedene Vorprozessierungen statt, zu denen unter anderem die Atmosphärenkorrektur und die Maskierung gehören. Des Weiteren werden mit dem Programm WASI die korrigierten Daten nach Wasserinhaltsstoffen im Stechlinsee bestimmt. Die Validierung erfolgt durch die Anwendung mehrerer statistischer Parameter, welche abschließend in einer Rangfolge nach bester Anpassung der Sensoren zu den In-situ-Messungen resultiert.

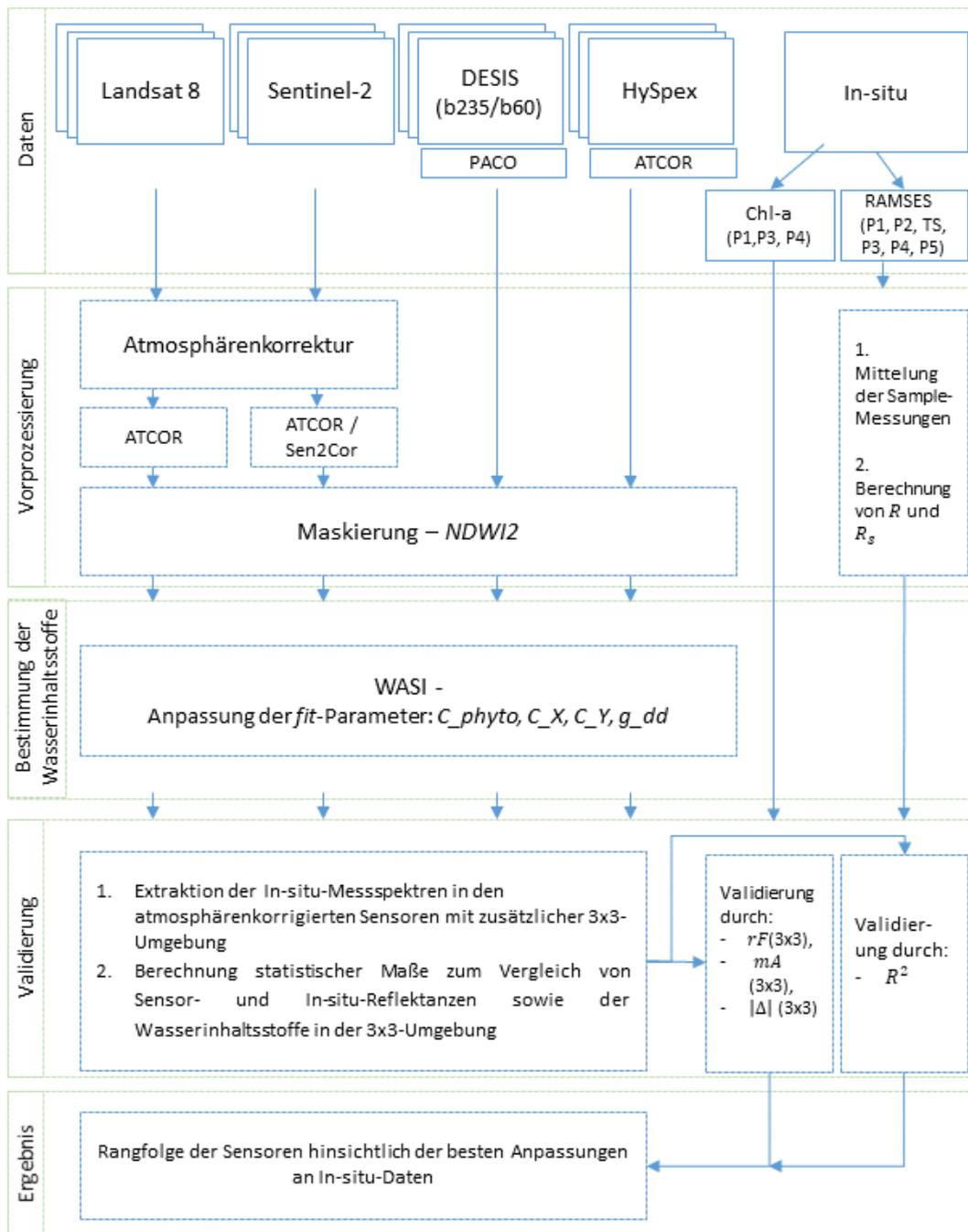


Abbildung 6: Flussdiagramm zur Beschreibung der angewendeten Arbeitsschritte zur Potentialbewertung der verwendeten Sensoren hinsichtlich der Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen im Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung

3.2 Datengrundlage

Im Rahmen des CONNECT-Projekts führten am 22.08.2019 das IGB, das GFZ, die TU Berlin, die TU München und das DLR eine Messkampagne am Stechlinsee mit dem Ziel durch, mit unterschiedlichen Erdbeobachtungssensoren möglichst viele Daten über den ökologischen Zustand des Sees zu sammeln. Am gleichen Tag überflogen DESIS, Sentinel-2A und das Flugzeugspektrometer HySpex, integriert auf einer Cessna, den Stechlinsee. Vorteilhaft ist der fast gleichzeitige Überflug von DESIS und Sentinel-2 um ca. 12:10 Uhr (MESZ: Mitteleuropäische Sommerzeit). Die HySpex-Kamera des GFZ konnte mit dem Flugzeug der TU Berlin im Zeitraum zwischen 14 und 15 Uhr mehrere Überflüge durchführen (*Tabelle 3*). Zum nächstmöglichen Zeitpunkt mit geringster zeitlicher Abweichung zur durchgeführten Messkampagne hat Landsat 8 als weiterer multispektraler Satellit den See am 27.08.2019 überflogen. Voraussetzung für eine erfolgreiche Durchführung war sommerliches wolkenfreies Wetter.

Sensor	Datum	Uhrzeit (UTC)
DESI	22.08.2019	12:09:03
Sentinel-2A	22.08.2019	12:10:31
HySpex	22.08.2019	14:12:12 - 14:48:19
Landsat 8	27.08.2019	12:02:44

Tabelle 3: Überflugszeiten in UTC (Coordinated Universal Time) der Sensoren über dem Stechlinsee

Der DESIS-Datensatz wurde vom DLR zur Verfügung gestellt. Die Bilddaten liegen in zwei unterschiedlichen spektralen Auflösungen für den optischen Wellenlängenbereich von 400 nm bis 1000 nm vor: einmal in der vollen Auflösung mit 235 Kanälen und einer Bandbreite von 2,55 nm und einmal in der reduzierten Auflösung mit 60 Kanälen und einer Bandbreite von ca. 10,2 nm. Aufgrund der Aufnahmegeometrie des Sensors erfasste DESIS den Stechlinsee in zwei verschiedenen Kacheln, die zusammen den ganzen See darstellen. Weiterführende Analysen wurden an den einzelnen Ausschnitten umgesetzt.

Die Daten des HySpex-Sensors sind unterteilt in sieben Überflüge mit unterschiedlichen geometrischen Auflösungen, die zusammen den Stechlinsee abdecken. Einige Szenen sind zum Teil von Wolken bzw. von ihren Schatten beeinflusst. Die multispektralen Sensoren Landsat 8 und Sentinel-2 konnten den See dagegen vollständig in einer Aufnahme erfassen. Die verwendeten Sensordaten sind in folgender *Tabelle 4* zusammengefasst.

Nr.	DESI	Tile	Datum	Wolken-grad	Pixel [m]	Kanäle
2	DESI-HSI-L2A-DT0354896744_002-20190822T100731-V0203	tile002	22.8.19	niedrig	30	60
3	DESI-HSI-L2A-DT0354896744_003-20190822T100731-V0203	tile003	22.8.19	niedrig	30	60
2	DESI-HSI-L2A-DT0354896744_002-20190822T100731-V0203	tile002	22.8.19	niedrig	30	235
3	DESI-HSI-L2A-DT0354896744_003-20190822T100731-V0203	tile003	22.8.19	niedrig	30	235
HySpex						
11	22_08_19_11_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile11	22.8.19	niedrig	2	160
12	22_08_19_12_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile12	22.8.19	hoch	2	160
13	22_08_19_13_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile13	22.8.19	Schatten	2	160
14	22_08_19_14_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile14	22.8.19	mittel	2	160
15	22_08_19_15_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile15	22.8.19	hoch	2	160
18	22_08_19_18_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile18	22.8.19	niedrig	0,5	160
19	22_08_19_19_VNIR_1600_SN0023_FOVx2_raw_rad_GEO	tile19	22.8.19	niedrig	0,5	160
Sentinel-2		UTM/ Section				
1	S2A_MSIL1C_20190822T101031_T33UUU_20190822T135343	T33/UUU	22.8.19	niedrig	10/20/60	12
Landsat-8		Path/Row				
1	LC08_L1TP_193023_20190827_20190903_01_T1	193/023	27.8.19	niedrig	30 (100)	9 (+2 TIR)

Tabelle 4: Bilddaten der Sensoren über dem Stechlinsee

Parallel zu den Überflügen wurden per Boot an sechs verschiedenen Messpunkten Radiometer-Messungen ohne Seebodenreflexion durchgeführt (P1, P2, TS, P3, P4, P5). Für die Wahl des Namens von Messpunkt TS wird die Messung der tiefsten Stelle (TS) im See angenommen. Alle anderen Messungen erfolgten in unterschiedlich Buchten des Sees (*Abbildung 7*). An einem Verlängerungsarm befestigt befanden sich die Sensoren in einem Abstand von 3 m, wodurch Abdriftungs- sowie Verschattungs- und Nachbarschaftseffekte zwischen Sonne, Objekt und Sensor vermieden wurden. Der Messaufbau bestand aus drei tauchfähigen RAMSES-Radiometern (2x ACC-VIS, 1x ARC-VIS) der Firma *TriOS Mess- und Datentechnik GmbH* mit einem Spektralbereich von 320 nm bis 950 nm mit einer Bandbreite von 3,3 nm pro Kanal. Die aufwärts- und abwärtsgerichtete Irradianz (E_a, E_u) und die aufwärtsgerichtete Radianz L_u (Öffnungswinkel: 7°) wurden simultan gemessen. Die Datenerfassung erfolgte direkt unter der Wasseroberfläche (Tiefe 0). Zusätzlich zu den Strahlungsmessungen entnahm ein Team der TU München an 3 Messstellen (P1, P3, P4) Wasserproben. Diese wurden später im Labor durch das IGB auf den Chlorophyll-a-Gehalt analysiert und für die Arbeit bereitgestellt.

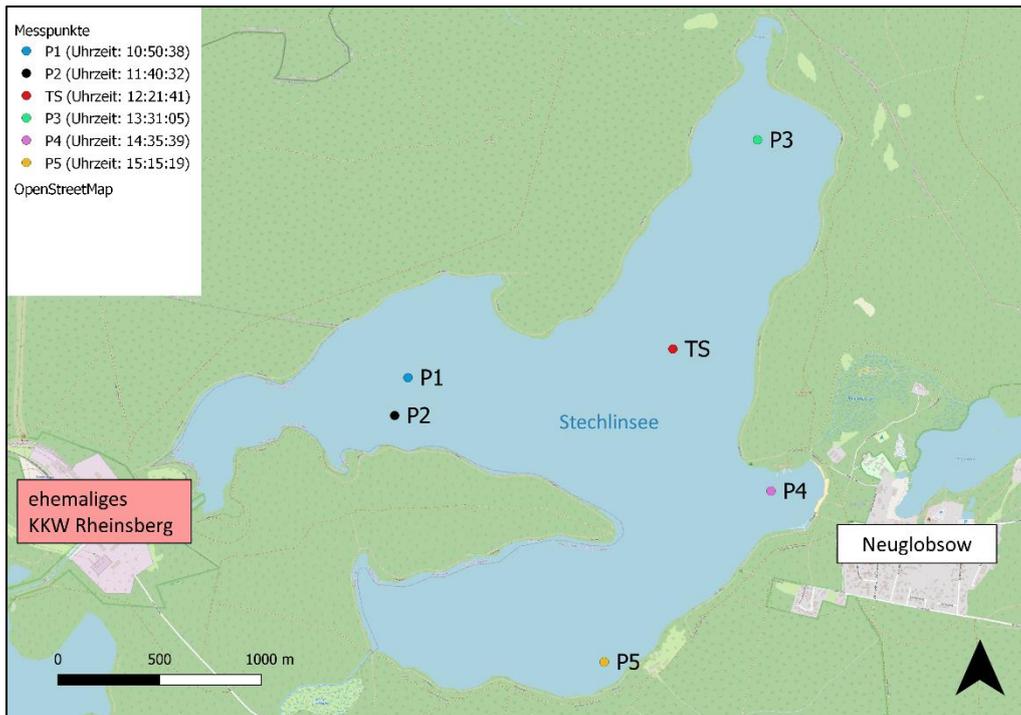


Abbildung 7: Messpunkte mit Zeitpunkt der Messung vom 22.08.2019 auf dem Stechlinsee / Quelle: eigene Darstellung, OSM

3.3 Vorprozessierung

Die Datenvorprozessierung ist eine essenzielle Grundlage für die Auswertung von Fernerkundungsdaten. Hierbei werden die am Sensor gemessenen Signale hinsichtlich sensorbedingter und atmosphärischer Einflüsse korrigiert und räumlich verortet (Spengler et al. 2017). Zum Entfernen solcher Einflüsse gibt es mehrere Verfahren, die speziell für die einzelnen Sensoren entwickelt wurden. Bisher liegen die einzelnen Werte der Pixel von Landsat 8 und Sentinel 2 als unkorrigierte *DN's* bzw. unkorrigierte *TOA-Reflektanz* vor, aus denen die Reflektanzen der Wasseroberfläche berechnet wird. Zusätzlich ist die Maskierung zur Abgrenzung zwischen Land und Wasser beschrieben. Folgende Abschnitte sind wichtige Voraussetzungen für die weitere Bearbeitung mit WASI zur Inversion der Daten.

3.3.1 Atmosphärenkorrektur

Die am DLR entwickelte Atmosphärenkorrektur ATCOR bietet sich durch die Anwendbarkeit auf sowohl multi- als auch hyperspektralen Datensätze an. Als weitere Korrekturverfahren wurden PACO (*Python-Based Atmospheric Correction*) (De Los Reyes et al. 2020) und Sen2Cor angewendet, welches beide Weiterentwicklungen auf der Basis von ATCOR sind. Die DESIS-Szenen des Stechlinsees wurden vom DLR für die Arbeit zur Verfügung gestellt und lagen bereits mittels PACO atmosphärenkorrigiert vor. Der PACO-Algorithmus basiert auf ATCOR und wurde für multispektrale Sensoren unabhängig validiert (Alonso et al. 2019). Für die Korrektur kann zwischen rauem und flachem Gelände unterschieden werden, wobei die Umgebung des Stechlinsees zu Letzterem zählt. Als Produkte werden die Reflektanz der Oberfläche sowie verschiedene Maskierungs-Layer ausgegeben.

Die Bearbeitung der multispektralen Sensoren Landsat 8 und Sentinel-2 wurden via ATCOR-Plug-In in der Software IDL (*Interactive Data Language*) durchgeführt. Für ausgewählte Standardsensoren gibt es ein Importmodul, welches die Metadaten-Informationen liest und das Input-Format ins bearbeitbare ENVI-Format konvertiert. Wie bei PACO besteht die Option zur Wahl zwischen flachen und rauen Geländen. Als Ausgabe stehen die korrigierten Bilddaten als Irradianz-Reflektanzen sowie optional Maskierungen des Bildbereichs zur Verfügung.

Für Sentinel-2 wurde zudem die Atmosphärenkorrektur Sen2Cor (Main-Knorn et al. 2017) angewendet. Die Eingangsdaten können je nach Wunsch auf 10 m, 20 m oder 60 m prozessiert werden und als Reflektanzen ausgegeben werden. Das GFZ prozessierte die HySpex-Rohdaten mit dem ATCOR-Algorithmus und stellte die Ergebnisse für die vorliegende Arbeit zur Verfügung. Alle angewendeten Korrekturverfahren sind folgender Tabelle dargestellt:

Sensoren	Atmosphärenkorrektur-Verfahren
Landsat 8 / OLI	ATCOR
Sentinel-2 / MSI	Sen2Cor / ATCOR
DESI	PACO
HySpex	ATCOR

Tabelle 5: Angewendete Atmosphärenkorrekturen / Quelle: Eigene Darstellung

3.3.2 Maskierung

Ein Bildausschnitt erfasst in der Regel Oberflächen mit verschiedenen Reflexionseigenschaften. Der interessierende Ausschnitt ist die Wasseroberfläche des Stechlinsees, welche durch Verschattungen der Ufervegetation sowie Wolken beeinflusst wird. Für die korrekte Ableitung der Wasserinhaltsstoffe ist eine Maskierung der Land-Wasser-Flächen erforderlich. Als Lösungsmöglichkeiten bieten sich Schwellwertoperationen wie die des *NDWI2* (Normalized Differenced Water Index 2) an.

$$NDWI2 = \frac{R(\lambda_{Green}) - R(\lambda_{Nir})}{R(\lambda_{Green}) + R(\lambda_{Nir})} \quad (14)$$

Die *Formel (14)* berechnet aus den Reflektanzen R in den Wellenlängen des grünen (λ_{Green}) und nahen infraroten (λ_{Nir}) Lichts einen Index, wobei Pixelwerte > 0 Wasserflächen entsprechen. Der Index wurde zur Detektion von Wasseroberflächen in Feuchtgebieten entwickelt (McFeeters 1996).

Zusätzlich können die automatisch berechneten Maskierungen der Oberflächen aus den Atmosphärenkorrekturen mit einbezogen werden. Sowohl PACO, ATCOR und Sen2Cor klassifizieren das Untersuchungsgebiet unter anderem in die relevanten Klassen Land, Wasser und Wolken. Basierend auf den Oberflächenreflektanzen der reinen Wasseroberfläche (ohne Land-Wasser-Mischpixel) des Stechlinsees können alle weiteren Analyseschritte durchgeführt werden.

3.3.3 Genauigkeitsuntersuchung der Maskierung

Für die Bewertung der Maskierung mit dem NDWI2 ist es sinnvoll, eine Genauigkeitsuntersuchung durchzuführen, um mögliche Klassifizierungsfehler zu erfassen. Hierfür dienen als Referenzdaten die *CORINE Land Cover 2018* (CLC 2018) aus dem Copernicus-Programm der *European Environment Agency* (EEA). Dieser Datensatz klassifiziert in regelmäßigen Abständen die gesamte Oberfläche Europas in definierte Objektklassen wie z.B. urbane Flächen, Vegetation oder Wasser. Der Datensatz des *CLC 2018* wurde zunächst auf den Bereich des Stechlinsees zugeschnitten. Anhand einer anschließenden Reklassifizierung der Referenzdaten und der NDWI2-Maskierung in die Klassen 0 (Wasser) und 1 (kein Wasser) für die jeweiligen Sensoren kann die Genauigkeitsuntersuchung vorgenommen werden. Als Ergebnis entsteht eine Fehlermatrix, welche die maskierte Wasserfläche des Stechlinsees mit der aus dem *CLC 2018* Datensatz vergleicht. Folgende Größen geben eine Auskunft über die Genauigkeit der Maskierung.

Die Gesamtgenauigkeit oder *Overall Accuracy O* bestimmt den Anteil der korrekt zugeordneten Pixel aus den Referenzdaten. Sie ergibt sich aus der Summe der korrekt klassifizierten Pixel a_{ij} durch die Gesamtanzahl der Referenzpixel n (Congalton and Green 2019).

$$O = \sum_{i=1}^k a_{ij}/n \quad [\%] \quad (15)$$

Die *Producer's Accuracy P* ist eine Größe zur Angabe der Qualität der klassifizierten Referenzdaten. Sie kann durch die Division der korrekt klassifizierten Klassenpixel a_{ij} mit der Anzahl der Referenzdaten a_{i+} berechnet werden (Congalton and Green 2019).

$$P_i = \frac{a_{ij}}{a_{i+}} \quad [\%] \quad (16)$$

Die Wahrscheinlichkeit, dass richtige Klassenpixel aus der Maskierung zu den Referenzklassen zugeordnet werden, wird als *User's Accuracy U* bezeichnet. Sie definiert sich aus der Anzahl der korrekt klassifizierten Pixel jeder Klasse a_{ij} geteilt durch die Gesamtanzahl der Pixel aus der Klasse a_{i+} (Congalton and Green 2019).

$$U_i = \frac{a_{ij}}{a_{i+}} \quad [\%] \quad (17)$$

Eine weitere statistische Kennziffer ist der sogenannte *Kappa-Koeffizient*, welcher mit zufälligen Werten die Klassifikation testet und überprüft. Dabei liegt der Wertebereich des Koeffizienten zwischen 0 und 1, wobei kleine Werte auf eine schlechte und Werte nahe 1 auf eine gute Klassifikation hinweisen.

3.4 Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe mit WASI

WASI deckt eine spektrale Auflösung von 350 nm bis 1000 nm in einem Abstand von 1 nm ab. In der inversen Modellierung werden unbekannte *fit*-Parameter gesucht. Dazu gehören in dieser Arbeit *C_phyto* (Chlorophyll-a), *C_X* (Schwebstoffe), *C_Y* (Gelbstoffabsorption) und *g_dd* (Anteil der direkten Sonnen- und Himmelsstrahlung über Wasseroberfläche). Diese unbekannt Parameter werden iterativ für jedes Pixels der atmosphärenkorrigierten Sensordaten bestimmt. In der ersten Iteration wird ein simuliertes Spektrum für die Startwerte der *fit*-Parameter erzeugt. Die Simulation der Spektren wird in Gege 2014 näher erläutert.

Die Simulation wird verglichen durch die Messung von Residuen. In weiteren Iterationsschritten werden die *fit*-Parameter dem simulierten Spektrum mittels des *Downhill-Simplex-Algorithmus* (Nelder and Mead 1965; Caceci and Cacheris 1984) angepasst. Das Verfahren wird gestoppt, wenn die berechneten und gemessenen Spektren so gut wie möglich übereinstimmen, was dem Minimum der Residuen entspricht. Das Resultat der Iterationen sind die berechneten *fit*-Parameter.

Das Ergebnis der Invertierung der Pixelspektren kann durch zusätzliche Informationen aus den Metadaten der Atmosphärenkorrekturen verbessert werden. Folgende Parameter wurden zusätzlich an den jeweiligen Sensor angepasst:

Parameter	Beschreibung
θ_{sun} <i>sun zenith</i> (Sonnenzenitwinkel)	$\theta_{sun} = 90^\circ - \delta_{sun}$ (Sonnenhöhenwinkel)
β <i>turbidity coefficient</i> (Trübungskoeffizient der Atmosphäre)	$\beta = 3,91 * \frac{H_a}{V}$, wobei H_a die <i>aerosol scale height</i> und V die <i>horizontal visibility</i> ist
H_{oz} <i>ozone concentration</i>	Ozonkonzentration in Dobson-Einheit (DU) / 1000
<i>WV water vapour</i> (Wasserdampf)	Wassermenge in einer Säule mit definierter Fläche über der gesamten Höhe der Atmosphäre (in cm)
Wellenlängenbereich	Anpassen des Wellenbereichs an sinnvolle Spektren durch selektive Betrachtung einzelner Wasserpixel

Tabelle 6: Angepasste Parameter für jeweilige Sensoren in WASI zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe / Quelle: eigene Darstellung, (Gege 2019)

Der Wellenlängenbereich muss angepasst werden (siehe *Tabelle 6*), wenn das Spektrum eines Wasserpixels nicht ungefähr dem eines typischen Wasserspektrums entspricht, da sonst viele fehlerhafte Pixel berechnet werden. Dafür können einzelne oder mehrere Spektren untersucht werden, um gegebenenfalls den Wertebereich der Wellenlängen anzupassen. Typische Wasserspektren sind in den Reflektanzen der RAMSES-Messungen zu erkennen (4.5.2 *Radiometermessungen*).

3.5 Statistische Maße zur Bewertung der Modellgüte

Für den Vergleich der Sensoren sind bestimmte statistische Maße zur Bewertung der berechneten Werte mit denen der In-situ-Werte angewendet worden. Dabei wurden zum einen die Reflektanzen der einzelnen Sensoren mit denen des RAMSES-Spektrometers und zum anderen die abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe mit den Wasserproben der Messkampagne verglichen. Die verwendeten statistischen Maße werden nachfolgend beschrieben.

Die mittlere absolute Abweichung (mA) gibt den durchschnittlichen Abstand von jeder Messung x_i zum arithmetischen Mittel \bar{x} an. Er wird zur Einschätzung der Variabilität eines Datensatzes eingesetzt.

$$mA = \frac{\sum |x_i - \bar{x}|}{n} \quad (18)$$

Unter dem relativen Fehler (rF) versteht man die Abweichung der gemessenen Größe (x_{obs}) vom modellierten Wert (x_{mod}) in Prozent. Ein niedriger Wert bedeutet, dass zwischen den Werten eine geringe Abweichung besteht.

$$rF = 100 \cdot \left(\frac{x_{obs} - x_{mod}}{x_{obs}} \right) \quad (19)$$

Der absolute Fehler $|\Delta|$ berechnet sich aus der einfachen Differenz des gemessenen Werts x_{obs} und des modellierten Werts x_{mod} . Dieser Parameter gibt Auskunft darüber, wie weit zwei unterschiedliche Werte voneinander entfernt sind.

$$|\Delta| = x_{obs} - x_{mod} \quad (20)$$

Das Bestimmtheitsmaß einer Regression (R^2) gibt an, wie gut die gemessenen mit den modellierten Werten korrelieren. Das Produkt kann Werte zwischen $R^2 = 0$ (= 0%) und $R^2 = 1$ (= 100%) annehmen, wobei Ersteres für keinen lineareren Zusammenhang steht und Letzteres auf einen idealen linearen Zusammenhang hindeutet. Der mathematische Ausdruck für das Bestimmtheitsmaß lautet:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_{mod} - x_{obs})^2}{\sum_{i=1}^n (x_{mod} - \bar{x}_{mod})^2} \quad (21)$$

3.6 Aufbereitung der In-situ Daten

Zur Validierung stehen zum einen RAMSES-Radiometermessungen und zum anderen Chlorophyll-a Daten aus Wasserprobenentnahmen zur Verfügung. Die Aufbereitung der Daten ist notwendig, da die gemessenen Daten nicht direkt mit den Reflektanzen der Sensoren bzw. den bestimmten Wasserinhaltsstoffen validiert werden können.

Mittels drei verschiedener RAMSES-Sensoren wurden die aufwärts- (E_u), abwärts- (E_d) gerichtete Irradianz und die abwärtsgerichtete Radianz L_u per Boot über der Wasseroberfläche gemessen. Für jede dieser Größen wurden ca. 10 Sample-Messungen an sechs verschiedenen Messpunkten auf dem See durchgeführt. Nach der Mittelung dieser Sample-Messungen können die scheinbar optischen Eigenschaften *Irradianz-Reflektanz* sowie die *Remote Sensing Reflectance* für jeden der Messpunkte berechnet werden (2.6.1 *Scheinbare optische Eigenschaften*). Ein Vergleich der Messungen ist nun möglich, da die Bilddaten der Sensoren nach der Atmosphärenkorrektur auch in der *Irradianz-Reflektanz* vorliegen.

Zusätzlich wurden parallel an drei Standpunkten (P1, P3, P4) Wasserproben entnommen. Durch das IGB wurden aus den Proben Chlorophyll-a Werte mittels der HPLC-Methode (*High Performance Liquid Chromatography*) bestimmt und für die Arbeit zur Verfügung gestellt.

4. Ergebnisse

4.1 Ergebnisse der Vorprozessierung

4.1.1 Ergebnisse der Atmosphärenkorrektur

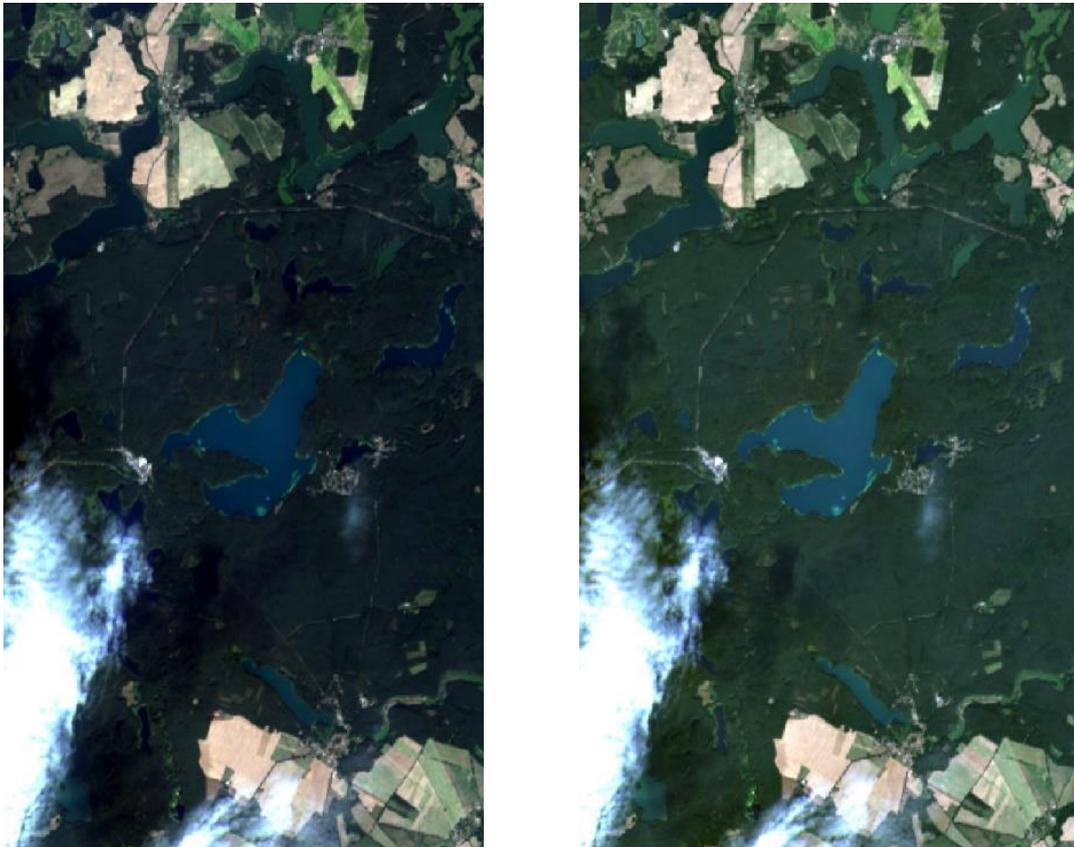


Abbildung 8: ATCOR - Atmosphärenkorrektur von Landsat 8: links TOA-Reflektanz als Farbkomposit, rechts ein Farbkomposit aus ATCOR berechneten BOA-Reflektanzen / Quelle: eigene Darstellung

In *Abbildung 8* sind die Eingangs- und Ausgangsdaten der ATCOR-Atmosphärenkorrektur der verwendeten Landsat 8 Szene zu sehen. Die atmosphärischen Einflüsse zwischen Erdoberfläche und Sensor wurden herausgerechnet und die Bildwerte pro Spektralkanal liegen intern als Reflektanzen vor. Zum Vergleich der ATCOR-korrigierten Szene ist durch *Formel (12)* mit den multiplikativen und additiven Skalierungsparametern aus der Metadaten-Datei die TOA-Reflektanz berechnet worden. In *Abbildung 9* sind beispielhaft am Messpunkt *P2* die Spektren des korrigierten Landsat 8 Bildes und der TOA-Reflektanz gegenübergestellt. Die Spektren der anderen Messpunkte (*P1*, *P3*, *P4*, *P5*, *TS*) haben einen ähnlichen Kurvenverlauf. In *Abbildung 9* ist deutlich zu erkennen, dass der Anteil der Strahlung mit Atmosphäre im kurzwelligen Bereich deutlich höher ist als die berechnete BOA-Reflektanz. Im ersten Kanal von Landsat 8 wird die TOA-Reflektanz um etwa 15% nach der Atmosphärenkorrektur korrigiert.

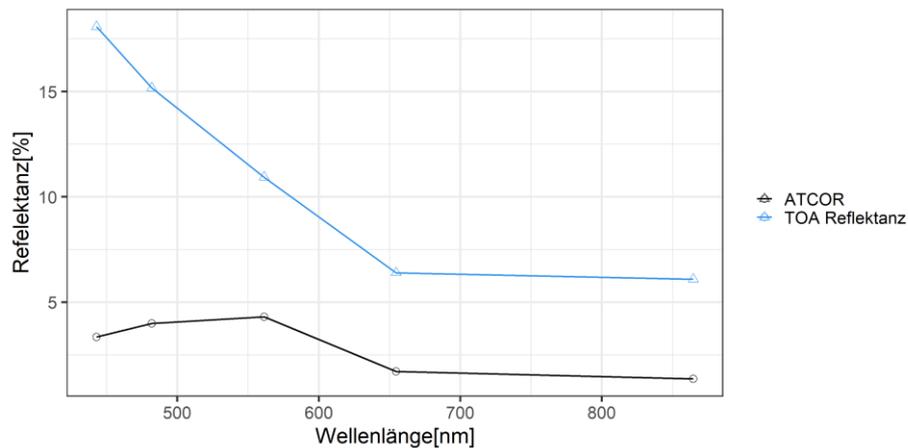


Abbildung 9: Messpunkt P2: Landsat 8 Spektren der ATCOR-Korrektur (schwarz) und TOA Reflektanz (blau) / Quelle: eigene Darstellung

Für die Sentinel-2 Szene wurden die Sen2Cor- und ATCOR-Atmosphärenkorrektur durchgeführt und als Vergleich in *Abbildung 10* dargestellt. Wie sowohl dort als auch in *Abbildung 11* ist zu erkennen, dass die Korrektur mit ATCOR nicht erfolgreich verlief, da sich Ein- und Ausgangswerte fast nicht ändern. Weitere Anwendungsschritte sind deshalb an der Sen2Cor-Szene fortgeführt. Ähnlich wie bei Landsat 8 zeigt sich die erhöhte Strahlung der Atmosphäre über der TOA-Reflektanz des Wasserspektrums P2 im Wellenlängenbereich zwischen 450 nm und 550 nm. Dieser Bereich konnte durch Sen2Cor sichtbar korrigiert werden (*Abbildung 11*).

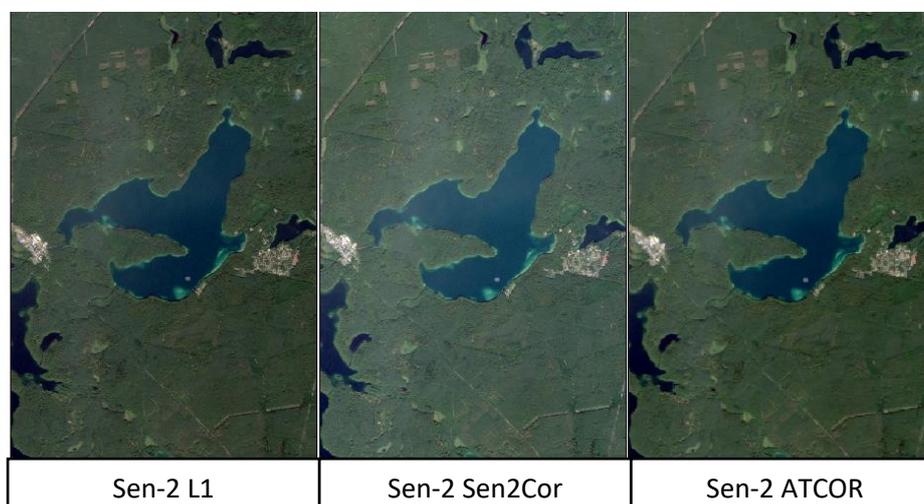


Abbildung 10: Farbkomposite der Atmosphärenkorrektur von Sentinel-2: links: TOA-Reflektanz, Mitte: Sen2Cor BOA-Reflektanz; ATCOR BOA-Reflektanz Rechts: / Quelle: eigene Darstellung

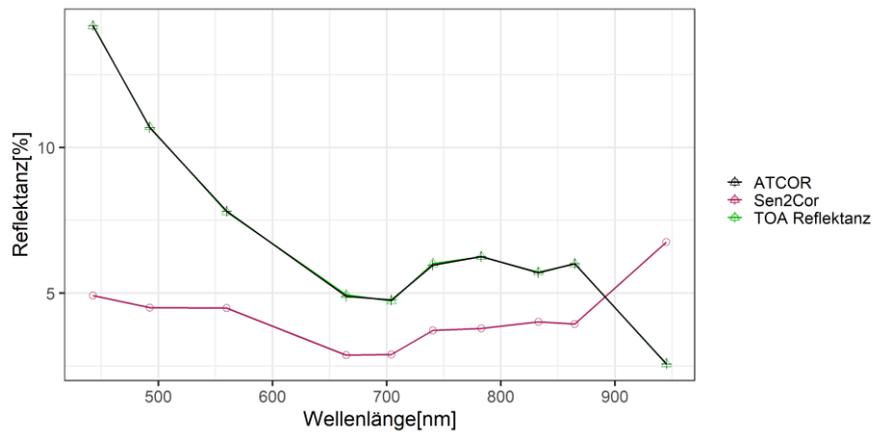


Abbildung 11: Messpunkt P2: Sentinel-2 Spektren mit Sen2Cor (rot), mit ATCOR (schwarz) und TOA Reflektanz (grün) / Quelle: eigene Darstellung

4.1.2 Ergebnisse der Maskierung

Vor der Maskierung sind alle Sensordaten atmosphärenkorrigiert. Bis auf Sentinel-2 liegen alle Kanäle der jeweiligen Sensoren in der gleichen geometrischen Auflösung vor. Die Spektralkanäle von Sentinel-2 sind unterschiedlich geometrisch aufgelöst (10 m, 20 m, 60 m). Um die verfügbaren Kanäle für die Berechnungen uneingeschränkt nutzen zu können, wurde eine Anpassung (*Resampling*) der geometrisch niedrig aufgelösten Kanäle auf die höchste Bodenauflösung von 10 m vorgenommen. Für dieses *Resampling* wurde die Methode der nächsten Nachbarschaft gewählt. Die Eingabegrauwerte der Kanäle bleiben hierbei erhalten, da der nächstliegende Wert für die berechneten Koordinaten des neuen Bildes verwendet wird. Wie in 3.3.2 *Maskierung* veranschaulicht, ist zur Maskierung der Landflächen um den Stechlinsee der NDWI2 angewendet worden.

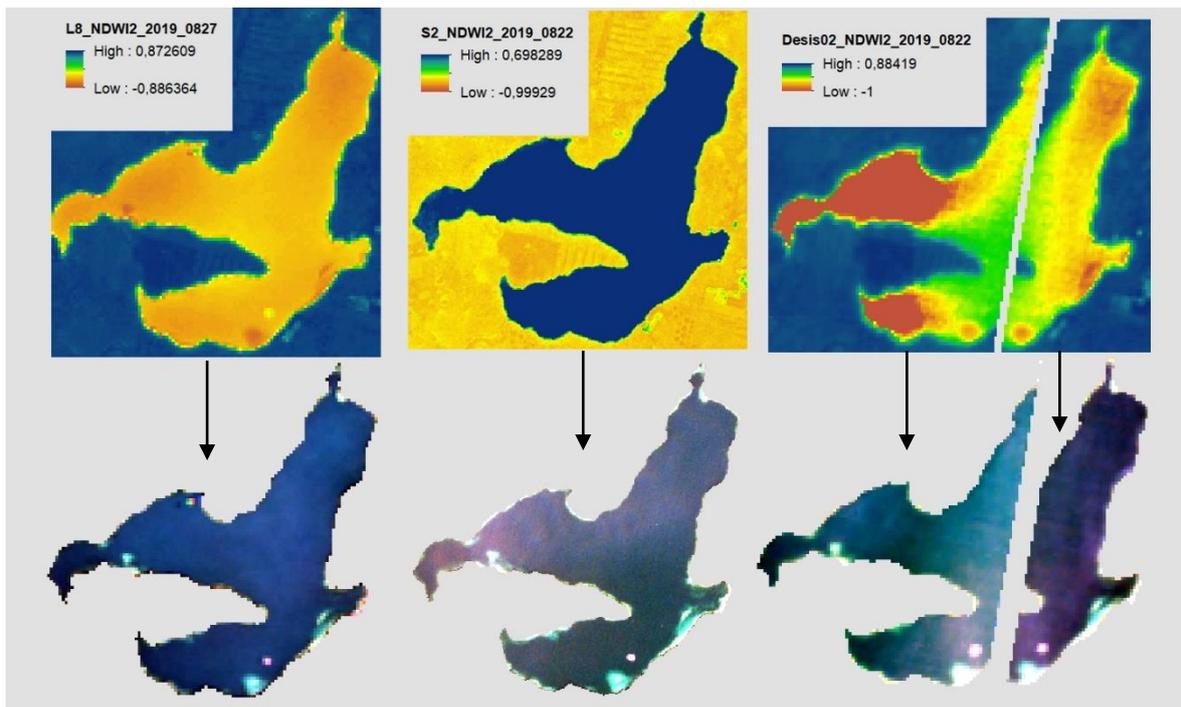


Abbildung 12: NDWI2-Maskierung des Stechlinsees: links: Landsat 8, Mitte: Sentinel-2, rechts: DESIS (tile02, tile03)

Nach Erhalt der Index-Layer wurde der passende Schwellwert des NDWI2 gesucht, welcher die Wasser- von den Landflächen trennt. Für Landsat 8 und die DESIS-Szenen eignen sich für Wasserflächen die Werte von knapp -0,15. Für Sentinel-2 ist ein Schwellwert von etwa 0,1 treffend. Der Stechlinsee wird in den DESIS-Daten durch zwei verschiedene Kacheln abgebildet, weshalb für beide die Indexberechnung durchgeführt wurde (*Abbildung 12* rechts). Durch Reklassifizierung des NDWI2 ergibt sich eine Wassermaske, welche als Maskenlayer für die atmosphärenkorrigierte Szene verwendet wird. Durch die Maskierung resultieren die Wasserflächen des Stechlinsees (*Abbildung 12* unten), die als Basis für weitere Berechnungen in WASI dienen. Für Bilddaten des HySpex-Sensors mussten keine Wassermasken mit dem NDWI2 abgeleitet werden. Die Ableitung der Inhaltsstoffe erfolgte nach Zuschnitt auf den Seebereich und durch die Maskierung mit dem Programm WASI.

4.2 Ableitung der Wasserinhaltsstoffe aus multispektralen Sensoren

Das Programm WASI passt das Sensorspektrum einem typischen Simulationsspektrum eines Wasserkörpers an, welches normalerweise ab etwa 700 nm nahezu die gesamte auftreffende Strahlung absorbiert. Weil in den Sensoren jedoch die Reflektanzen eines Wasserpixels ab 700 nm wieder steigen (*4.5 Validierungsergebnisse*), werden die Spektren auf Wellenlängen zwischen ca. 400 nm bis 700 nm begrenzt. In diesem Wellenlängenbereich zeigt sich nach selektiver Betrachtung unterschiedlicher Wasserpixel der Sensoren die beste Anpassung an ein Wasserspektrum. Die Einbeziehung höhere Wellenlängen beeinflussen in diesem Fall das Ergebnis negativ, da sonst meist Pixel mit fehlenden Werten entstehen. Eingangsparmeter für die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe in WASI konnten aus den Metadaten der Atmosphärenkorrekturen der jeweiligen Sensoren entnommen werden. Dazu zählen der Sonnenzenitwinkel θ_{sun} , der zu berechnende Trübungskoeffizient der Atmosphäre β , die Ozonkonzentration H_{oz} und der Wasserdampf WV (*Tabelle 6*). WASI verwendet für die Inhaltsstoffe eines Gewässers die Abkürzungen C_{Phyto} , C_X und C_Y . Im weiteren Verlauf der Arbeit sind mit diesen Begriffen die zu untersuchenden Parameter Chlorophyll-a (C_{Phyto}), Schwebstoff (C_X) und Gelbstoff-Absorptionskoeffizient (C_Y) gemeint.

4.2.1 Ergebnisse von Landsat 8

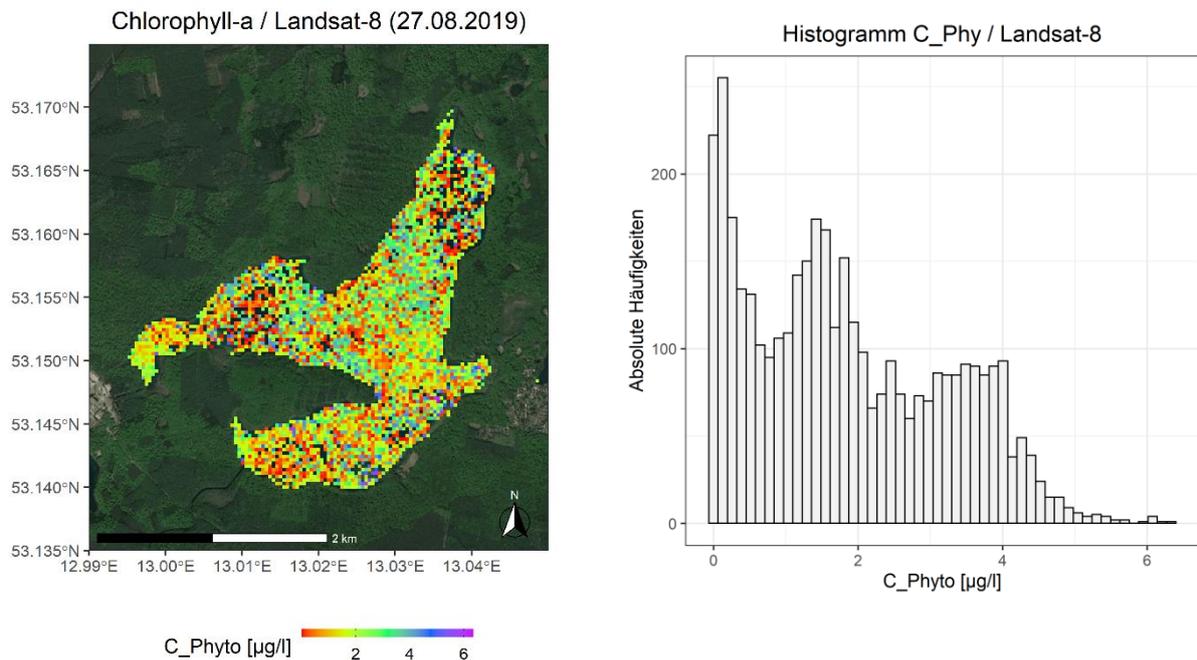


Abbildung 13: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8; rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte / Quelle: eigene Darstellung

Aus den Daten des multispektralen Sensors Landsat-8 sind drei typische Wasserinhaltsstoffe für den Stechlinsee abgeleitet worden. Jedes Pixel beschreibt die Konzentration des Inhaltsstoffes auf einer Fläche von 30 m x 30 m. *Abbildung 13* zeigt die abgeleitete Chlorophyll-Verteilung im Stechlinsee vom 27.08.2019.

Die Karte zeigt eine heterogene Verteilung der Chlorophyllwerte. Die Ergebnisse liegen im Bereich von nahe 0 bis fast $10 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Im Histogramm ist eine rechtsschiefe Verteilung der Parameter mit einem Mittelwert von $1,7 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ zu erkennen. Die meisten Werte befinden sich im Bereich von nahe 0 bis $4 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Bei der Schwebstoffverteilung zeigen sich dagegen homogenere Strukturen. Größtenteils sind die Ergebnisse im Bereich zwischen 2 bis $5 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$, welche in *Abbildung 14* orange dargestellt sind. Ausreißer nach oben werden durch die rote Farbe in flachen Uferbereichen dargestellt. Bei der Betrachtung des Sees im RGB-Bild erscheinen diese Bereiche heller, da der Boden durch das klare Gewässer sichtbar ist. Die westlichen Buchten des Stechlinsees weisen geringere Konzentrationen auf als der restliche Bereich des Sees.

Schwebstoffe / Landsat-8 (27.08.2019)

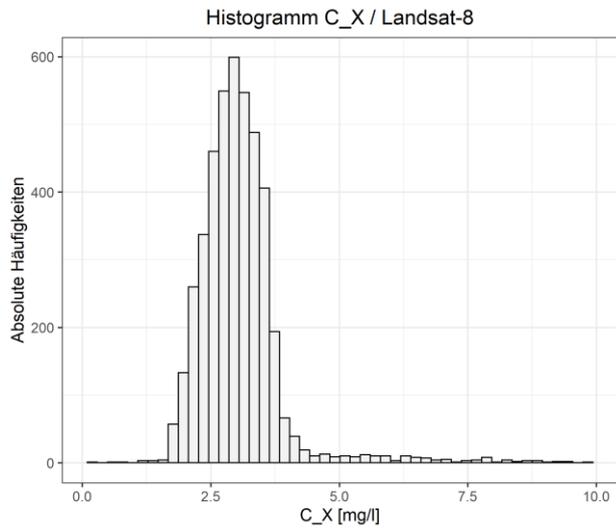
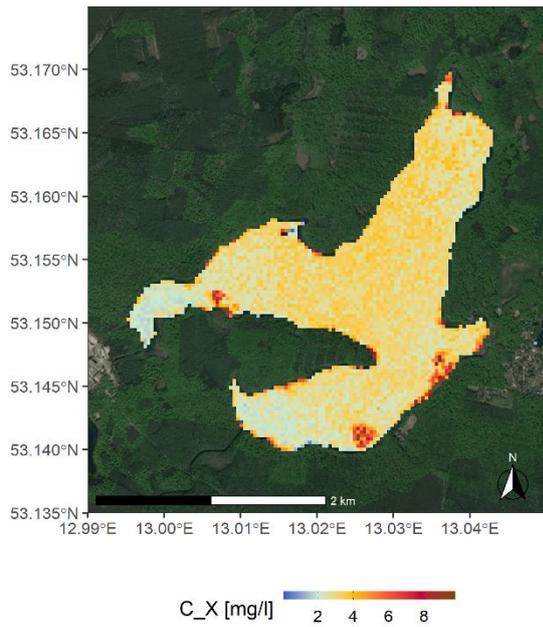


Abbildung 14: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8; rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung

Die Gelbstoffkoeffizienten sind in *Abbildung 15* zu erkennen. Der Mittelwert des Absorptionskoeffizienten beträgt $0,08 \text{ m}^{-1}$. Zudem sind nur für knapp 82 % der Seefläche erfolgreiche Gelbstoff-Parameter berechnet worden. Für den restlichen Anteil der Wasserpixel wurden keine Gelbstoffe berechnet. Uferbereiche zeigen wieder etwas höhere Werte, die auf niedrigem Niveau zur Seemitte abnehmen.

Gelbstoffe / Landsat-8 (27.08.2019)

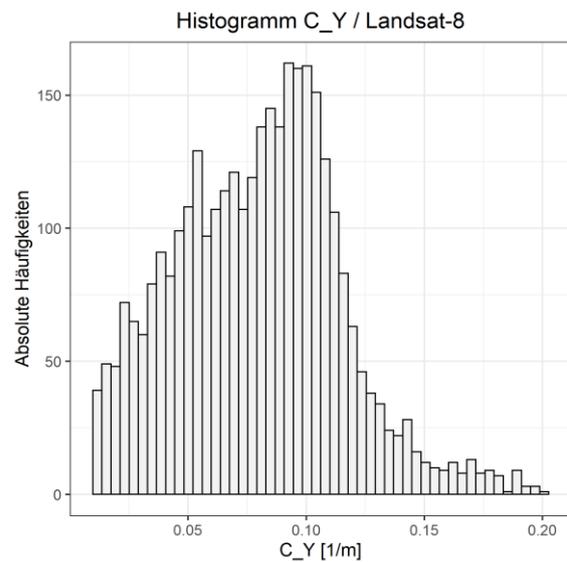
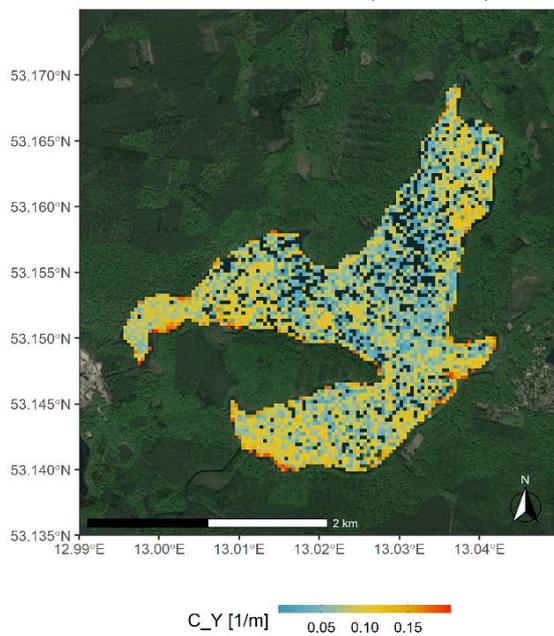


Abbildung 15: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 27.08.2019 durch Landsat 8; rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung

Für die sechs In-situ-Messpunkte auf dem Stechlinsee wurden die Konzentrationen bzw. Absorptionskoeffizienten der Wasserinhaltsstoffe extrahiert. Da für manche dieser Pixel keine Spektren berechnet werden konnten, wurden für jeden Wasserinhaltsstoff die gemittelten Nachbarpixel verwendet. Die Pixel in der 3x3-Umgebung müssen dabei einem gültigen Wert > 0 entsprechen. In *Abbildung 16* werden die gemittelten Ergebnisse der Messpunkte dargestellt.

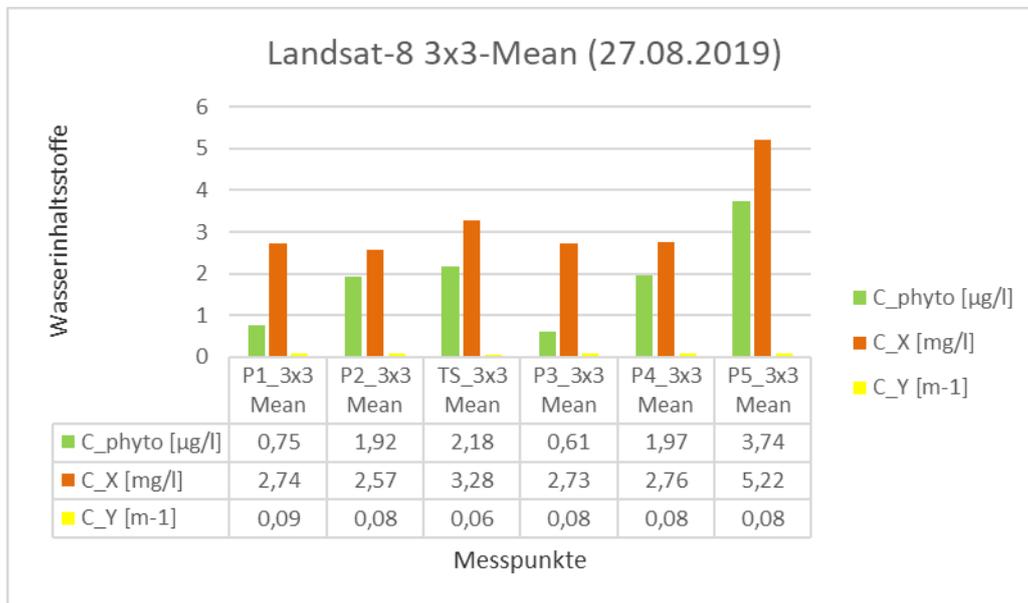


Abbildung 16: Bestimmte Wasserinhaltsstoffe von Landsat 8 an sechs Messpunkten gemittelt in 3x3-Umgebung / Quelle: eigene Darstellung

4.2.2 Ergebnisse von Sentinel-2

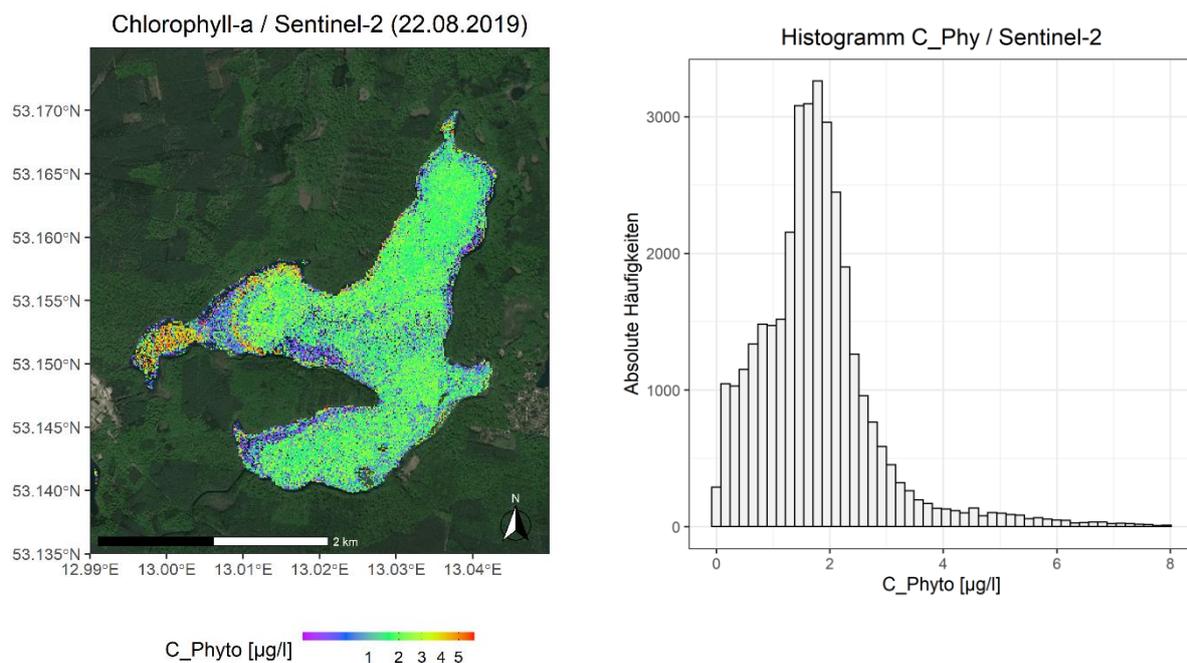


Abbildung 17: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2; rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte / Quelle: eigene Darstellung

Die modellierten Wasserinhaltsstoffe aus den Sentinel-2-Bilddaten zeigen klarere Strukturen als Landsat 8 auf der Oberfläche des Stechlinsees. Die Uferbereiche haben geringere Chlorophyll-Konzentrationen als der innere Bereich. Zudem ist in der nordwestlichen Bucht die Menge des Chlorophyll-Gehalts etwas höher (siehe *Abbildung 17*). Insgesamt liegt der Durchschnitt des Chlorophylls bei $1,72 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Von allen ermittelten Werten befinden sich etwa. 99,6 % zwischen > 0 und $8 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$.

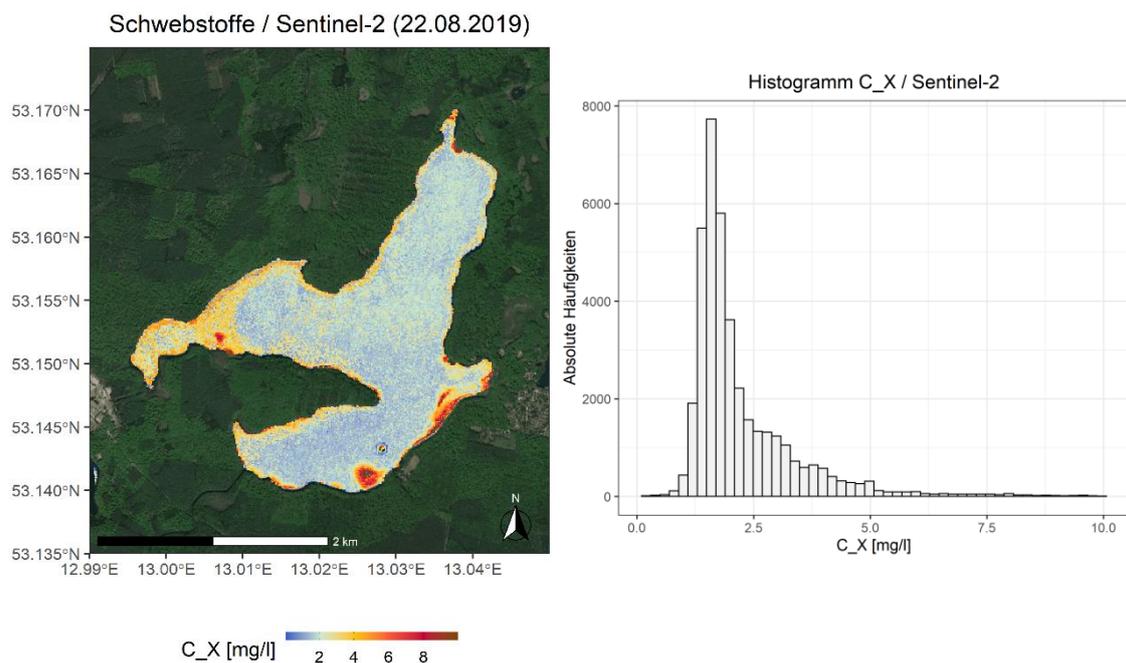


Abbildung 18: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2; rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung

Ähnlich verhalten sich die Konzentrationen der Schwebstoffe (siehe *Abbildung 18*). Geringeren Werten in der Seemitte stehen etwas höhere am Ufer gegenüber. In den Flachwasserbereichen sind die modellierten Konzentrationen am höchsten. Wie im Histogramm zu sehen, befinden sich die meisten Resultate zwischen $0,5$ und $5 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$.

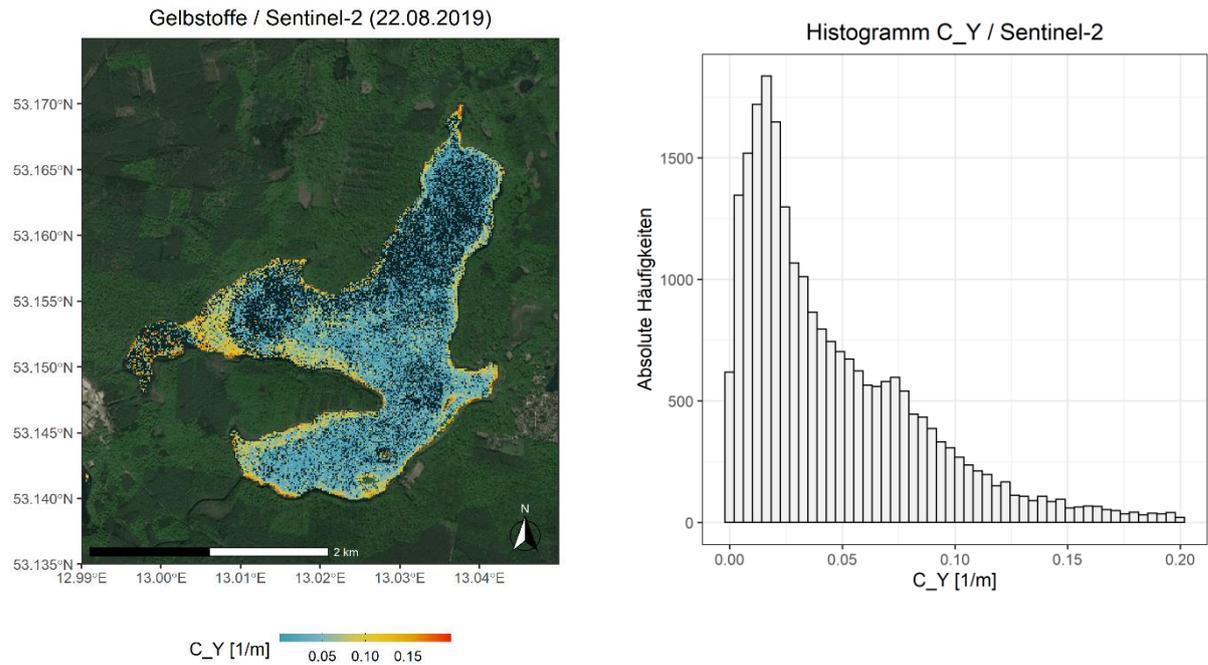


Abbildung 19: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch Sentinel-2
rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte / Quelle: eigene Darstellung

Die berechneten Werte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten liegen nahe Null (Abbildung 19). Nur für ca. 64 % aller Pixel des Stechlinsees konnten erfolgreiche Ergebnisse erzielt werden. Der durchschnittliche Gelbstoffwert in einem Pixel liegt bei $0,14 \text{ m}^{-1}$. Knapp 92 % aller Werte befinden sich im Bereich zwischen > 0 und $0,2 \text{ m}^{-1}$.

4.3 Ableitung der Wasserinhaltsstoffe aus hyperspektralen Sensoren

4.2.1 Ergebnisse von DESIS

Der DESIS-Sensorszenen des Stechlinsees vom 22.08.2019 liegen in zwei unterschiedlichen spektralen Auflösungen vor, zum einen mit 60 spektralen Bändern (*DESIS-b60*) mit einer Bandbreite von ca. 10 nm und zum anderen mit 235 Kanälen (*DESIS-b235*) mit einer Bandbreite von ca. 2,5 nm. Die Berechnung der Wasserinhaltsstoffe in WASI wurde an beiden Versionen durchgeführt. Diese sind wiederum in die zwei Kacheln *DESIS02* (westlicher Bereich) und *DESIS03* (östlicher Teil) aufgeteilt und in den folgenden Karten überlagert dargestellt. Die Häufigkeiten der modellierten Wasserinhaltsstoffe sind für jede Kachel neben den Karten zu sehen. Der Bereich der Wellenlängen in WASI ist für alle *DESIS*-Kacheln auf 440 nm bis 700 nm beschränkt, weil die Wasserspektren unter 440 nm zu niedrig sind und ab 700 nm teils untypische Reflexionsverhalten aufweisen.

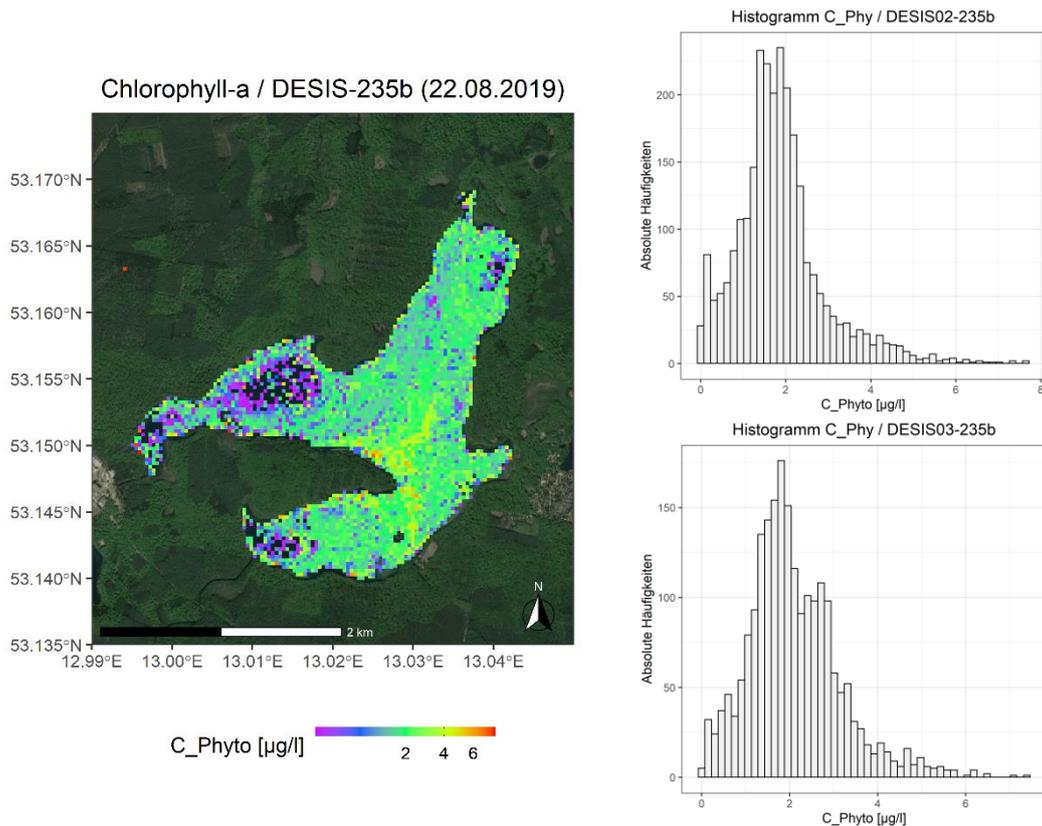


Abbildung 20: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

In *Abbildung 20* sind die Chlorophyll-Konzentrationen des *DEGIS*-Sensors in der vollen Auflösung mit 235 Kanälen zu sehen. Insgesamt liegt der Mittelwert des Chlorophylls im Stechlinsees aus den *DEGIS*-Kacheln 02 und 03 bei $2,36 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Dabei befinden sich 94 % aller positiven Werte im Bereich zwischen 0 und $6 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Keine erfolgreichen Ergebnisse konnten für einen Teil der Pixel im westlichen Bereich des Sees abgeleitet werden, was durch die schwarzen Pixel erkennbar wird. Für die Kachel 02 des westlichen Teils wurden insgesamt ca. 84 % der Seepixel erfolgreich berechnet. Die Histogramme zeigen, dass beide Kacheln des *DEGIS*-Sensors ähnliche Wertebereiche für den Pflanzenstoff Chlorophyll aufweisen. Die Verteilung für die reduzierte spektrale *DEGIS*-Auflösung mit 60 Kanälen liefert nahezu gleiche Erkenntnisse (*Abbildung 21*). Die gemittelte Konzentration beträgt hier ca. $2,06 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Ausgeprägte Strukturen lassen sich in keiner der beiden Auflösungen identifizieren. Der Bereich zwischen den Kacheln ist kritisch zu betrachten, da Kanteneffekte die Ergebnisse und dadurch die Interpretation in der Karte beeinflussen.

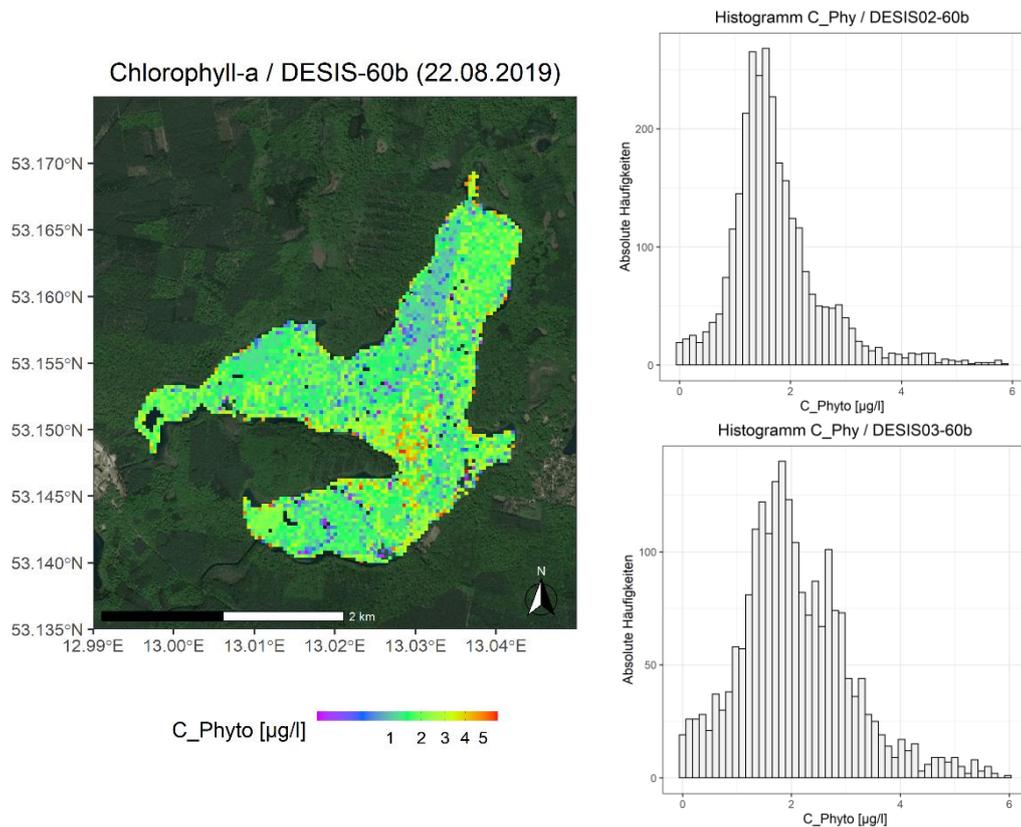


Abbildung 21: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

Für die Ergebnisse der Schwebstoff-Konzentrationen sind deutlichere Strukturen in der Karte sichtbar. Wie bei den multispektralen Sensoren haben flache Uferbereiche signifikant höhere Werte oder sind im Ableitungsprozess ausgeschlossen worden. Die Mittelwerte ergeben für *DESIS-b235* $1,84 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$ (Abbildung 22) und für *DESIS-b60* $1,38 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$ (Abbildung 23). In beiden DESIS-Auflösungen liegen mehr als 95 % aller Schwebstoffkonzentrationen im Bereich zwischen 0 und $6 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$.

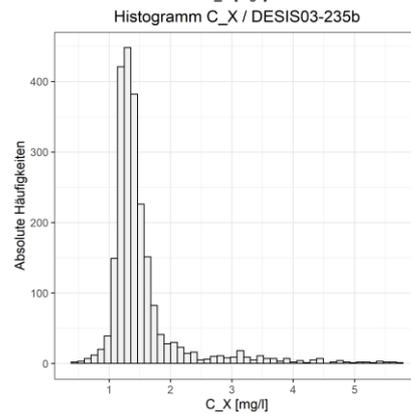
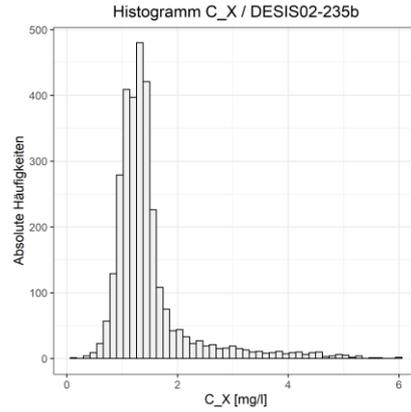
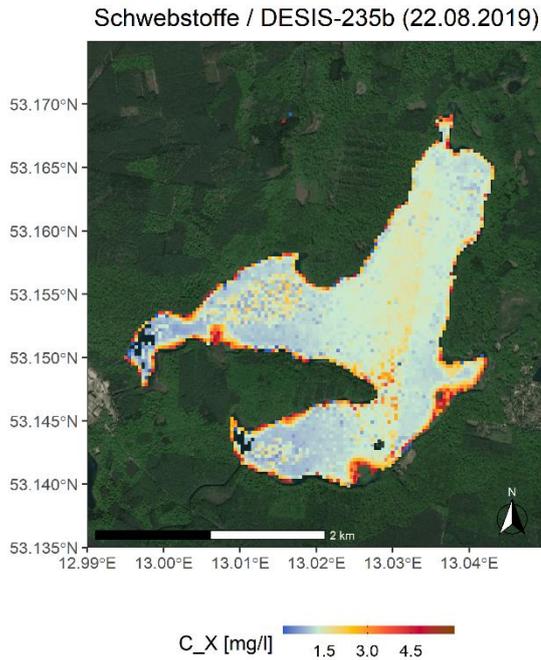


Abbildung 22: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

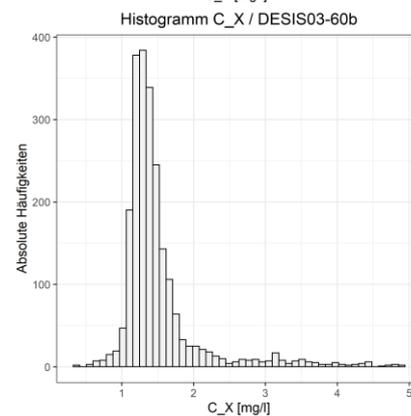
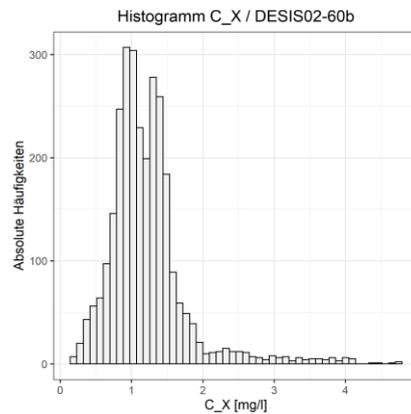
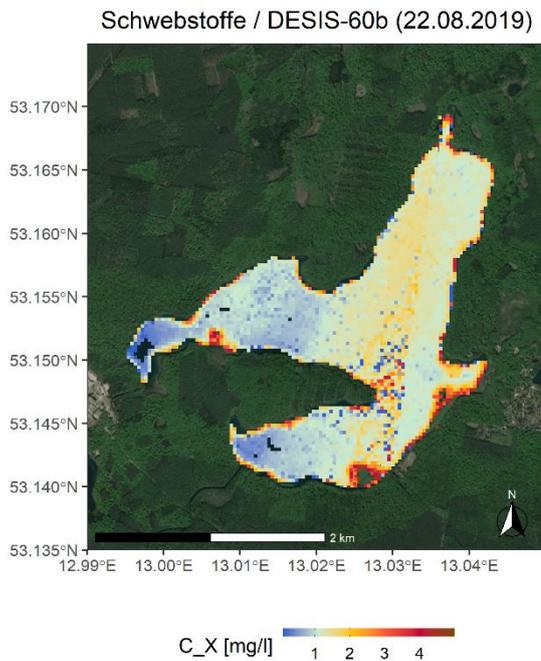


Abbildung 23: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

Die Gelbstoff-Absorptionskoeffizient zeigt für den Stechlinsee relativ niedrige Werte. Der Wertebereich des *DESIS-b235* befindet sich für ca. 92,3 % der abgeleiteten Gelbstoffe zwischen 0 und $0,5 \text{ m}^{-1}$. Für eine Anzahl von Wasserpixeln konnten keine sinnvollen Resultate abgeleitet werden, was durch schwarze Pixel innerhalb des Sees in den *Abbildung 24* und *Abbildung 25* dargestellt wird. Durch die Mittelung der erfolgreich berechneten Gelbstoffe des *DESIS-b235* ergibt sich der Wert $0,19 \text{ m}^{-1}$, wobei hier im Gegensatz zu den Histogrammen (*Abbildung 24*) Ausreißer nach oben enthalten sind.

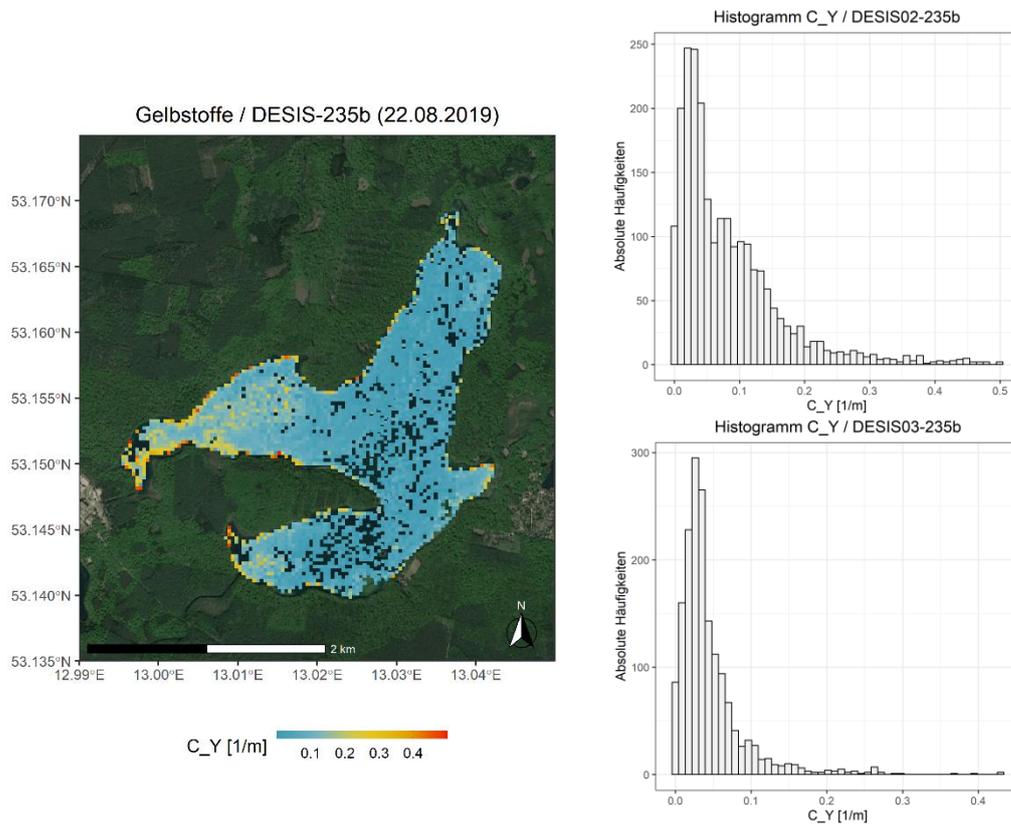


Abbildung 24: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 235 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff -Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

Bei der Betrachtung von *DESIS-b60* (*Abbildung 25*) wurden eindeutig weniger Gelbstoffe berechnet als durch *DESIS-b235* (*Abbildung 24*). Besonders für die Kachel *DESIS02-b60* sind wenig Pixel erfolgreich abgeleitet worden, hier sind nur etwa 58 % der Gelbstoffwerte im Stechlinsee zu zeigen. Die ungültigen Werte sind erkennbar, wenn durch die Hintergrundkarte die maskierte Wasseroberfläche des Stechlinsees sichtbar wird.

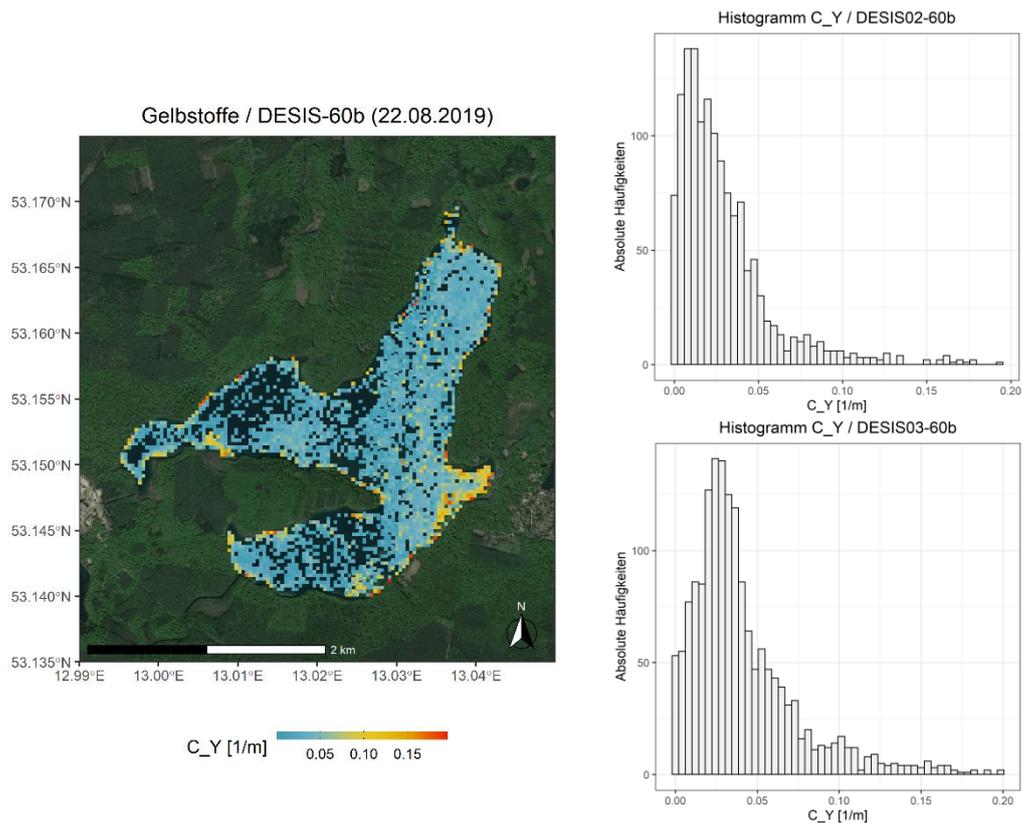


Abbildung 25: links: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch DESIS in 60 Kanälen der Szenen 02 (linke Seite) und 03 (rechte Seite); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff -Werte der DESIS Kacheln 02 (oben) und 03 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

4.2.2 Ergebnisse von HySpex

Am Tag der Messkampagne wurden per Flugzeug Aufnahmen des Stechlinsees mit dem *HySpex*-Sensor zeitgleich zu den In-situ-Messungen, den *Sentinel-2*- und *DESI*S-Überflügen durchgeführt. Insgesamt stehen sieben atmosphärenkorrigierte Flugstreifen - fünf davon in einer geometrischen Auflösung von 2 m (*T11/ T12/T13/ T14/ T15*) und zwei Streifen mit der geometrischen Auflösung von 50 cm für einen Teilbereich des Sees (*T18/T19*) - zur Verfügung. Der ganze See wird in den ersten fünf Streifen abgebildet. Allerdings beeinflussen Wolken und Dunst einige Flugstreifen (*T12/ T14/ T15*), so dass für weitere Berechnungen nur die Überflüge *HySpex-T11* und *T13* verwendet wurden. In den genannten Aufnahmen wurden alle Messpunkte überflogen und der Himmel war klar. Jedoch sind in beiden Szenen Wolkenschatten über dem See vorhanden. Damit der Einfluss der höheren geometrischen Auflösung von 50 cm untersucht wird, sind auch für *HySpex-T19* die Wasserinhaltsstoffe in einem kleinflächigen Abschnitt abgeleitet worden.

Die Maskierung der Wasserpixel in WASI erfolgte durch die Festlegung eines bestimmten Schwellwertes in einem Kanal des nahen Infrarots. Durch Betrachtung einzelner Wasserpixel ist wie bei den anderen Sensoren eine erhöhte Rückstrahlung ab 700 nm ersichtlich. Das Signal der vorderen Kanäle bis 420 nm ist für ein Wasserspektrum zudem zu niedrig. Der Wellenlängenbereich wurde deshalb für die Berechnung der Wasserinhaltsstoffe in allen *HySpex*-Szenen auf 420 nm bis 700 nm begrenzt. Weitere Eingangsparameter, wie in 3.4 *Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe mit WASI* beschrieben, konnten aus den Metadaten der Atmosphärenkorrektur entnommen werden.

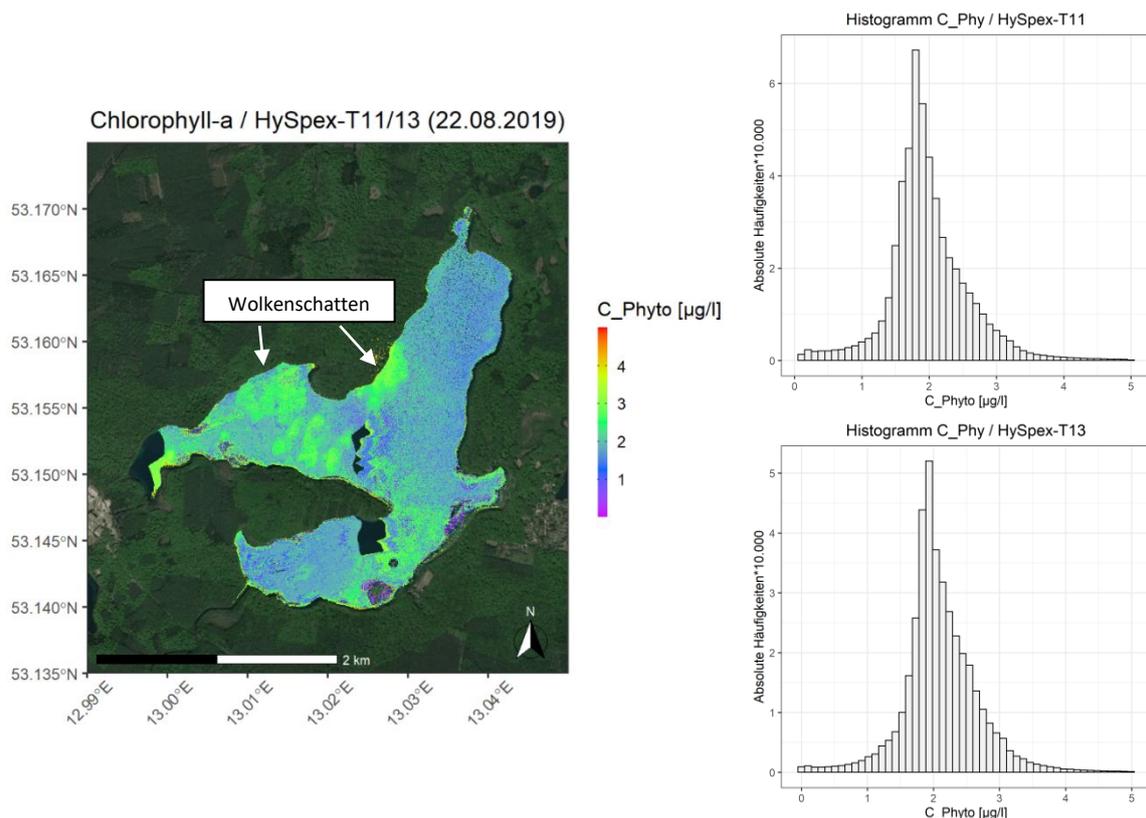


Abbildung 26: links: Karte der Chlorophyll-a Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich)); rechts: Absolute Häufigkeiten der Chlorophyll-a Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

In den Abbildungen der Wasserinhaltsstoffe sind die Überflüge *HySpex-T11* und *T13* zusammen dargestellt. Für jede Kachel ist neben der Karte ein Histogramm der Parameter veranschaulicht. *HySpex-T11* und *T13* umfassen nicht den ganzen Bereich des Stechlinsees. Dadurch schimmert in den Abbildungen von *HySpex* (2 m x 2 m) der dunkelblaue See der Hintergrundkarte zwischen den Kacheln in der Mitte und in der nordwestlichen Bucht durch.

In den *HySpex*-Aufnahmen des Stechlinsees befinden sich die häufigsten Werte der Chlorophyll-Konzentration zwischen 1 und 4 $\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ (Abbildung 26). Der Mittelwert der für beide Kacheln berechneten Konzentrationen beträgt 2,67 $\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$. Bei der Suche nach Mustern ist zunächst ersichtlich, dass flache Küstenbereiche, besonders in südöstlichen Bereichen, niedrigere Werte aufweisen. Die Wolkenschatten im oberen Mittel des Sees scheinen einen Einfluss auf die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe zu haben, da genau in den Bereichen erhöhte Chlorophyll-Konzentrationen berechnet wurden. Nur im Bereich der nordwestlichen Bucht und in der Umgebung des schwimmenden Forschungslabors sind erhöhte Werte ohne Einfluss von Schatten sichtbar.

Die Schwebstoffkonzentrationen weisen für den größten Bereich des Sees eine homogene Fläche mit einem Mittelwert von 2,67 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$ auf (Abbildung 27). Die Muster der Wolkenschatten sind durch niedrigere Werte in der Karte, sowie im Häufigkeitsdichtediagramm des *HySpex-T13* als zweites Maximum bei ungefähr 1,4 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$ zu erkennen. Erhöhte Konzentrationen, in wärmeren Farben dargestellt, sind wieder bei hellen, flachen Seebereichen zu finden.

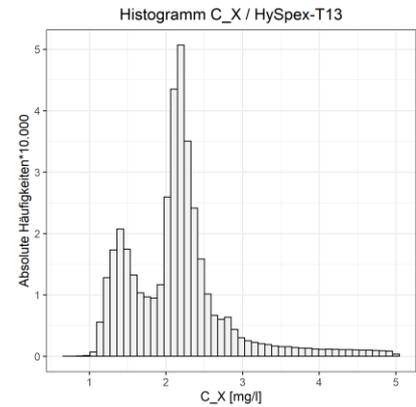
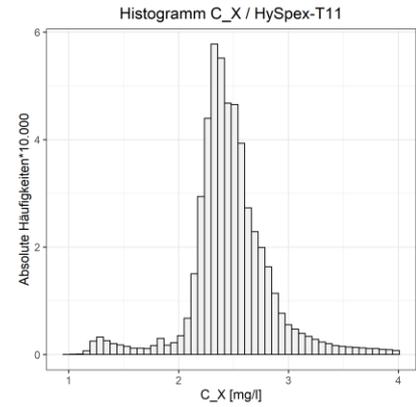
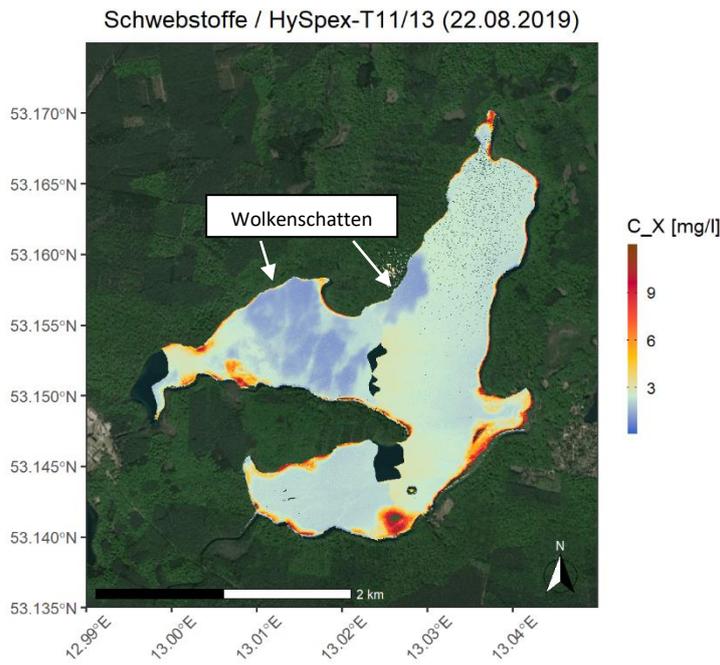


Abbildung 27: links: Karte der Schwebstoff-Konzentrationen im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich; rechts: Absolute Häufigkeiten der Schwebstoff-Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

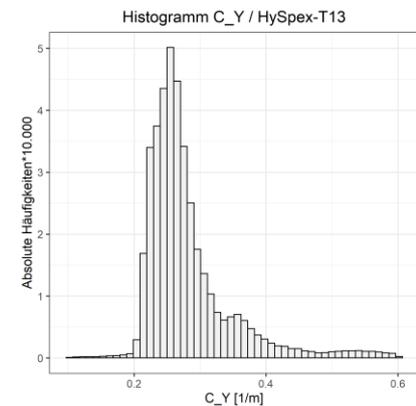
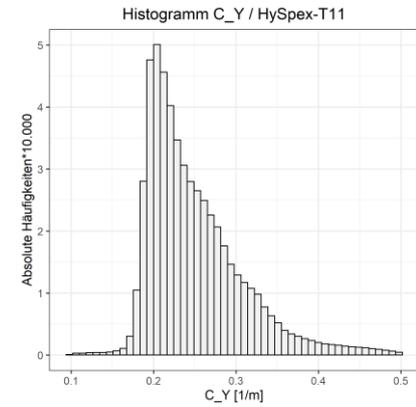
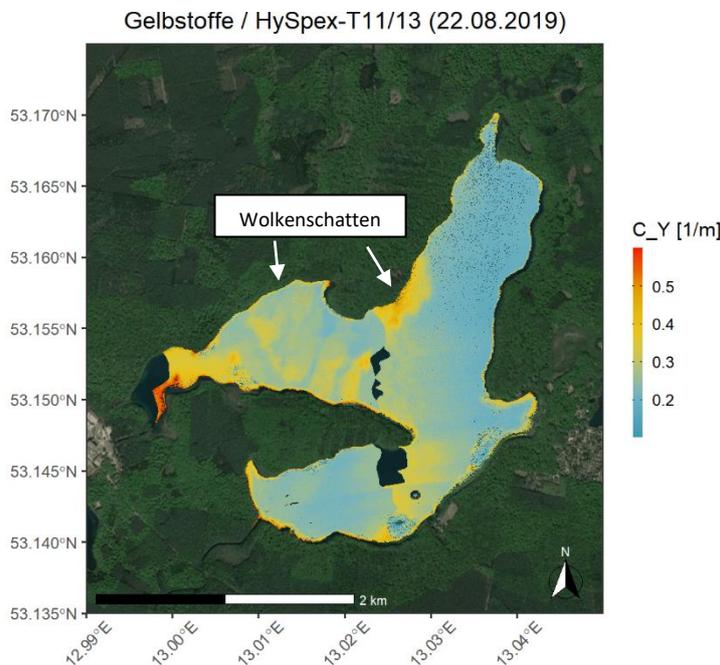


Abbildung 28: Karte des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex der Kacheln T13 (westlicher Seebereich) und T11 (östlicher Seebereich); rechts: Absolute Häufigkeiten der Gelbstoff-Werte von HySpex-T11 (oben) und T13 (unten) / Quelle: eigene Darstellung

Die Menge der erfolgreichen Ableitungen des Gelbstoff-Absorptionskoeffizienten ist mit etwa 97,8 % der von *HySpex-T11* und *T13* abgedeckten Seeoberfläche deutlich höher als bei den anderen Sensoren (*Abbildung 28*). Die meisten Werte des Koeffizienten befinden sich im Bereich zwischen 0,2 und 0,6 m^{-1} , wobei das Mittel 0,27 m^{-1} beträgt. Wie schon bei den Schwebstoff-Konzentrationen zu erkennen war, sind auffällig höhere Werte nur in der nordwestlichen Gewässerbucht und nahe des Forschungslabors zu vermerken.

Gleichermaßen wurde die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe an der Szene *HySpex-T19* (*Abbildung 29*) durchgeführt. Aufgrund der hohen Rechenzeit bedingt durch die höhere geometrische Auflösung von 50 cm x 50 cm und die damit große Anzahl an Pixeln ist ein kleinerer Ausschnitt für diese Szene gewählt worden. Innerhalb dieses Bereiches befindet sich die Laborinsel des *IGB* und der Messpunkt *P5*. Durch die Hintergrundkarte sind hellere, flache Stellen im See, welche größtenteils in der Ableitung ausgeschlossen werden, gut zu erkennen. In der Abbildung der Schwebstoffe ist zudem erkennbar, dass höhere Konzentrationen für diese Bereiche berechnet werden. Die höhere Auflösung lässt im Vergleich zu den anderen Sensoren bessere Strukturen erkennen.

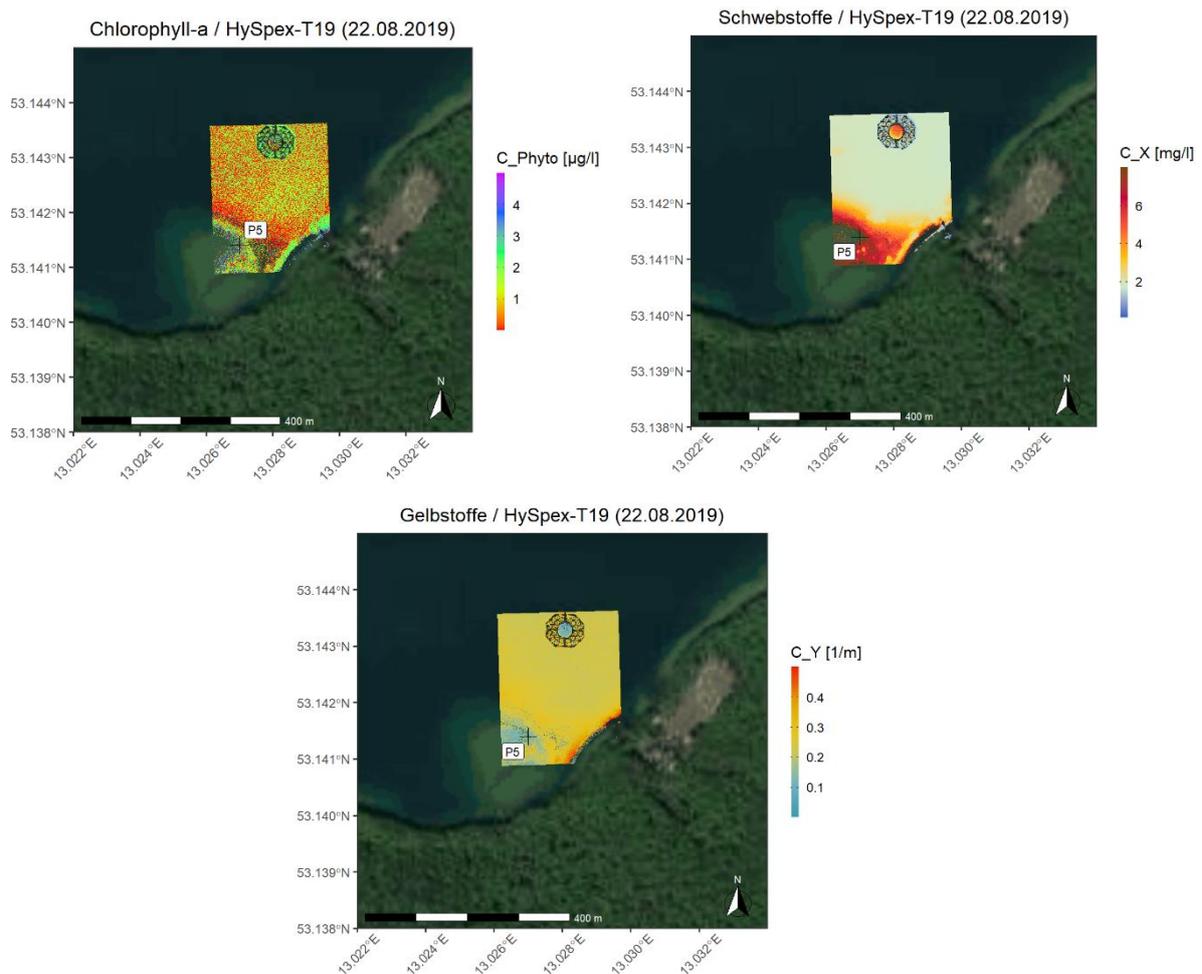


Abbildung 29: Karten der Wasserinhaltsstoffe im Stechlinsee am 22.08.2019 durch HySpex-T19 (50 cm) mit Messpunkt P5 nahe des Forschungslabors, oben links: Chlorophyll-a Konzentration (C_{Phyto}), oben rechts: Schwebstoffkonzentration (C_X), unten Mitte: Gelbstoff-Absorptionskoeffizient (C_Y) / Quelle: eigene Darstellung

4.4 Vergleich der abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe

Die Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll-a (C_{Phy}), Schwebstoffe (C_X) und Gelbstoffe (C_Y) sind für alle Sensoren bestimmt worden. Für den Vergleich der unterschiedlichen Datensätze wurden statistische Maße wie Mittelwert, Median und Standardabweichung für die Gesamtanzahl der bestimmbar Pixel (Konzentrationswerte > 0) berechnet (8. Anhang). Außerdem wurden die erhaltenen Konzentrationen an den sechs Standorten der Radiometermessungen extrahiert und gegenübergestellt. Da HySpex (11/13) und auch DESIS (02/03) aus jeweils zwei Szenen für den Stechlinsee bestehen, wurden daraus die durchschnittlichen Konzentrationen gebildet.

In der folgenden Tabelle sind die durchschnittlichen Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen von allen berechneten Pixeln der jeweiligen Sensorszene dargestellt.

	Sentinel- 2	Landsat 8	HySpex 11/13	HySpex- 19	DESI- b60 (02/03)	DESI- b235 (02/03)	mA	VAR	STD
$\overline{C_{Phy}}$ [$\mu\text{g/l}$]	1,72	1,7	2,09	1,56	2,03	2,11	0,21	0,06	0,24
$\overline{C_X}$ [mg/l]	2,24	3,07	2,67	3,22	1,45	1,63	0,61	0,54	0,74
$\overline{C_Y}$ [m^{-1}]	0,15	0,08	0,27	0,26	0,06	0,19	0,07	0,01	0,09

Tabelle 7: Durchschnittliche Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen ($\overline{C_{Phy}}$, $\overline{C_X}$, $\overline{C_Y}$) im Stechlinsee am 22.08.2019 (L8: 27.08.19) aus den Sensordaten Sentinel-2/MSI, Landsat 8/OLI, HySpex11/13, HySpex19, DESIS-b60 (02/03), DESIS-b235 (02/03) und statistische Maße zueinander: mittlere Abweichung (mA), Varianz (VAR), Standardabweichung (STD) / Quelle: eigene Darstellung

Insgesamt befinden sich die mittleren Konzentrationen des Chlorophyll-a in einem Wertebereich zwischen 1,7 und 2,11 $\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ bei einer mittleren Abweichung (mA) von 0,21 $\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ zwischen den Sensorergebnissen. Bei den Schwebstoffen sind die Schwankungen unter den Sensoren etwas höher. Hier ergeben die durchschnittlichen Konzentrationen eine mittlere Abweichung von 0,61 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$. Die Ergebnisse der gemittelten Gelbstoffe sind mit einem Maximalwert von 0,27 m^{-1} aus allen Daten auf einem niedrigen Niveau. Daher verhalten sich die Streuungsmaße ebenfalls in geringen Bereichen, wie der mA mit 0,08 m^{-1} verdeutlicht.

Für die sechs Messpunkte wurden die Konzentrationen der bekannten Wasserinhaltsstoffe entnommen. Für einige Sensoren konnte nicht direkt an der Messstelle der Inhaltsstoff berechnet werden. Deshalb wurde zusätzlich aus den 3x3-umgebenden Pixeln der Sensoren die durchschnittliche Konzentration ermittelt, wenn der Wert größer als 0 beträgt.

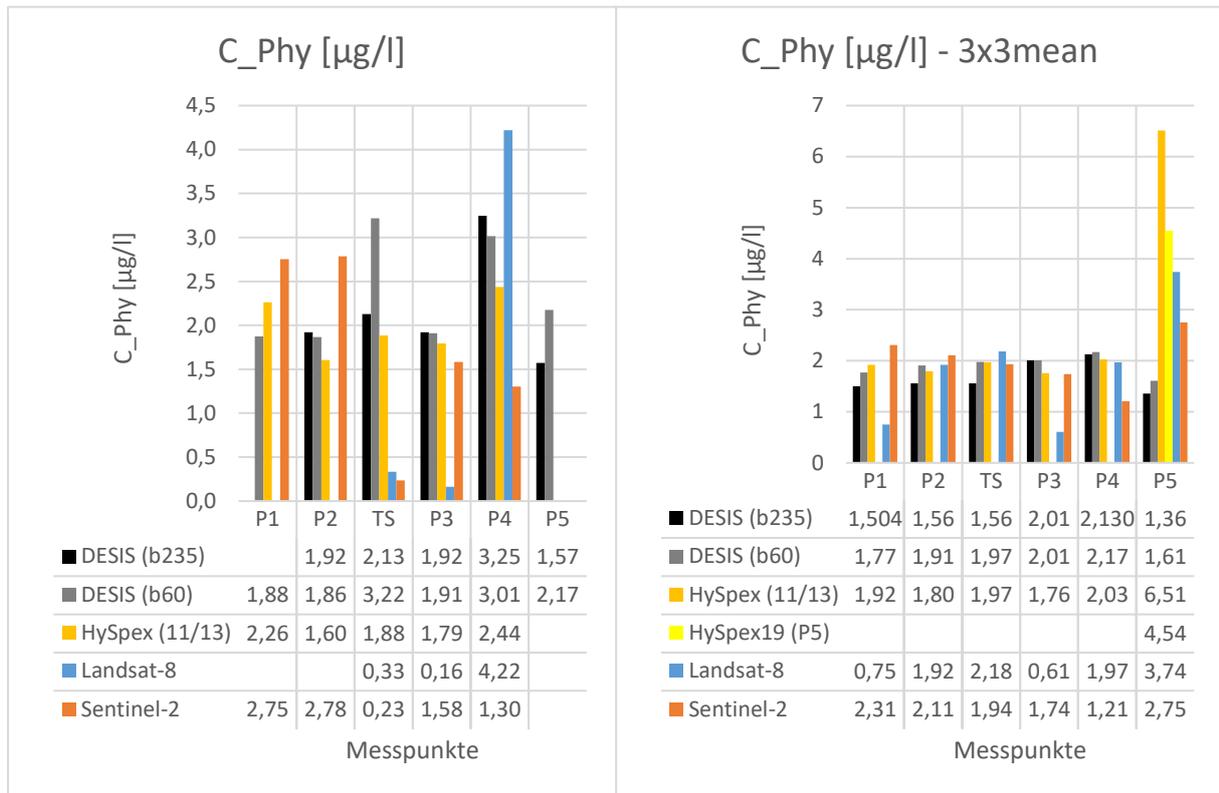


Abbildung 30: Chlorophyll-a-Konzentrationen (C_{Phy}) von DESIS (235/60), HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 an sechs In-situ-Messpunkten; links: Wert am Messpunkt, rechts: in gemittelter 3x3-Umgebung der Messpunkte / Quelle: eigene Darstellung

In **Abbildung 30** sind die erhaltenen Konzentrationen von Chlorophyll-a an den sechs Messpunkten (links) sowie deren gemittelten Umgebungswerte (rechts) zu sehen. Im Bilddatensatz der Szene HySpex19 (50x50cm) ist nur der Messpunkt P5 vorhanden. Das sich genau an dieser Stelle befindliche Pixel wurde bei den meisten Sensoren nicht berechnet. Deshalb wurden zusätzlich die 3x3-Umgebungspixel der Pixel an den Messpunkten einbezogen und bestimmen die mittlere Konzentration an den Messorten. Für Landsat 8, Sentinel-2 und DESIS konnten an einigen Stellen keine Werte berechnet werden. Die durchschnittliche mittlere Abweichung ($\overline{m\Delta}$) zwischen den Sensoren an diesen Messpunkten beträgt $0,55 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ ($0,73 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ in 3x3-Umgebung; ohne P5: $0,55 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$). Zu erkennen sind jedoch auch erhebliche Schwankungen in den Einzelergebnissen. So hat Landsat 8 größere Ausreißer in höhere als auch niedrigere Konzentrationen. Im Gegensatz dazu zeigen HySpex, DESIS und Sentinel-2 homogenere Chlorophyll-Werte an diesen Messpunkten. Der Punkt P5 befindet sich im Flachwasserbereich, in dem der Boden reflektiert wird. Dieser Punkt konnte von den meisten Sensoren nicht direkt berechnet werden und auch deren Umgebungspixel ergeben stark abweichende Ergebnisse zwischen den Sensoren.

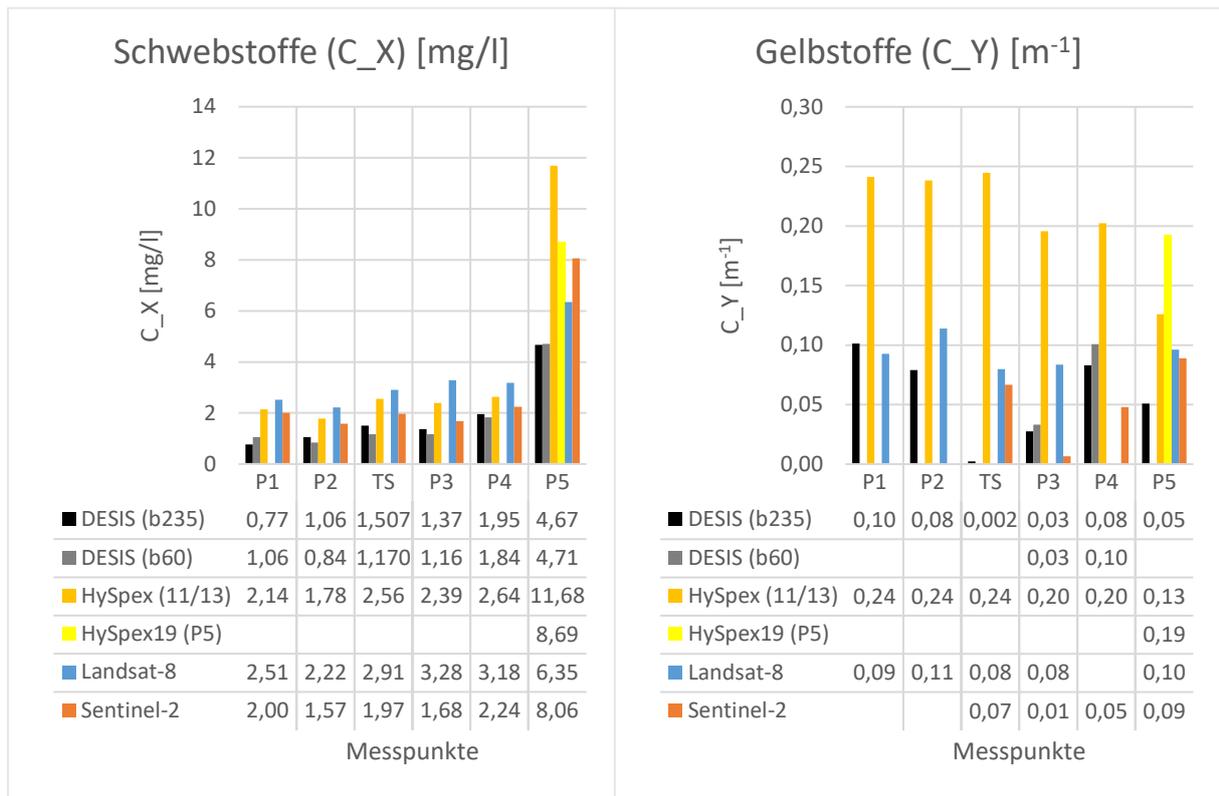


Abbildung 31: Schwebstoff-Konzentrationen (C_X) und Gelbstoff-Absorptionskoeffizient (C_Y) von DESIS (235/60), HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2; links: Schwebstoffe (C_X), rechts: Gelbstoffe (C_Y) / Quelle: eigene Darstellung

Die Schwebstoff-Konzentrationen konnten für alle Sensoren an den Messstellen berechnet werden (Abbildung 31; links). Die durchschnittliche mittlere Abweichung ($\overline{m\bar{A}}$) von diesen Punkten liegt bei $0,81 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$. Unter den Sensoren gibt es keine größeren Ausreißer. Im Vergleich zu anderen Sensoren weisen die DESIS-Konzentrationen deutlich niedrigere Werte auf. Im Messpunkt P5 sind die Unterschiede zwischen den Sensoren am höchsten. Die Konzentrationen lassen vermuten, dass hier die Menge an Schwebstoffen etwas höher ist als in den anderen Bereichen.

Eine allgemeine Aussage über die Ergebnisse der Gelbstoffe lässt sich schwer treffen (Abbildung 31; rechts). Generell befinden sich die Werte in einem niedrigeren Bereich und für einige Sensoren ließen sich keine Koeffizienten ermitteln. An diesen Messpunkten scheinen Gelbstoffe wenig bis gar nicht vorhanden zu sein, was für die gute Wasserqualität des Stechlinsees sprechen würde.

4.5 Validierungsergebnisse

Als Validierungsdaten stehen drei Chlorophyll-a (Chl-a) Messungen und sechs Radiometermessungen über der Wasseroberfläche zur Verfügung. Nur für die Messpunkte P1, P3 und P4 sind Daten aus beiden Messverfahren vorhanden. Zunächst werden die Chl-a Daten mit den Ergebnissen der Sensoren verglichen. Anschließend werden die Irradianz-Reflektanzen des RAMSES-Sensors mit denen der einzelnen Sensoren an den sechs Messstandorten gegenübergestellt.

4.5.1 Chlorophyll-a Messungen

In *Abbildung 32* sind die modellierten Chl-a Konzentrationen aus den jeweiligen Sensoren und die nach Schöpfung bestimmten Chl-a Konzentrationen aus den In-situ-Wasserproben (*Water Sample*) dargestellt. An den Messkoordinaten von P1 bzw. P3 konnten für die Sensoren von DESIS-b235 und Landsat 8 sehr geringe bis keine Konzentrationen bestimmt werden. Deshalb wurden zusätzlich die direkten Nachbarpixel in der 3x3-Umgebung einbezogen und gemittelt, wenn sie einem Wert größer 0 und weniger als 10 entsprechen.

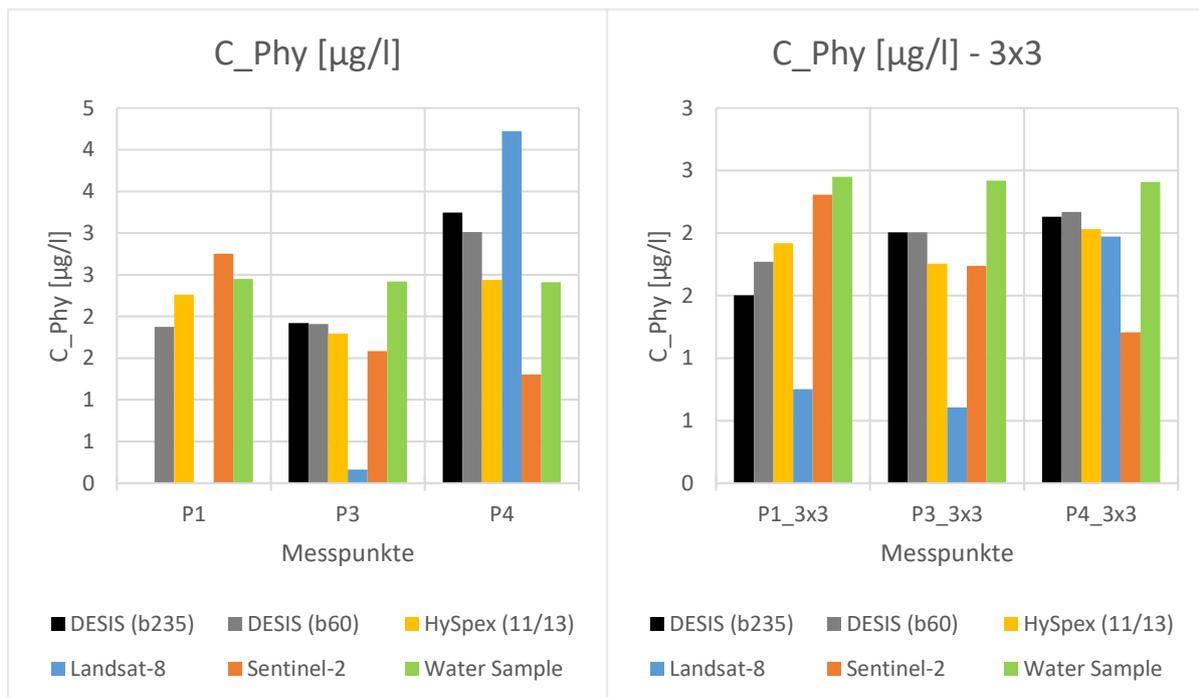


Abbildung 32: Vergleich der modellierten Chlorophyll-a Konzentrationen (C_{Phy}) mit der In-situ-Wasserprobe (grün) aus dem Stechlinsee am 22.08.2019, links: C_{Phy} der einzelnen Sensoren an den Messpunkten, rechts: gemittelte 3x3- C_{Phy} an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Alle drei per Wasserprobe ermittelten Chl-a Konzentrationen befinden sich bei ungefähr $2,4 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ (siehe *Tabelle 8*). Durch Auslassen der stark unterschiedlichen Resultate von Landsat 8 ergibt sich immer noch eine durchschnittliche mittlere Abweichung ($\overline{m\Delta}$) von $0,5 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ von allen Sensoren an den jeweiligen Messorten ($\overline{m\Delta}$ in 3x3 aller Sensoren: $0,32 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$). Die Abweichungen der aus den Sensoren modellierten Chl-a Konzentrationen an den Messpunkten sind somit viel höher als die der Wasserproben.

Die folgenden Tabellen (*Tabelle 8*, *Tabelle 9*) vergleichen die aus den Sensordaten modellierten Chl-a Konzentrationen mit den per Boot gemessenen Chl-a Konzentrationen an drei Messpunkten. Dazu wurden der relative (rF) und absolute Fehler (Differenz Δ) sowie deren Durchschnitte für die Pixel am Messpunkt berechnet.

Bei der Betrachtung des relativen Fehlers ist insgesamt festzustellen, dass HySpex mit einer durchschnittlichen Abweichung \overline{rF} von ca. 11,5 % die besten Ergebnisse unter allen Sensoren an den drei Messstandorten erzielt. Die geringste Abweichung zu den Wasserproben zeigt sich durch HySpex an P4 mit 1,16 %.

Die mittleren \overline{rF} von DESIS und Sentinel-2 befinden sich zwischen 20 bis 30 %, wobei auch die mittleren Differenzen $\overline{\Delta}$ zu den Probenentnahmen zwischen 0,56 und 0,75 $\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$ liegen. Stark abweichende Konzentrationen an den direkten Messpunkten liefert dagegen Landsat 8 mit einem \overline{rF} von 89,4 %.

Sensor	DESI S (b235)	DESI S (b60)	HySpex (11/13)	Landsat-8	Sentinel-2	Water Sample
P1 [$\mu\text{g/l}$]	-	1,88	2,26	0,004	2,75	2,45
P3 [$\mu\text{g/l}$]	1,92	1,91	1,79	0,16	1,58	2,42
P4 [$\mu\text{g/l}$]	3,25	3,01	2,44	4,22	1,31	2,41
P1_rF [%]	-	23,46	7,69	99,83	12,28	
P3_rF [%]	20,66	21,15	25,92	93,32	34,53	
P4_rF [%]	34,72	25,05	1,16	75,15	45,87	
\overline{rF} [%]	27,69	23,22	11,59	89,43	30,90	
Δ P1 [$\mu\text{g/l}$]	-	0,57	0,19	2,45	0,30	
Δ P3 [$\mu\text{g/l}$]	0,50	0,51	0,63	2,26	0,84	
Δ P4 [$\mu\text{g/l}$]	0,84	0,60	0,03	1,81	1,11	
$\overline{\Delta}$ [$\mu\text{g/l}$]	0,67	0,56	0,28	2,17	0,75	

Tabelle 8: Vergleich der Chlorophyll-a Konzentrationen bestimmt durch die Sensoren DESIS-b235, DESIS-b60, HySpex (11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 mit Wasserproben (Water Sample) an den Messpunkten P1, P3 und P4, Berechnung des relativen Fehlers (rF) und der Differenz Δ sowie deren Mittelungen (\overline{rF} , $\overline{\Delta}$) / Quelle: eigene Darstellung

Zur Minimierung von Unsicherheiten oder fehlerhaft bestimmter Konzentrationen wurde die gleiche Vorgehensweise für die 3x3-Nachbarpixel durchgeführt (Tabelle 9). Eine Verbesserung des relativen Fehlers ist, bis auf HySpex, in allen Sensoren zu identifizieren. Landsat 8 konnte die mittlere Abweichung \overline{rF} zu den In-situ-Messungen zwar verringern, weist mit ca. 54 % immer noch den schwächsten Wert auf. Die anderen Sensordaten zeigen dagegen eine verbesserte Abweichung \overline{rF} und befinden sich zwischen 18 % und 28 %. Die geringsten Abweichungen an einem Messpunkt (rF) demonstrieren die DESIS-Modi bei P4 mit 9,96 % und 11,62 %.

Sensor	DESI S (b235)	DESI S (b60)	HySpex (11/13)	Landsat-8	Sentinel-2	Water Sample
P1_3x3 [$\mu\text{g/l}$]	1,5	1,77	1,92	0,75	2,31	2,45
P3_3x3 [$\mu\text{g/l}$]	2,01	2,01	1,76	0,61	1,74	2,42
P4_3x3 [$\mu\text{g/l}$]	2,13	2,17	2,03	1,97	1,21	2,41
P1_rF [%]	38,63	27,68	21,63	69,34	5,83	
P3_rF [%]	17,08	17,13	27,47	74,94	28,20	
P4_rF [%]	11,62	9,96	15,77	18,20	49,98	
\overline{rF} [%]	22,44	18,26	21,63	54,16	28,00	
Δ P1 [$\mu\text{g/l}$]	0,95	0,68	0,53	1,70	0,14	
Δ P3 [$\mu\text{g/l}$]	0,41	0,41	0,66	1,81	0,68	
Δ P4 [$\mu\text{g/l}$]	0,28	0,24	0,38	0,44	1,20	
$\overline{\Delta}$ [$\mu\text{g/l}$]	0,55	0,44	0,52	1,32	0,68	

Tabelle 9: Vergleich der 3x3-gemittelten Chlorophyll-a Konzentrationen bestimmt durch die Sensoren DESIS-b235, DESIS-b60, HySpex (T11/13), Landsat 8 und Sentinel-2 mit Wasserproben (Water Sample) an den Messpunkten P1, P3 und P4, Berechnung des relativen Fehlers (rF) und der Differenz Δ sowie deren Mittelungen (\overline{rF} , $\overline{\Delta}$) / Quelle: eigene Darstellung

4.5.2 Radiometermessungen

Die kommenden Abbildungen vergleichen die atmosphärenkorrigierten Irradianz-Reflektanzen der eingesetzten FE-Sensoren mit denen des RAMSES-Sensor an sechs Messpunkten auf dem Stechlinsee. RAMSES erfasste die Wellenlängen an der direkten Wasseroberfläche des Sees in einem Bereich zwischen 320 und 950 nm und in einem Spektralabstand von ca. 3,3 nm. In den Abbildungen sind neben der gemessenen Wasserspektren von RAMSES die jeweiligen Spektren der FE-Sensoren an den sechs Messpunkten (P1, P2, TS, P3, P4, P5) dargestellt. In diesem Kapitel wird abschließend das Bestimmtheitsmaß R^2 zwischen den Wellenlängen von etwa 400 nm und 700 nm angewendet.

Die Messungen des Radiometers zeigen typische Wasserspektren an allen Standorten. Die Reflektanzen steigen ab ca. 350 nm an, sie erreichen ihr Maximum bei ca. 550 nm und sinken wieder. Fast keine Rückstrahlung wird ab 750 nm erfasst. Da RAMSES in 191 Kanälen Daten über den Wellenlängen ausgibt, erscheint die Kurve des Spektrums gleichmäßig und glatt (*Abbildung 33*). Dagegen nimmt der Sensor von Landsat 8 im gleichem Wellenlängenbereich nur in 5 Kanälen auf. Grundlegend ist ein Zusammenhang zwischen den Spektren, aufgrund eines ähnlichen Kurvenverlaufs mit ihren Steigung-, Senkungs- und Maxima-Bereichen, zu erkennen.

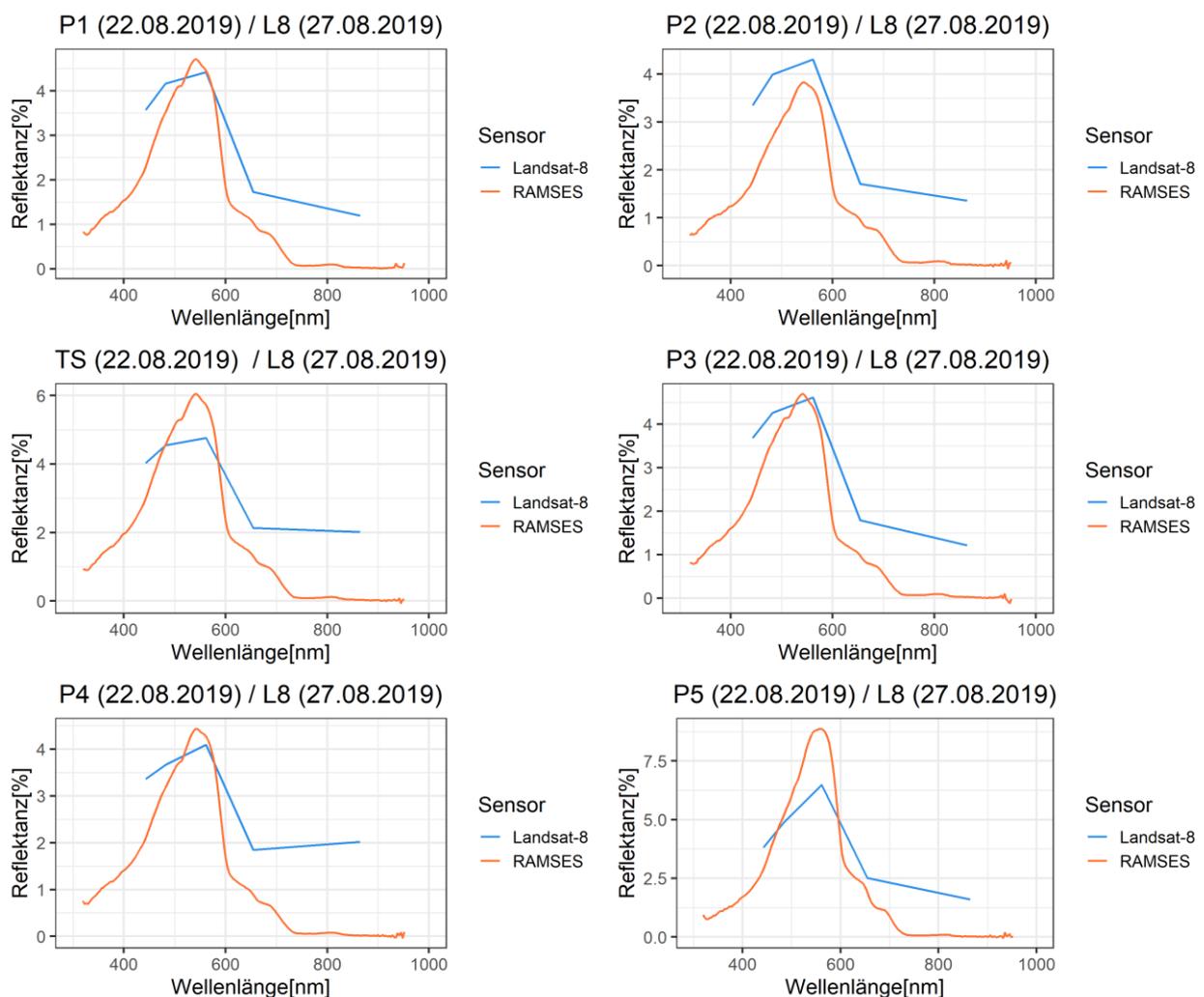


Abbildung 33: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit Landsat 8 (L8) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Gleichwohl ist festzustellen, dass sich die Reflektanzen von Landsat 8 zum RAMSES-Sensor zum Teil um 1 % bis 2 % unterscheiden. Ebenso ist eine erhöhte Rückstrahlung ab 650 nm zu vermerken. Zu beachten ist, dass die Daten des Landsat 8 fünf Tage später als die Messungen von RAMSES aufgenommen wurden.

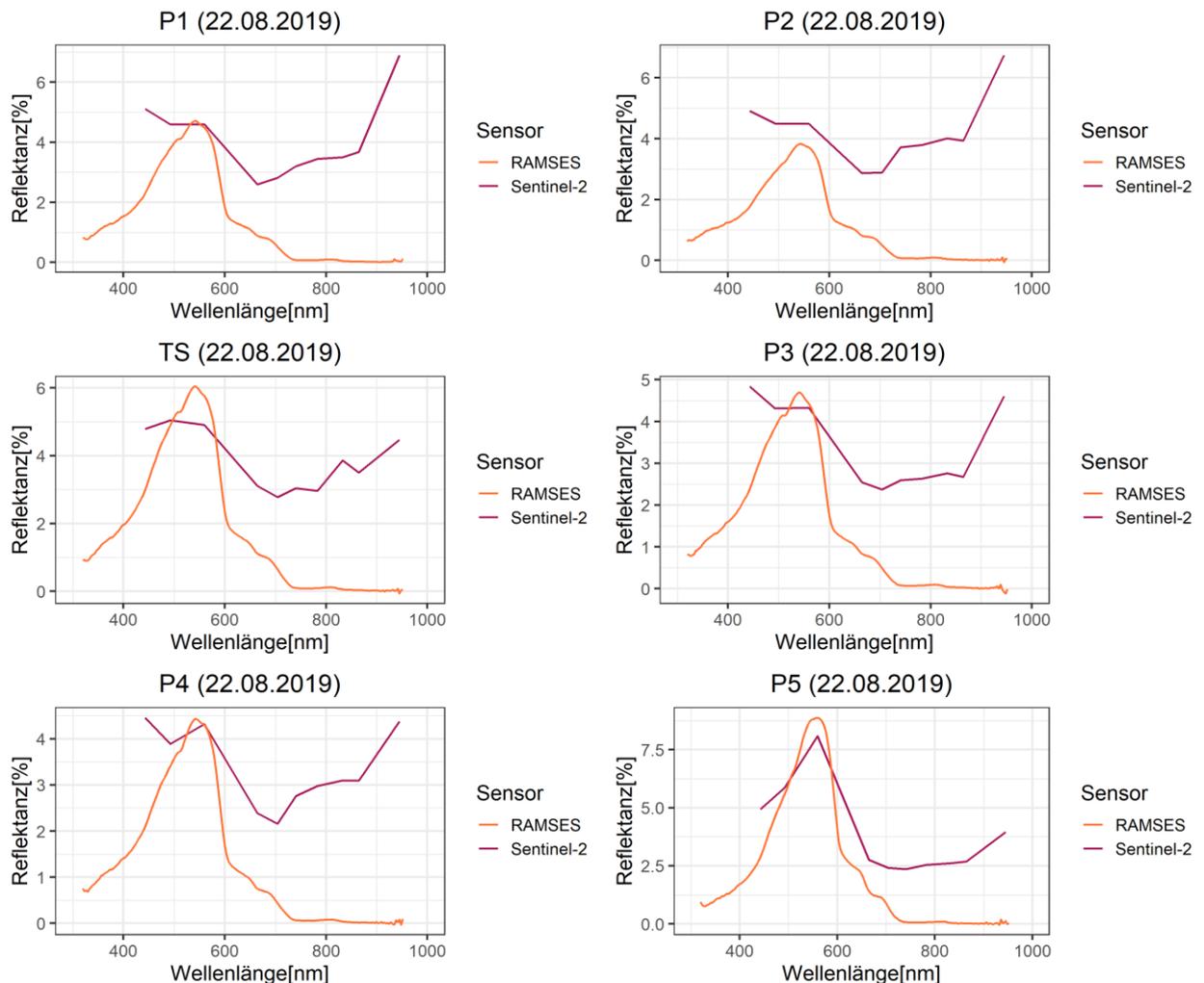


Abbildung 34: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit Sentinel-2 an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Für den Vergleich der Wasserspektren mit dem Sentinel-Sensor MSI wurden 10 Kanäle verwendet, die den Wellenlängenbereich von RAMSES abdecken (Abbildung 34). Bis auf den Messpunkt P5 zeigen die Wasserspektren wenige Zusammenhänge. Die Maxima bei Sentinel-2 sind zwar bei etwa 550 nm wahrzunehmen, dennoch steigen die Reflektanzen an der Wasseroberfläche ab 650 nm wieder an, wenn RAMSES dagegen abfällt. Die Kanäle 1 und 9 (erster und letzter dargestellter Kanal) von Sentinel-2 sind allerdings ausschließlich zur Untersuchung der Atmosphäre gedacht. Die atmosphärische Durchlässigkeit der Sonnenstrahlung ist in diesen Kanälen geringer als in den anderen, da wahrscheinlich Licht an atmosphärischen Teilchen und Molekülen reflektiert wird. Deshalb weisen die Wasserspektren zu Beginn und Ende des Spektrums etwas höhere Reflektanzen auf.

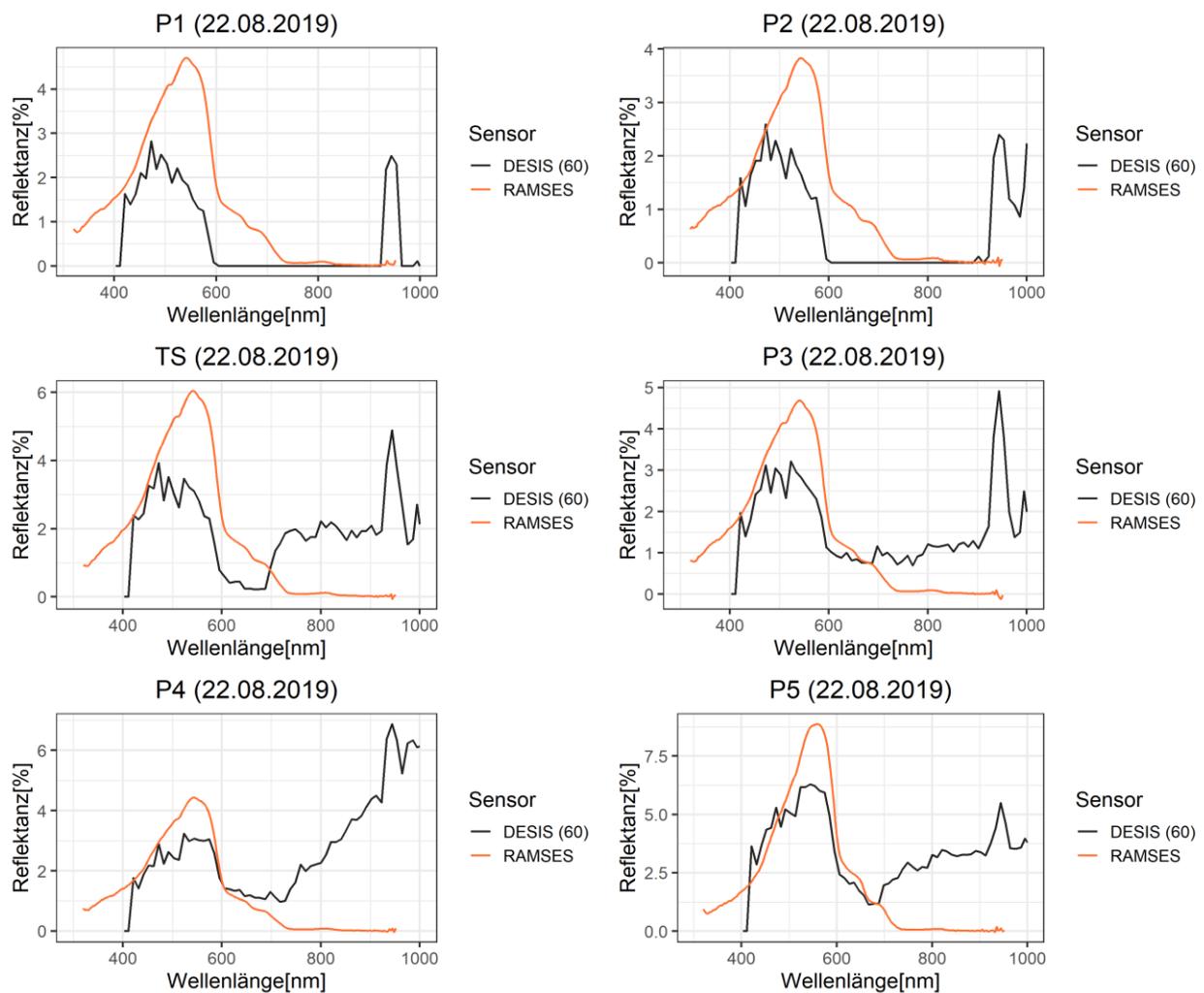


Abbildung 35: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit DESIS(b60) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Die spektrale Auflösung von DESIS in 60 Bändern passt sich dem Spektrum von RAMSES meist nur in den Wellenlängen zwischen 410 nm und 600 nm an (Abbildung 35). In diesem Bereich zeigt sich auch, dass die Reflektanzen des Sensors an allen Messstandorten 1 % bis 2 % unter den Reflektanzen des RAMSES-Sensors liegen. Die sich im Westen des Stechlinsees befindenden Messpunkte P1 und P2 liefern ab 600 nm keine Reflektanzwerte. Die anderen Messpunkte verzeichnen ab einer Wellenlänge von 600 nm eine höhere Rückstrahlung als RAMSES. Die am besten sichtbare Anpassung an das RAMSES-Wasserspektrum liefert DESIS-b60 am Messpunkt P5. In allen Sensorspektren ist bei etwa 950 nm eine höhere Rückstrahlung zu erkennen, was wahrscheinlich auf Probleme mit der Atmosphärenkorrektur zurückzuführen ist.

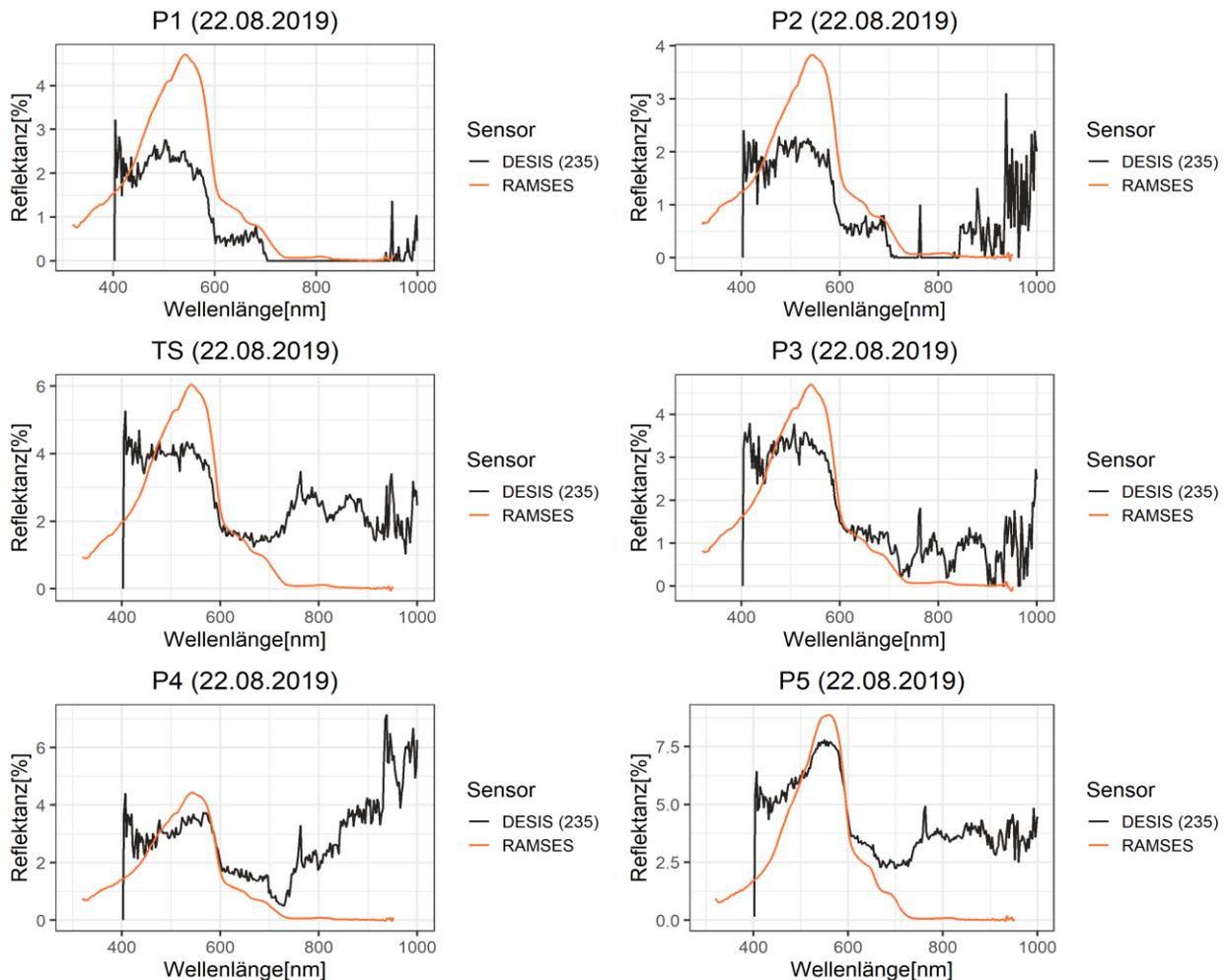


Abbildung 36: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit DESIS(b235) an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Der gleiche DESIS-Sensor in einer spektralen Auflösung von 235 Bändern erfasst die Wellenlängen in einem Abstand von etwa 2,5 nm (Abbildung 36). Dadurch ist ein genauere Kurvenverlauf der Spektren als in den anderen Sensoren zu erkennen. In allen untersuchten Spektren geben die ersten Bänder bei knapp 400 nm keine Ergebnisse aus und haben folgend ab 420 nm etwa 2 % höhere Reflektanzwerte als RAMSES. Erst zwischen 440 nm bis 650 nm ist ein Zusammenhang mit RAMSES sichtbar, wobei die Rückstrahlung immer 1 % bis 2 % niedriger ist. Genauso ist die erhöhte Strahlung ab 650 nm wieder vorhanden. Auch hier verursachen atmosphärische Teilchen in den Wellenlängen von etwa 780 und von 950 nm eine gesteigerte Reflektanz. Ein weiterer Effekt, welcher in den Wasserspektren sichtbar wird, ist das sogenannte *Fringing*. Dieser Effekt entsteht durch die Reflexion des einfallenden Lichts an Vorder- und Rückseite des Sensors und erzeugt ein wellenförmiges Interferenzmuster, welches die Messwerte beeinflusst (Hu, Sun, and Liu 2018). Deutlich sichtbar ist das *Fringing* im stark schwankende Signal des NIR-Bereichs ab 700 nm.

In *Abbildung 37* sind die sechs Messspektren des HySpex-Sensors neben denen von RAMSES dargestellt. Da die Szenen HySpex11 (2x2m) und HySpex19 (50x50cm) in unterschiedlichen geometrischen Auflösungen vorliegen, sind für den Punkt P5 zwei Wasserspektren dargestellt.

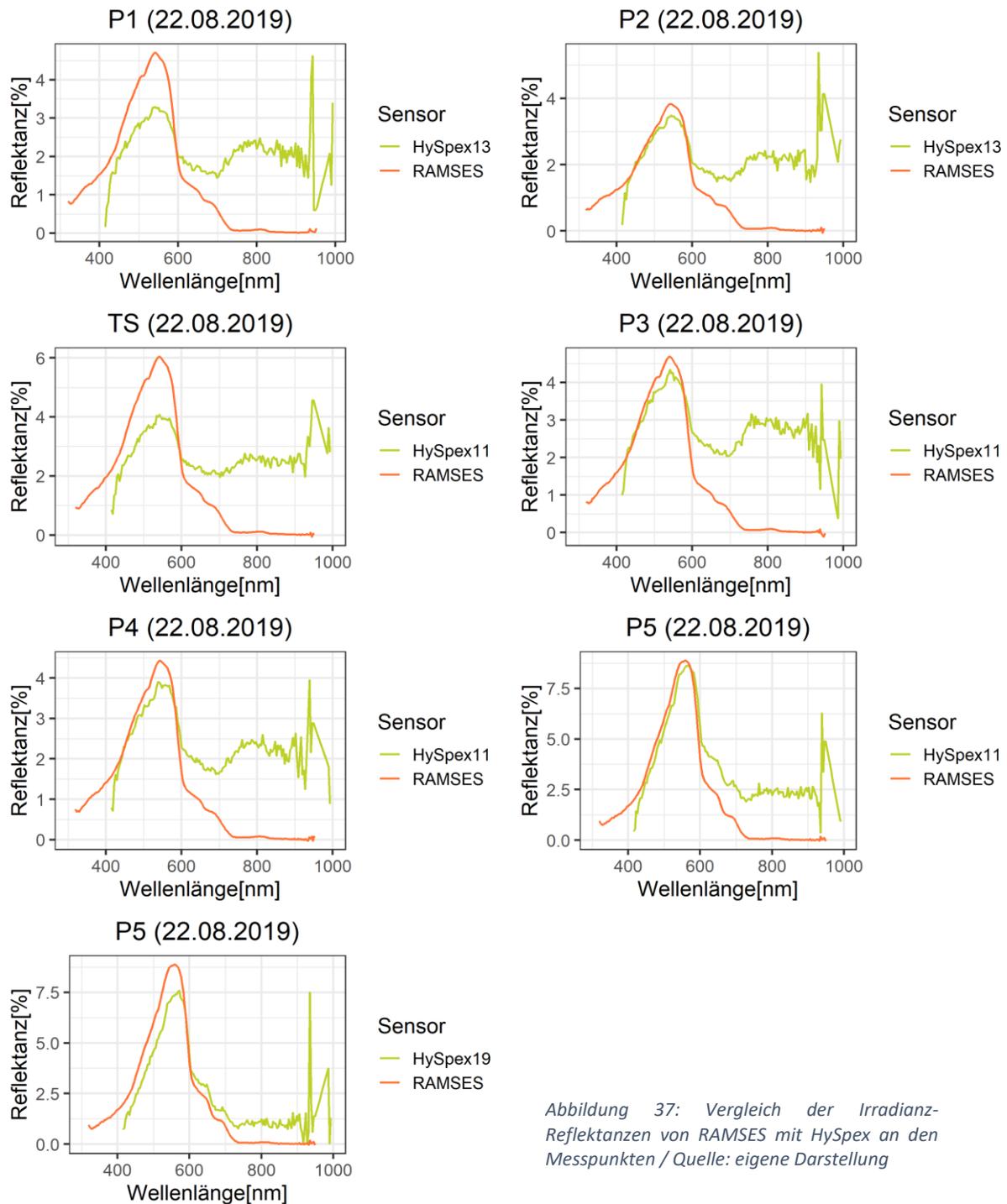


Abbildung 37: Vergleich der Irradianz-Reflektanzen von RAMSES mit HySpex an den Messpunkten / Quelle: eigene Darstellung

Ähnlich wie bei den anderen Sensoren befinden sich die größten Übereinstimmungen des FE-Sensors mit RAMSES in den Wellenlängen zwischen 400 nm und 600 nm. In diesem Bereich weisen die Punkte P2, P3, P4 und P5 sehr ähnliche Kurvenverläufe auf. Der *Fringing*-Effekt im NIR-Bereich und eine erhöhte Rückstrahlung der Atmosphäre ab 700 nm sind auch bei dem HySpex-Sensor zu beobachten. Der Vergleich der Wasserspektren an Punkt P5 zeigt eine bessere Anpassung von HySpex11 an die RAMSES-Messung als HySpex19 im Bereich zwischen 400 und 600 nm. Ab der Wellenlänge von etwa 600 nm befinden sich jedoch die Reflektanzen von HySpex19 in einem niedrigeren Bereich.

Für die Validierung der Wasserspektren aus den FE-Sensordaten mit RAMSES an sechs Messpunkten wurde das Bestimmtheitsmaß R^2 als vergleichende Größe herangezogen. Dazu wurde für einen bestimmten Wellenlängenbereich, meist zwischen 400 nm und 700 nm, RAMSES an die jeweiligen FE-Sensoren spektral angepasst (*spektrales Resampling*). Die Wellenlängenbereiche (λ_{min} bis λ_{max}) wurden nach Interpretation der Messspektren (4.5.2 Radiometermessungen) für jeden Sensor gewählt und galten auch in WASI als Ausgangswertebereich für die Berechnung der Wasserinhaltsstoffe. In folgender *Tabelle 10* ist R^2 für die spezifischen Wellenlängenbereich an den sechs Messpunkten dargestellt.

Sensor	λ_{min} [nm]	λ_{max} [nm]	Kanäle	R_{P1}^2	R_{P2}^2	R_{TS}^2	R_{P3}^2	R_{P4}^2	R_{P5}^2	$\overline{R^2}$
Sentinel-2	400	700	4	0,48	0,4	0,75	0,5	0,55	0,94	0,6
Landsat 8	400	700	4	0,94	0,93	0,93	0,96	0,93	0,98	0,95
DESI-b60 (02/03)	440	680	24	0,63	0,53	0,79	0,86	0,93	0,9	0,77
DESI-b235 (02/03)	440	700	101	0,84	0,82	0,89	0,9	0,94	0,95	0,89
HySpex (11/13)	420	700	77	0,88	0,9	0,83	0,89	0,91	0,86	0,88
HySpex19	420	700	77	-	-	-	-	-	0,92	-

Tabelle 10: R^2 der Irradianz-Reflektanzen durch Radiometermessung mit RAMSES und atmosphärenkorrigierte FE-Sensordaten an den sechs Messpunkte, Anwendung zwischen minimalen λ_{min} und maximalen λ_{max} Wellenlängenbereich in der Anzahl der spektral angepassten Bänder zwischen RAMSES und des jeweiligen Sensores / Quelle: eigene Darstellung

Nach der spektralen Anpassung von RAMSES an die Sensoren zeigt sich, dass die Anzahl der zu vergleichenden Kanäle im jeweiligen Wellenlängenbereich geringer ist. Da für die Auswertung des R^2 eine gewisse Stichprobenanzahl von größer 50 empfohlen wird, sind die Ergebnisse von Sentinel-2, DESIS-b60 und Landsat 8 mit Vorsicht zu betrachten. Insgesamt veranschaulicht die Tabelle jedoch, dass bei allen Sensoren ein mittleres Bestimmtheitsmaß $\overline{R^2}$ von 0,6 oder höher erzielt wurde. Die hyperspektralen Sensoren DESIS-235 und HySpex mit einem Stichprobenumfang von größer 70, erreichen ein $\overline{R^2}$ von 0,89 bzw. 0,88 in den untersuchten Wellenlängenbereichen zwischen etwa 420 nm und 700 nm mit dem RAMSES-Sensor.

5. Diskussion

5.1 Einfluss der Vorprozessierung

Dieser Abschnitt befasst sich mit den möglichen Einflüssen der Vorprozessierung auf die Ergebnisse der Bestimmung der Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen der Sensoren. In der Arbeit wurden die Atmosphärenkorrektur und die Maskierung der Wasseroberfläche vom Stechlinsee per Index-Berechnung untersucht.

5.1.1 Atmosphärenkorrektur

Folgende Punkte können Fehlerquellen bei der Atmosphärenkorrektur über Wasseroberflächen sein und werden im Weiteren erläutert:

1. Anwendung unterschiedlicher Atmosphärenkorrektur-Verfahren
2. Nicht-Berücksichtigung von Oberflächeneffekten über Wasser (Sun-Glint)
3. Nachbarschaftseffekte (Überstrahlungseffekte) durch das Umland des Stechlinsees

1. Drei verschiedene Atmosphärenkorrekturen wurden auf die jeweiligen Bilddaten der Sensoren angewendet: ATCOR (für Landsat-8 und HySpex), PACO (für DESIS) und Sen2Cor (für Sentinel-2). Die Verfahren sind allerdings verwandt, da PACO und Sen2Cor auf Basis von ATCOR entwickelt wurden. Beide Erweiterungen sind jedoch voneinander unabhängige Implementierungen. Viele Aktualisierungen in ATCOR wurden auch in Sen2Cor übernommen. PACO wurde als Python-Weiterentwicklung von ATCOR realisiert und nutzt die gleichen Algorithmen (De Los Reyes et al. 2020). Die beiden zur Verfügung stehenden spektralen Auflösungen von DESIS (DESI-b60: 2,5 nm; DESI-b235: 10,2 nm) wurden zudem von zwei unterschiedlichen PACO-Versionen atmosphärenkorrigiert.

Größere Unterschiede bestehen im Strahlungstransportmodell bei der Generierung der Look-Up-Tabellen (LUT): ATCOR und PACO basieren auf MODTRAN (*Moderate Resolution Atmospheric Transmission*) und Sen2Cor auf LibRadTran (*Library for Radiative Transfer*). Beide Programme simulieren die Ausbreitung der elektromagnetischen Strahlung in der Atmosphäre mit unterschiedlichen Strahlungstransportfunktionen und erzeugen so die LUTs. Ein anderer wichtiger Unterschied sind die verwendeten Aerosolmodelle. Diese Modelle beschreiben Absorptions- und Streueigenschaften der Luft- und Aerosolpartikel in der Atmosphäre sowie Wellenlängenabhängigkeiten dieser optischen Eigenschaften und sind in ATCOR und Sen2Cor implementiert. Wie in der Arbeit beschrieben, wird das *rural-Aerosolmodell* für ländliche Gebiete eingesetzt. Als Alternativen stehen in Sen2Cor das *maritime* und in ATCOR das *maritime*, das *urbane* und das *Wüstenaerosolmodell* zur Verfügung.

2. Ein weiterer wichtiger Aspekt bei den genutzten Atmosphärenkorrekturen besteht darin, dass Oberflächeneffekte über einer Wasserfläche nicht speziell für Wasser angepasst werden. Die Wasseroberfläche wirkt dabei wie ein Spiegel, der die Strahlung von der Sonne zum beobachtenden Sensor reflektiert. Dieser Effekt wird auch als **Sun-Glint** (Sonnenglanz) bezeichnet und ist gleichbedeutend mit der reflektierten Radianz, die von der Bestrahlungsstärke (Irradianz) der Sonne stammt. Ebenso wirkt auch die reflektierte Strahlung, die vom Himmel ausgeht und als **Sky-Glint** (Himmelsglanz) bezeichnet wird. Die Berücksichtigung der Effekte ist notwendig, da die Größenordnung dieser Strahlung ähnlich oder höherer Strahlungsintensität als die vom Wasser kommende Strahlung ist.

Diese Effekte werden minimiert durch eine Beobachtungsausrichtung des Sensors, die von der Sonne weggerichtet ist, um diese Spiegeleffekte zu vermeiden. Um diese Fehlereinflüsse für weitere Anwendungsschritte zu reduzieren, beinhaltet das Programm WASI ein Modell, welches die Strahlungsintensität und Wellenlängen-Abhängigkeiten des Sun-Glint und Sky-Glint beschreibt (Gege and Grötsch 2016). Neben den ausgewählten Wasserinhaltsstoffen wurde dafür in WASI ein weiterer Parameter (g_{dd}) angepasst, welcher den Anteil des Sun-Glints und Sky-Glints durch die direkte Sonneneinstrahlung schätzt. Dieser erhaltene Anteil wird anschließend von der Bottom-of-Atmosphäre (BOA)-Reflektanz, dem Produkt der Atmosphärenkorrekturen, subtrahiert.

3. Der Nachbarschaftseffekt tritt auf, wenn Licht von umliegenden Objekten eines Untersuchungsgebietes durch die atmosphärische Streuung in den Zielsensorpfad reflektiert wird und den Sensor erreicht. Dieser Effekt wird in Fällen wirksam, in denen dunkle Bildpixel von helleren umgeben sind - wie Binnengewässer umgeben von Landflächen. Oft deuten ungewöhnlich hohe Reflexionswerte von Binnengewässern im NIR-Bereich auf Nachbarschaftseffekte hin (Moses et al. 2017). Zur Veranschaulichung des Effekts zeigt *Abbildung 38* den Vergleich des Wasserpixel-Spektrums am Messpunkt P2 mit dem nächstliegenden Waldpixel-Spektrum aus dem Umland Stechlinsee für die atmosphärenkorrigierten Sensoren von Landsat-8 und Sentinel-2. Dabei ist erkennbar, dass die Reflexion des Waldes ab einer Wellenlänge von ca. 680 nm stark zunimmt. Dagegen sollte bei gleicher Wellenlänge das Wasserspektrum stetig abnehmen. Bei Landsat 8 bleiben die Werte weiterhin zu hoch, bei Sentinel-2 steigen die Werte sogar an. Ähnliche Beispiele für die Wasserspektren mit Nachbarschaftseffekten der Sensoren DESIS und HySpex sind im 4.5.2 *Radiometermessungen* zu finden.

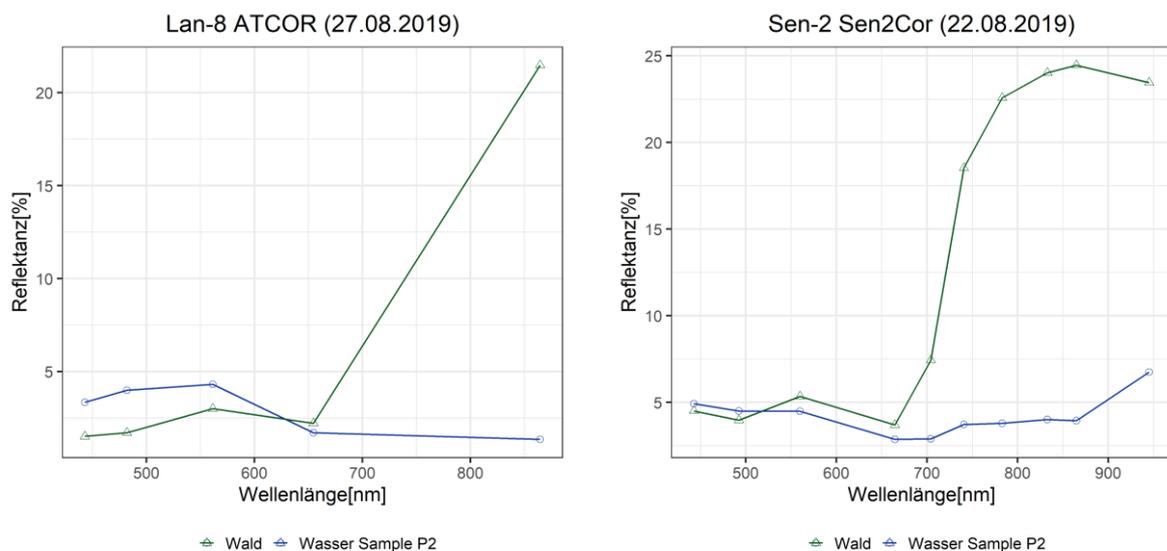


Abbildung 38: Veranschaulichung des Nachbarschaftseffekts durch die Irradianz-Reflektanzen von Wasserpixel P2 und nächstliegendem Waldpixel an denen atmosphärenkorrigierten Sensoren von Landsat 8 (ATCOR) und Sentinel-2 (Sen2Cor) / Quelle: eigene Darstellung

Durch die Anwendung von Gewichtungsfunktionen kann prinzipiell der Einfluss der Nachbarschaftseffekte verringert werden. Dafür können Referenzwasserpixel genutzt werden, welche weit genug entfernt von ländlichen Flächen und somit frei von Nachbarschaftseffekten sind. Mit ATCOR können Nachbarschaftseffekte mit nicht-Standard-Prozessierungsparametern korrigiert werden.

ATCOR berechnet die durchschnittliche BOA-Reflektanz von jedem Pixel zu einem nächsten in größerer Entfernung (Standard = 1km) und lässt so eine Gewichtung miteinfließen (Rudolf Richter 2019). Eine Anpassung auf den Wasserkörper ist möglich, jedoch ist die Chance auf aussagekräftige Referenzpixel bei Binnengewässern abhängig von der räumlichen Auflösung des Fernerkundungssensors, der Topographie und der Größe des Wasserkörpers (Moses et al. 2017). Aufgrund der geringen Größe des Stechlinsees (ca. 4 ha) und der vollständigen Einfassung durch Waldvegetation ist es schwierig, den Nachbarschaftseffekt vollständig zu eliminieren.

5.1.2 Maskierung

Die Genauigkeitsuntersuchungen der NDWI2-Maskierungen des Stechlinsees mit dem Referenzdatensatz *CLC 2018* erfolgten an den Sensoren von Landsat 8, Sentinel-2 und den DESIS-Kacheln 02 und 03. Die Wassermasken aus den HySpex-Datensätzen wurden mit dem Programm WASI erstellt. Die *Overall Accuracies* (Gesamtgenauigkeiten) zwischen den Wassermasken der Sensoren und *CLC 2018* liegen alle im Bereich von über 95 %. Auch die *Producer's Accuracy* sowie die *User's Accuracy* erzielten alle Werte im Bereich von 90 % oder höher. Außerdem befinden sich die *Kappa-Koeffizienten* der verglichenen Seemasken stets im positiven Bereich nahe dem Wert 1. Insgesamt konnten so sehr zuverlässige Wassermasken erstellt werden. Die homogene Umgebung des Stechlinsees bestehend aus Waldvegetation wirkt dabei vorteilhaft für eine erfolgreiche Maskierung, da Wasser und Waldgebiete grundverschiedenes Reflexionsverhalten aufweisen und eine deutliche Abgrenzung mit dem NDWI2 (grüner und NIR-Spektralbereich) erzeugt werden kann. Die folgenden Fehlermatrizen fassen die Ergebnisse der Genauigkeitsuntersuchungen zusammen.

Genauigkeitsuntersuchung NDWI2 Sentinel-2					
Klasse	Referenz (CLC 2018)	Klassifiziert (NDWI_2)		Producer's Accuracy	User's Accuracy
Name	Pixelanzahl	Pixelanzahl	Total		
Klasse 0 (Wasser)	69910	2291	72201	98,20%	96,83%
Klasse 1 (kein Wasser)	1278	34850	36128	93,83%	96,46%
Totals	71188	37141	108329		
Overall Classification Accuracy = 96,71%					
Kappa Coefficient = 0,93					

Tabelle 11: Genauigkeitsuntersuchung der-klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 des Sentinel-2 mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung

Genauigkeitsuntersuchung NDWI2 Landsat 8					
Klasse	Referenz (CLC 2018)	Klassifiziert (NDWI_2)		Producer's Accuracy	User's Accuracy
Name	Pixelanzahl	Pixelanzahl	Total		
Klasse 0 (Wasser)	33778	911	34689	90,95%	97,37%
Klasse 1 (kein Wasser)	3363	69912	73275	98,71%	95,41%
Totals	37141	70823	107964		
Overall Classification Accuracy = 96,04%					
Kappa Coefficient = 0,91					

Tabelle 12: Genauigkeitsuntersuchung der klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 des Landsat 8 mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung

Genauigkeitsuntersuchung NDWI2 DESIS_02					
Klasse	Referenz (CLC 2018)	Klassifiziert (NDWI_2)		Producer's Accuracy	User's Accuracy
Name	Pixelanzahl	Pixelanzahl	Totals		
Klasse 0 (Wasser)	2870	27	2897	86,70%	99,07%
Klasse 1 (kein Wasser)	440	6889	7329	99,61%	93,99%
Totals	3310	6916	10226		
Overall Classification Accuracy = 95,43%					
Kappa Coefficient = 0,89					
Genauigkeitsuntersuchung NDWI2 DESIS_03					
Klasse	Referenz (CLC 2018)	Klassifiziert (NDWI_2)		Producer's Accuracy	User's Accuracy
Name	Pixelanzahl	Pixelanzahl	Total		
Klasse 0 (Wasser)	2255	85	2340	92,34%	96,36%
Klasse 1 (kein Wasser)	187	2288	2475	96,42%	92,44%
Totals	2442	2373	4815		
Overall Classification Accuracy = 94,35%					
Kappa Coefficient = 0,88					

Tabelle 13: Genauigkeitsuntersuchungen der klassifizierten Stechlinsee-Wassermaske aus dem NDWI2 der DESIS Kacheln (02/03) und mit den Referenzdaten des Corine Land Cover 2018 (CLC 2018) / Quelle: eigene Darstellung

5.2 Bewertung der abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe

Für die Bewertung der algorithmisch bestimmten Wasserinhaltsstoffe wird die Qualität der Ergebnisse genauer betrachtet und mögliche Fehlerquellen in der Durchführung im Programm WASI diskutiert. Insgesamt sind für die verwendeten Sensoren von Landsat-8/OLI, Sentinel-2/MSI, DESIS (b-60/b-235) und HySpex die Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll-a (C_Phy), Schwebstoffe (C_X) und Gelbstoffe (C_Y) im Stechlinsee bestimmt worden.

Allgemein liegen die bestimmten Konzentrationen in sinnvollen Wertebereichen. Jedoch konnte bei fast allen Resultaten nicht die Gesamtanzahl der Wasserpixel in Wasserinhaltsstoffe invertiert werden. Hierbei sind auch Unterschiede zwischen den Inhaltsstoffen festzustellen. Schwebstoffe werden in allen Sensoren nahezu vollständig bestimmt. Die Strukturen über die Verteilungen der Wasserinhaltsstoffe im See werden bei den Schwebstoffen am besten deutlich. Bei den Konzentrationen des Chlorophylls bleiben dagegen einzelne Wasserpixel unberechnet. Anders verhalten sich die Gelbstoffe, die bis auf den HySpex-Sensor in den anderen Sensoren nur mangelhaft bestimmt wurden. Die höhere räumliche Auflösung kann dabei ein möglicher Grund für eine genauere Bestimmung durch den HySpex-Sensor sein. Der geringe Gelbstoff-Anteil ist wahrscheinlich auf die im Allgemeinen sehr niedrigeren numerischen Werte und die hohe Wasserqualität im Stechlinsee zurückzuführen, sodass die Bestimmung in WASI erschwert ist.

Nicht berechnete Pixel können auf die Qualität der Sensordaten sowie Probleme bei der Atmosphärenkorrektur hinweisen. So sind beispielsweise in DESIS-b60 besonders viele Wasserpixel in der nordwestlichen Bucht des Stechlinsee durch stark untypische Reflektanzen ab 600 nm gekennzeichnet. Hinzu kommt die Teilung des Sees in zwei Kacheln, wodurch Pixel am Rand der Szene beeinflusst werden. Außerdem können nicht korrekt berücksichtigte atmosphärische Störungen (siehe 5.1.1 *Atmosphärenkorrektur*) die Berechnung beeinflussen. Auch Wolken und Schatten haben einen Einfluss, da wie in den HySpex-Ergebnissen erkennbar, solche Bereiche deutlich unterschiedliche Konzentrationswerte aufweisen, als die umgebenden Wasseroberflächen (*Abbildung 26, 26, 27*). Auch hellere Pixel, befindlich im Flachwasser und mit durchscheinendem Boden, führen zu Problemen in der Berechnung und werden nicht berücksichtigt.

Mögliche Probleme bei der Anwendung von dem Programm WASI haben weiteren Einfluss auf die Ergebnisse. So stellen Fehler bzw. Ungenauigkeiten in der Vorprozessierung durch die Atmosphärenkorrektur die Software vor Probleme. Zudem müssen durch den Anwender einige Parameter individuell angepasst werden. Dazu gehören die Startwerte der Wasserinhaltsstoff-Parameter (C_Phy, C_X, C_Y), durch die testweise Invertierung von einzelnen Wasserspektren im Bild. In der Arbeit wurden die Standard-Einstellungen benutzt. Ein weiterer wichtiger Parameter, welcher die Berechnung beeinflusst, ist die Wahl des Wellenlängenbereichs, in der eine Interpretation erfolgt. Die Eingrenzung auf einen Wellenlängenbereich bewirkt, dass eventuell zu wenig oder zu viele Informationen miteinfließen. Deswegen mussten aufgrund der Nachbarschaftseffekte Bereiche zwischen etwa 400 nm und 700 nm verwendet werden.

5.3 Bewertung der Validierungsergebnisse

Die aus den Sensordaten bestimmten (invertierten) Wasserinhaltsstoffe konnten zum einen durch Wasserprobenentnahmen sowie zum anderen durch Radiometermessungen (RAMSES) im Stechlinsee validiert werden.

Zum Vergleich zwischen den Sensoren wurden verschiedene statistische Parameter berechnet. Dazu gehören zur Validierung der Chl-a Messungen: die mittlere Abweichung mA , der relative Fehler rF und der absolute Fehler $|\Delta|$. Die gleichen Parameter wurden auch mit der 3x3-Umgebung der Sensorpixel an einem Messpunkt bestimmt. Daraus resultiert, dass für jeden Messpunkt (P1, P3, P4) zunächst sechs statistische Werte vorliegen. Zum besseren Vergleich der Sensoren wurde der Durchschnitt der jeweiligen Parameter aus allen Messpunkten verwendet.

Für die Validierung der Irradianz-Reflektanzen aus den atmosphärenkorrigierten FE-Sensoren mit RAMSES in den Wellenlängen zwischen etwa 400 nm und 700 nm gilt das Bestimmtheitsmaß R^2 als eine weitere vergleichende Größe. Für die folgende Bewertung wurden die Mittelwerte der statistischen Parameter aus drei (Chl-a) bzw. sechs (RAMSES) Messpunkten verwendet.

Für die Gegenüberstellung und den Vergleich der Sensoren werden die jeweiligen statistischen Parameter nach ihrer Wertigkeit geordnet, sodass eine Rangfolge entsteht. Dabei gilt bei fünf FE-Sensordaten (Landsat 8, Sentinel-2, DESIS-b60, DESIS-235, HySpex) der Rang 5 für das beste Ergebnis eines statistischen Wertes und der Rang 1 für das unzutreffendste Ergebnis eines statistischen Wertes. Insgesamt wurden sieben statistische Parameter geordnet. In *Abbildung 39* werden die Resultate der einzelnen Sensoren gemessen an den statistischen Größen dargestellt.

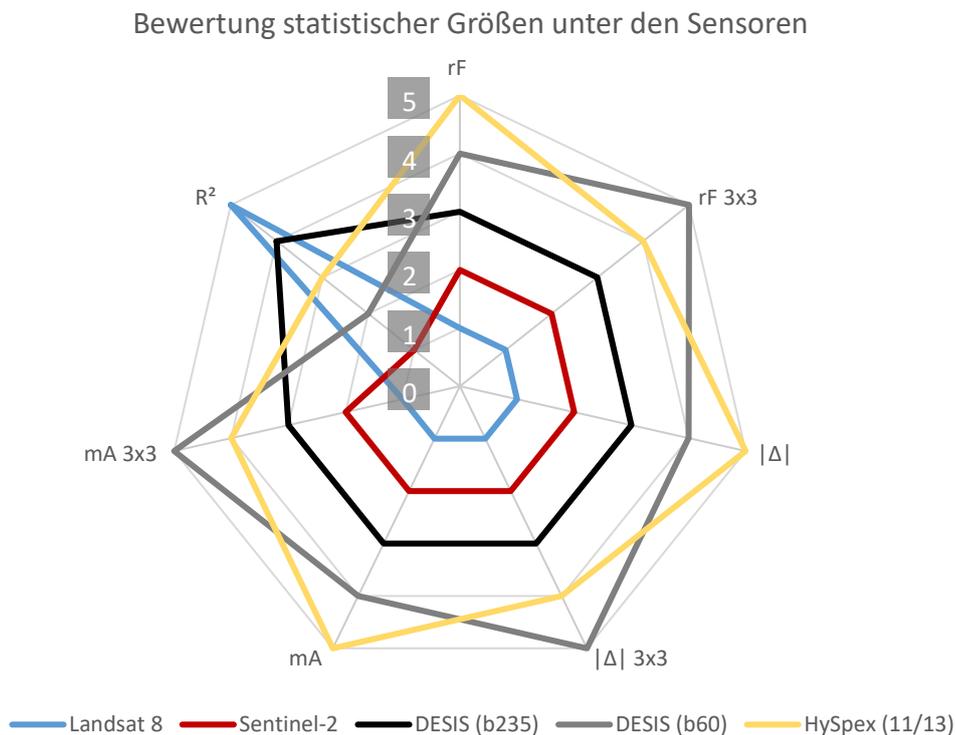


Abbildung 39: Rangfolge der gemittelten statistischer Parameter für die drei Chl-a Messungen mit dem relativen Fehler \overline{rF} , dem absoluten Fehler $|\Delta|$, der mittleren Abweichung \overline{mA} (alle mit 3x3-Umgebung) und für die Irradianz-Reflektanzen aus sechs RAMSES-Messungen das Bestimmtheitsmaß $\overline{R^2}$; 5 - bestes Ergebnis, 1 - unzutreffendster Ergebnis mit Validierungsmessungen / Quelle: eigene Darstellung

Je höher der Durchmesser des Netzes, desto bessere Validierungsergebnisse erreichte ein Sensor gegenüber einem anderem innerhalb der verwendeten Größen. Daraus folgt, dass die Sensoren HySpex und DESIS-b60 die besten Ergebnisse erzielen, und somit die geringsten Abweichungen zu den Validierungsdaten haben. Im Mittel nehmen diese Sensoren mit einem Rang von 4,29 (HySpex) und 4,14 (DESI-b60) deutlichen Abstand zu den anderen Sensoren (*Tabelle 14*).

Durchschnittliche Werte nahe 5 deuten auf gute Ergebnisse und Werte nahe 1 auf unzutreffende Ergebnisse hin. DESIS-b235 befindet sich mit einem durchschnittlichen Rang von 3,14 im Zentrum der Sensoren. Die multispektralen Sensoren weisen die größten Abweichungen zu den In-situ-Messungen

auf. Sentinel 2 steht an vorletzter Position und Landsat 8 auf der letzten. Landsat 8 erzielt zwar die besten Ergebnisse unter den Sensoren beim mittleren Bestimmtheitsmaß R^2 , jedoch ist hier der geringe Stichprobenumfang bei der Berechnung zu berücksichtigen.

Sensor	Durchschnittliche Rangfolge
Landsat 8	1,57
Sentinel-2	1,86
DESI (b235)	3,14
DESI (b60)	4,14
HySpex (11/13)	4,29

Tabelle 14: Durchschnitt der Rangfolgen von sieben verwendeten statistischen Größen, 5 - bestes Ergebnis; 1 - unzutreffendes Ergebnis / Quelle: eigene Darstellung

5.4 Potentialbewertung der optischen Sensoren

Für die Bewertung des Potentials der eingesetzten FE-Sensoren bezüglich der Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe im Stechlinsee werden im Folgenden alle vorrangegangenen Auswertungen betrachtet und die Vor- und Nachteile für jeden Sensoren zusammengefasst.

Landsat 8

Für den multispektralen Sensor Landsat 8/OLI wurde erfolgreich die Atmosphärenkorrektur mit ATCOR durchgeführt. Die resultierenden Irradianz-Reflektanzen gelten als Eingangsparameter für die Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe in WASI und wurden auch zum Vergleich der Radiometermessungen (RAMSES) verwendet.

Alle abgeleiteten Wasserinhaltsstoffe befinden sich in sinnvollen Wertbereichen, jedoch sind keine homogenen Verteilungen der Wasserinhaltsstoffe auf dem Stechlinsee zu erkennen. Bei der Betrachtung der Wasserspektren an den sechs Messpunkten sind Nachbarschaftseffekte aus dem Umland des Sees ab einer Wellenlänge von etwa 700 nm sichtbar. Mit einem mittleren relativen Fehler \overline{rF} von 89 % (54 % in 3x3 Umgebung) weist Landsat 8 bei der Validierung der Chl-a Messungen die größten Abweichungen zu den Wasserproben auf.

Auch die Anzahl der spektralen Kanäle stellte sich beim Vergleich mit dem spektral hochaufgelösten RAMSES als problematisch heraus, da die Berechnung des Bestimmtheitsmaßes R^2 eine bestimmte Stichprobengröße voraussetzt. Nach der spektralen Anpassung der Sensoren für den Vergleich ist die Stichprobe mit vier Kanälen in den Wellenlängen zwischen 400 nm und 700 nm zu gering.

Insgesamt liefert Landsat 8 im Vergleich zu den anderen Sensoren die mit den größten Fehlern behafteten Ergebnisse hinsichtlich der angewendeten statistischen Maße. Landsat 8 steht im Ergebnis der Untersuchung in der Rangfolge nach 5.3 *Bewertung der Validierungsergebnisse* an letzter Position.

Nach den angewendeten Untersuchungen in der Arbeit zeigt sich, dass der multispektrale Sensor Landsat 8/OLI am wenigsten von allen Sensoren für die Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in dem Binnengewässer Stechlinsee geeignet ist. Hier muss aber zusätzlich in Betracht gezogen werden, dass Landsat 8 /OLI der einzige Sensor ist, welcher fünf Tage später (27.08.2019) als die anderen Sensoren (22.08.2019) den Stechlinsee überflog. Zudem wurde der Sensor für landbasierte Anwendungen entwickelt, genauso wie das durchgeführte Atmosphärenkorrekturverfahren ATCOR. Daraus folgt also logisch das relativ geringe Potential dieses Sensors für Wasseranwendungen.

Sentinel-2

Sentinel-2/MSI wird ebenso wie Landsat 8 als ein multispektraler Sensor eingestuft und erfasst die Erdoberfläche in einer geometrischen Auflösung von bis zu 10 m. Dadurch werden in den vorliegenden Abbildungen (4.2.2 *Ergebnisse von Sentinel-2*) homogene Verteilungen der Wasserinhaltsstoffe über dem gesamten See deutlich.

Für den Sensor wurden die Atmosphärenkorrekturverfahren ATCOR und Sen2Cor angewendet, wobei ersteres Verfahren keine zufriedenstellenden Ergebnisse erzielte. Der Nachbarschaftseffekt zeigt sich auch in den atmosphärenkorrigierten Spektren der In-situ-Messkoordinaten. Beim Vergleich der Irradianz-Reflektanzen sind wenige korrelative Zusammenhänge an den sechs Messpunkten mit RAMSES vorzufinden. Wie bei Landsat 8 ist auch bei Sentinel-2 nach der spektralen Anpassung der Vergleich mit dem hochauflösten RAMSES problemhaft, aufgrund der vier überbleibenden Spektralkanäle zwischen 400 nm und 700 nm. Die Validierung der Chl-a Messungen ergaben durchschnittlich einen relativen Fehler \overline{rF} von 28 %. Bei der Bewertung aller statistischen Größen platzierte sich Sentinel-2 auf die vorletzte Position aller Sensoren.

Die in der Arbeit durchgeführten Analysen zeigen, dass Sentinel-2 zur Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe im Stechlinsee wenig Zusammenhänge mit den In-situ-Messungen aufweisen. Mögliche Probleme in der Atmosphärenkorrektur können die Ergebnisse zusätzlich beeinflussen. Die relativ hohe geometrische Auflösung liefert aber Potentiale, die Verteilung der Wasserinhaltsstoffe, insbesondere Schwebstoffe in einem Gewässer besser nachzuvollziehen. Die einfache Bereitstellung und freie Verfügbarkeit der Daten kann wie bei Landsat 8 auch zu zeitsparenden Untersuchungen führen.

DESI

DESI besitzt die Eigenschaft einer hyperspektralen Auflösung und kann damit so viele zusätzliche Informationen über die Erdoberfläche liefern. In der Arbeit wurden die spektralen Modi in 235 Kanälen (DESI-b235) und in 60 Kanälen (DESI-b60) untersucht, welche mit unterschiedlichen Versionen von PACO atmosphärenkorrigiert wurden.

Beide spektralen Auflösungen erfassten den Stechlinsee, aufgrund der Aufnahmegeometrie von DESI, in zwei unterschiedlichen Kacheln, so dass der See geteilt dargestellt ist. Bei der Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe kann es dadurch zur Kanteneffekten kommen, welche die berechneten Konzentrationen an den Rändern einer Kachel beeinflussen. DESI registrierte wie die anderen Sensoren eine erhöhte Rückstrahlung ab einer Wellenlänge von etwa 700 nm

(Nachbarschaftseffekte). *Fringing*-Effekte werden ebenso deutlich ab dem NIR-Bereich. Zudem liefern einige Pixel (z.B. Messpunkte P1 und P2 in nordwestlicher Bucht) keine vollständigen Daten für die gesamte spektrale Bandbreite, was eventuell auf Probleme in der Atmosphärenkorrektur (PACO) zurückzuführen ist. Betrachtet werden muss, dass der DESIS-Sensor den sogenannten *Rolling Shutter*-Modus verwendet, welcher eine höhere Bildrate ermöglicht. Der Nachteil ist, dass jeder Spektralkanal das reflektierte Licht der Erdoberfläche zu einem etwas anderem Zeitpunkt aufnimmt. Diese Verschiebung der Spektralkanäle kann jedoch durch Interpolation korrigiert werden (Alonso et al. 2019).

Wegen der hohen Anzahl der Spektralkanäle können die DESIS-Modi, im Gegensatz zu den multispektralen Sensoren, nach spektraler Anpassung besser mit den spektral hochaufgelösten RAMSES-Messungen verglichen werden. So stehen in den Wellenlängen zwischen etwa 440 nm und 700 nm 24 (DESI-b60) bzw. 101 (DESI-b235) vergleichende Spektralkanäle mit RAMSES zur Verfügung. In diesen Wellenlängen wurde für DESIS-b60 ein mittleres Bestimmtheitsmaß R^2 aller Messpunkte von 0,77 und für DESIS-235 von 0,89 ermittelt.

Bei der Validierung der Chl-a Messungen liefert DESIS-235 einen mittleren relativen Fehler \overline{rF} von 28 % (23 % in 3x3-Umgebung) an den drei Messpunkten. Nach Bewertung der verwendeten statistischen Größen und Ordnung der Sensoren in eine Rangfolge befindet sich DESIS-235 an dritter Position. DESIS-b60 erzielte eine etwas bessere Anpassung an die Chl-a Messungen mit einem mittleren relativen Fehler \overline{rF} von etwa 23 % (18 % in 3x3-Umgebung). Von allen verwendeten Sensoren liefert der DESIS-b60 mit die geringsten Abweichungen zu den In-situ-Messungen und ist nach der Rangfolge an Position zwei.

Auf Grund der oben beschriebenen Auswertungen weist der DESIS-Sensor nach, dass er gut geeignet ist für die Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässer. Eine vollzufriedene Bewertung für die Untersuchung am Stechlinsee ist jedoch nicht gegeben, da zum einen die Teilung des Sees in zwei Kacheln und zum anderen die Qualität einiger Wasserpixel nach der Atmosphärenkorrektur zu Problemen führen kann. Weil sich der DESIS-Sensor außerdem auf der ISS befindet, ist durch die Bahnneigung von 51,6 ° eine exakte Planung für den Überflug eines bestimmten Gebiets der Erdoberfläche notwendig.

HySpex

HySpex ist ein flugzeuggestützter hyperspektraler Sensor, welcher von allen verwendeten Sensoren, aufgrund der geringeren Flughöhe am 22.08.2019, die größte geometrische Auflösung mit 5 m bzw. 0,5 m besitzt. In insgesamt 160 Spektralkanälen, zwischen etwa 400 nm und 1000 nm, erfasste der Sensor in mehreren Überflügen den Stechlinsee. Die erhaltenen Daten wurden durch ATCOR atmosphärenkorrigiert. Durch Wolken und deren Schatten wurden weitere Analysen an den Überflügen HySpex11 und HySpex13 (beide 5 m x 5 m) sowie HySpex19 (0,5 m x 0,5 m) durchgeführt.

Die hohe spektrale Auflösung ermöglicht es, die Verteilungen der Wasserinhaltsstoffe im See sehr gut zu erkennen. Jedoch finden sich auch in den verwendeten HySpex-Streifen Wolkenschatten auf dem Seebereich. Diese Bereiche sind nach der Bestimmung der Inhaltsstoffe deutlich zu identifizieren und haben einen Einfluss auf die Qualität der Berechnung. Die Wasserpixel mit

Wolkenschatten weisen etwas geringere Konzentrationen bzw. Koeffizienten als der restliche Seebereich auf (4.2.2 Ergebnisse von HySpex).

Beim Vergleich der Reflektanzen an den sechs Messpunkten mit den RAMSES-Messungen zeigen sich wie bei DESIS Nachbarschaftseffekte und *Fringing*-Effekte. Nach spektraler Anpassung mit RAMSES zwischen den Wellenlängen von etwa 420 nm und 700 nm können insgesamt 77 Spektralkanäle verglichen werden. In diesen Wellenlängen befindet sich das mittlere Bestimmtheitsmaß R^2 der Messpunkte bei 0,88. Bei der Validierung der Chl-a Messungen erzielte HySpex von allen Sensoren die besten Anpassungen an die Wasserproben. Der durchschnittliche relative Fehler \overline{rF} an den Messpunkten beträgt etwa 11 % (18 % in 3x3-Umgebung). Der geringste Fehler rF wurde mit HySpex am Messpunkt P4 mit 1,16 % gemessen. Auch in der Bewertung der Validierungsergebnisse (5.3 Bewertung der Validierungsergebnisse) durch die statistische Maße konnte HySpex insgesamt von allen Sensoren die geringsten Abweichungen zu den In-situ-Messungen aufweisen. Nach Ordnung der statistischen Parameter platziert sich der Sensor an höchster Position der Sensoren-Rangfolge.

Als abschließende Bewertung stellt sich heraus, dass HySpex für die Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen gut geeignet ist und von allen Sensoren die besten Ergebnisse in den untersuchten statistischen Parametern liefert. Gleichwohl ist HySpex im Gegensatz zu den anderen Sensoren ein flugzeuggestützter Sensor, wodurch die Planung vor der Befliegung eine wichtige Rolle spielt. So ist der Zeitpunkt der Befliegung abhängig vom Wetter und der Verfügbarkeit des durchführenden Personals. Zusätzlich müssen der kostenintensive Flugzeugtreibstoff und Personalkosten eingeplant werden.

6. Zusammenfassung und Ausblick

In dieser Arbeit wurde das Potential von verschiedenen multi- und hyperspektralen optischen Fernerkundungssensoren hinsichtlich der Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in einem Binnengewässer analysiert. Als Grundlage dafür diente eine Messkampagne im Rahmen des CONNECT-Projekts, bei der am 22.08.2019 verschiedene FE-Sensoren (Sentinel-2, DESIS, HySpex) den brandenburgischen Stechlinsee überflogen. Parallel dazu wurden zur Validierung der Sensordaten Wasserproben an drei Messpunkten (P1, P3, P4) und Radiometermessungen an sechs Messpunkten (P1, P2, TS, P3, P4, P5) auf dem See durchgeführt. Als weiterer multispektraler Sensor neben Sentinel-2 wurden Daten des Landsat 8 (27.08.2019) für die Untersuchung einbezogen.

Für die Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe sind atmosphärenkorrigierte Sensordaten und eine korrekte Maskierung der Wasserpixel wichtige Voraussetzungen. Es wurden atmosphärische Störeinflüsse bei Landsat 8 und Sentinel-2 mit den Korrekturverfahren ATCOR und Sen2Cor minimiert. Die atmosphärenkorrigierten Daten von DESIS (PACO) und HySpex (ACOR) stellten das DLR und das GFZ bereit. Die Ergebnisse zeigen, dass auch nach den Korrekturverfahren Einflüsse der Atmosphäre verbleiben. So sind in allen Sensoren Nachbarschaftseffekte sowie in den hyperspektralen Sensoren sensorbedingte *Fringing*-Effekte zu erkennen. Die Maskierung der Wasseroberfläche vom Stechlinsee konnte erfolgreich mit der Ratio des NDWI2 erzielt werden.

Für alle Sensoren wurden mit dem Programm WASI die Wasserinhaltsstoffe Chlorophyll-a, Schwebstoffe und Gelbstoffe im Stechlinsee bestimmt und interpretiert. Es erfolgte ein Vergleich der erhaltenen Konzentrationen an den sechs Messpunkten. Die Sensoren ermittelten durchschnittliche Chl-a Konzentrationen zwischen 1,7 und 2,11 µg/l für den gesamten See, bei den mittleren Schwebstoffkonzentrationen 1,45 bis 3,07 mg/l. Eine geringe Gelbstoffabsorption wurde in allen Sensoren festgestellt, was auf die gute Wasserqualität im Stechlinsee zurückzuführen ist.

Zur Validierung der aus den Sensoren abgeleiteten Chl-a Konzentrationen standen die Analysen von drei Wasserproben zur Verfügung, welche durch das IGB auf ihren Chl-a Gehalt untersucht wurden. Unter Verwendung von statistischen Maßen konnten die Abweichungen der Sensorergebnisse zu diesen Messpunkten festgestellt werden. Zur Reduzierung von Unsicherheiten und zur Berücksichtigung von Messtoleranzen der bestimmten Konzentrationen wurden an den Messpunkten die gemittelten 3x3-Umgebungspixel berechnet und ebenfalls mit statistischen Maßen analysiert.

Die Aufbereitung der Radiometermessungen (RAMSES) für eine vergleichende Betrachtung mit den atmosphärenkorrigierten Sensor-Reflektanzen und die Umrechnung in Reflektanzen waren weitere Arbeitsschritte. Für die sechs Messstandorte wurden die Reflektanzen der Sensoren mit den gemessenen Reflektanzen auf dem See dargestellt. Für die Herausarbeitung der Zusammenhänge zwischen den jeweiligen Sensoren und RAMSES erfolgte die Berechnung des Bestimmtheitsmaßes R^2 zwischen den Wellenlängen zwischen etwa 400 nm und 700 nm.

Nach Erstellung einer Rangfolge anhand der verwendeten statistischen Maße zeigt sich, dass HySpex (1) die besten Anpassungen an die In-situ-Messungen liefert. Die spektralen Modi DESIS-60 (2) und DESIS-235 (3) folgen. Die Ergebnisse von Sentinel-2 (4) und Landsat 8 (5) weisen die wenigsten Zusammenhänge mit den Validierungsmessungen auf. Insgesamt bestätigt sich dadurch die Erwartung, dass die hyperspektralen Sensoren gegenüber den multispektralen ein höheres Potential hinsichtlich der Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässern haben.

Die hier präsentierten Ergebnisse demonstrieren sehr deutlich, die Vorteile einer hohen räumlichen Auflösung insbesondere in Verbindung mit den hyperspektralen Eigenschaften der Sensoren HySpex, DESIS-b235 und DESIS-b60.

Die Verbesserung einiger Faktoren können zu aussagekräftigeren Ergebnissen führen. Dazu werden im Folgenden Vorschläge für eine optimalere Bewertung der Sensoren und der verbesserten Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen aufgezeigt.

Im Hinblick auf die **Atmosphärenkorrektur** kann es sinnvoll sein, lokale atmosphärische Effekte im Korrekturverfahren einzubeziehen, damit in fortführenden Untersuchungen weitere Fehlereinflüsse reduziert werden. Eine der größten Herausforderungen in der optischen Gewässerfernerkundung ist die korrekte Anwendung der Atmosphärenkorrektur. Da in der Arbeit landbasierte Verfahren verwendet wurden, wird die Nutzung von wasserbasierten Atmosphärenkorrekturen weitere Vorteile bringen. Dafür existieren bereits einige wasserbasierte Verfahren, zu denen unter anderem die Atmosphärenkorrektur iCOR (*Image correction for atmospheric effects*) zählt, welche auch Nachbarschaftseffekte mit dem SIMEC-Algorithmus (*SIMilarity Environmental Correction*) korrigiert (Keukelaere et al. 2018). iCOR kann sowohl multi- als auch hyperspektrale FE-Daten verarbeiten. Die Anwendung einer einheitlichen Atmosphärenkorrektur aller verwendeten Sensoren ist Grundvoraussetzung für eine möglichst optimale Auswertung sein. Da in der vorliegenden Arbeit die Expertise des DLR und seiner Kollegen sehr stark genutzt wurde, kamen oben genannte Verfahren nicht zum Einsatz.

Bei der **Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen** zeigte sich, dass eine möglichst gute Atmosphärenkorrektur bessere Ergebnisse erzielte. Es stellte sich ebenso heraus, dass gewässerspezifische Bodenreflexionen des Gewässeruntergrundes einen Einfluss auf die Bestimmung haben. Zur Lösung dieses Problems könnte eine Datenbank von verschiedenen Bodenspektren in das bio-optische Modell von WASI integriert werden. Für unterschiedliche Gewässertypen kann so ein passendes Bodenspektrum gewählt werden und vielversprechendere Bestimmungen der Wasserinhaltsstoff-Konzentrationen in kritischen Wasserbereichen ermöglichen.

Außerdem können weitere, zusätzliche **In-situ-Messungen** auf dem See mehr Informationen und Aussagekraft über die Potentiale der Sensoren liefern. Zur Validierung der Sensoren lagen insgesamt drei Chl-a Messungen und sechs Radiometermessungen vor. Für eine systematischere Untersuchung sind jedoch mehr In-situ-Messungen sehr hilfreich. Mittels einer deutlich höheren Anzahl an Messungen können für zu validierende Sensoren Regressionsmodelle entwickelt werden, die Auskunft über die zukünftige Entwicklung des Zustands und damit der Wasserqualität vom Stechlinsee bzw. auch anderen Gewässern geben. So könnten bei negativen Prozessen präventiv entgegenwirkende Maßnahmen ergriffen werden und Einflüsse über ein sich veränderndes Klima festgestellt werden.

7. Literaturverzeichnis

- Alonso, Kevin, Martin Bachmann, Kara Burch, Emiliano Carmona, Daniele Cerra, Raquel de los Reyes, Daniele Dietrich, Uta Heiden, Andreas Hölderlin, Jack Ickes, Uwe Knodt, David Krutz, Heath Lester, Rupert Müller, Mary Pagnutti, Peter Reinartz, Rudolf Richter, Robert Ryan, Ilse Sebastian, and M. Tegler. 2019. "Data Products, Quality and Validation of the DLR Earth Sensing Imaging Spectrometer (DESI)." *Sensors* 19(20):4471–4515.
- Berger, Dr. Stella, and Dr. Sabine Wollrab. 2018. "CONNECT – Räumliche Und Zeitliche Konnektivität Und Synchronisation von See-Ökosystemen."
- Beuth Verlag. 2012. *DIN 18716:2012-08, Photogrammetrie Und Fernerkundung - Begriffe*. Berlin: Beuth Verlag.
- Caceci, Marco, and William Cacheris. 1984. "Fitting Curves to Data: The Simplex Algorithm Is the Answer." *Byte* 9.
- Chandrasekhar, S. 1960. *Radiative Transfer*. Dover Publications.
- Congalton, Russell, and Kass Green. 2019. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices, Third Edition*.
- De Los Reyes, Raquel, Maximilian Langheinrich, Peter Schwind, Rudolf Richter, Bringfried Pflug, Martin Bachmann, Rupert Müller, Emiliano Carmona, Viktoria Zekoll, and Peter Reinartz. 2020. "PACO: Python-Based Atmospheric Correction." *Sensors* 20(5).
- DLR, Deutsches Luft und Raumfahrtzentrum. 2018. "Specifics of the ISS Orbit."
- EG, Europäische Gemeinschaft. 2000. "Richtlinie 2000/60/EG Des Europäischen Parlaments Und Des Rates Vom 23. Oktober 2000 Zur Schaffung Eines Ordnungsrahmens Für Maßnahmen Der Gemeinschaft Im Bereich Der Wasserpolitik."
- ESA, European Space Agency. 2015. "Sentinel-2 User Handbook."
- Früh, Simon, Udo Gattenlöhner, Marion Hammerl, Tobias Hartmann, Prof. Dr. Heidi Megerle, Fabian Spaich, and Stefan Hörmann. 2013. "Ökonomischer Wert von Seen Und Feuchtgebieten."
- Gege, Peter. 2014. "WASI-2D: A Software Tool for Regionally Optimized Analysis of Imaging Spectrometer Data from Deep and Shallow Waters." *Computers & Geosciences* 62:208–215.
- Gege, Peter. 2019. *The Water Colour Simulator WASI - User Manual for Version 5*.
- Gege, Peter, and Philipp Grötsch. 2016. "A Spectral Model for Correcting Sun glint and Sky glint." Pp. 1–10 in *Proceedings of Ocean Optics XXIII 2016*.
- Grossart, Hans-Peter, ed. 2008. *IGB Jahresforschungsbericht 2008*. Stechlin.
- Grossart, Hans-Peter, and Peter Casper, eds. 2014. *Klimagetriebene Veränderungen Der Biodiversität von Mikrobiota - TemBi*. Stechlin.
- Heiden, Uta, Kevin Alonso, Martin Bachmann, Kara Burch, Emiliano Carmona, Daniele Cerra, Raquel de los Reyes, Daniele Dietrich, Uwe Knodt, David Krutz, Rupert Müller, Mary Pagnutti, Rudolf Richter, Robert Ryan, Ilse Sebastian, and M. Tegler. 2020. "Data Validation of the DLR Earth Sensing Imaging Spectrometer DESI." Pp. 1–4 in *IGARSS 2020*.
- Hovis, W. A., and K. C. Leung. 1977. "Remote Sensing of Ocean Color." *Optical Engineering* 16(2):158–66.

- Hu, Binlin, Dexin Sun, and Yinnian Liu. 2018. "A Novel Method to Remove Fringes for Dispersive Hyperspectral VNIR Imagers Using Back-Illuminated CCDs." *Remote Sensing* 10(1).
- Hupfer, Michael, and Brigitte Nixdorf. 2011. "Zustand Und Entwicklung von Seen in Berlin Und Brandenburg." (11).
- IGB, ed. 2018. *IGB Dossier. Seen Im Klimawandel- Diagnosen Und Prognosen Aus Der Langzeitforschung*. Berlin.
- Kaiser, Knut, Judy Libra, Bruno Merz, Oliver Bens, and Reinhard F. J. Hüttl, eds. 2010. *Aktuelle Probleme Im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland : Trends, Ursachen, Lösungen*. Vol. 10/10. Potsdam.
- Keukelaere, L. De, S. Sterckx, S. Adriaensen, E. Knaeps, I. Reusen, C. Giardino, M. Bresciani, P. Hunter, C. Neil, D. Van der Zande, and D. Vaiciute. 2018. "Atmospheric Correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI Data Using ICOR Algorithm: Validation for Coastal and Inland Waters." *European Journal of Remote Sensing* 51(1):525–42.
- Kirk, John T. O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. 2nd ed. Cambridge University Press.
- Köhler, Claas Henning. 2016. "Airborne Imaging Spectrometer HySpex." *Journal of Large-Scale Research Facilities JLSRF* 2(A93):1–6.
- Krawczyk, Harald. 2015. "Möglichkeiten Der Fernerkundung Für Binnengewässer-Monitoring." in *Binnengewässer-Workshop 2015*.
- Krawczyk, Harald, Kevin Alonso, Emiliano Carmona, Birgit Gerasch, Rupert Müller, David Krutz, Ilse Sebastian, and Burghardt Günther. 2018. "Radiometric and Spectral Onboard Calibration Concepts of Hyperspectral Sensors - Specifics of EnMAP and DESIS."
- Main-Knorn, Magdalena, Bringfried Pflug, Jérôme Louis, Vincent Debaecker, Ferran Gascon, and Uwe Müller-Wilms. 2017. "Sen2Cor for Sentinel-2." Pp. 1–13 in *Proceedings of SPIE*. Vol. 10427.
- Mbuh, Mbongowo. 2019. "Use of Hyperspectral Remote Sensing to Estimate Water Quality."
- McFeeters, S. K. 1996. "The Use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features." *International Journal of Remote Sensing* 17(7):1425–32.
- MLUK, Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und Klimaschutz Brandenburg. 2020. "Europäische Wasserrahmenrichtlinie - Ziele Und Umsetzung Im Land Brandenburg."
- Morel, A. Y., and H. R. Gordon. 1980. "Report of the Working Group on Water Color." *Boundary-Layer Meteorology* 18(3):343–55.
- Morel, Anclré, and Louis Prieur. 1977. "Analysis of Variations in Ocean Color1." *Limnology and Oceanography* 22(4):709–22.
- Moses, Wesley J., Sindy Sterckx, Marcos J. Montes, Liesbeth De Keukelaere, and Els Knaeps. 2017. "Chapter 3 - Atmospheric Correction for Inland Waters." Pp. 69–100 in *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*, edited by D. R. Mishra, I. Ogashawara, and A. A. Gitelson. Elsevier.

- Nelder, J., and R. Mead. 1965. "A Simplex Method for Function Minimization." *Comput. J.* 7:308–13.
- Neumann, Katja, and Peter Casper, eds. 2009. *Fünfzig Jahre Gewässerforschung Am Stechlinsee, 1959-2000*. Stechlin.
- Ogashawara, Igor, Deepak R. Mishra, and Anatoly A. Gitelson. 2017. "Chapter 1 - Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art." Pp. 1–24 in *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*, edited by D. R. Mishra, I. Ogashawara, and A. A. Gitelson. Elsevier.
- Riha, Stefan. 2013. "Detektion Und Quantifizierung von Cyanobakterien in Der Ostsee Mittels Satellitenfernerkundung." Universität Rostock.
- Rudolf Richter, Daniel Schläpfer. 2019. "Atmospheric and Topographic Correction (ATCOR Theoretical Background Document)."
- Schröder, Thomas. 2005. "Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen in Küstengewässern Mit MERIS Unter Anwendung Expliziter Und Impliziter Atmosphärenkorrekturverfahren."
- Smith, Raymond C., and Karen S. Baker. 1978. "The Bio-Optical State of Ocean Waters and Remote Sensing 1." *Limnology and Oceanography* 23(2):247–59.
- Spengler, D., Robert Behling, S. Chabrilat, Hannes Diedrich, D. Dransch, S. Förster, Mahmud Haghshenas Haghghi, Andre Hollstein, S. Itzerott, T. Kuester, Christian Mielke, Robert Milewski, M. Motagh, S. Roessner, D. Scheffler, M. Sips, K. Segl, Aleksandra Wolanin, and Luis Guanter. 2017. "Satellitenfernerkundung von Landoberflächen Beginn Einer Neuen Ära." *System Erde* 7(2):38–49.
- Stolz, Oskar. 2017. "Abschätzung Der Möglichkeiten Des Einsatzes Optischer Fernerkundungsdaten Bei Der Bestimmung von Wassertiefen Und Deren Genauigkeit." Universität Potsdam.
- USGS, United States Geological Survey. 2019. "Landsat 8 (L8) Data Users Handbook." 5.0.
- Völker, Jeanette, Volker Mohaupt, Jens Arle, Corinna Baumgarten, Katrin Blondzik, Dietrich Borchardt, Falk Hilliges, Cindy Mathan, Stephan Naumann, Dirk Osiek, Jörg Rechenberg, Ursula Schmedtje, Antje Ullrich, Andrea Weiß, and Rüdiger Wolter. 2016. "Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015." 148.
- Zimmermann, Gerhard. 1991. *Fernerkundung Des Ozeans*. Akademie Verlag.

8. Anhang

Statistiken der Wasserinhaltsstoffe (WIS) für alle Sensorszenen im Stechlinsee (Tabelle 15):

Sensor	WIS	Mittelwert	Median	Standardabweichung
Sentinel-2	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	1,72	1,18	2,86
Landsat-8	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	1,70	1,17	1,41
HySpex13	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,14	2,03	0,87
HySpex11	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,04	1,90	1,20
HySpex 11/13	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,09	1,97	1,04
HySpex19	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	1,56	1,43	3,50
DESI-b60 (02)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	1,74	1,39	1,21
DESI-b60 (03)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,33	1,76	2,59
DESI-b60 (02/03)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,03	1,58	1,90
DESI-b235 (02)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,10	1,48	4,02
DESI-b235 (03)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,12	1,66	1,76
DESI-b235 (02/03)	C_Phy [$\mu\text{g/l}$]	2,11	1,57	2,89
Sentinel-2	C_X [mg/l]	2,24	1,85	1,25
Landsat-8	C_X [mg/l]	3,07	2,88	0,94
HySpex13	C_X [mg/l]	2,39	2,16	1,41
HySpex11	C_X [mg/l]	2,96	2,46	1,98
HySpex 11/13	C_X [mg/l]	2,67	2,31	1,70
HySpex19	C_X [mg/l]	3,22	1,90	2,93
DESI-b60 (02)	C_X [mg/l]	1,23	0,93	0,78
DESI-b60 (03)	C_X [mg/l]	1,66	1,27	1,31
DESI-b60 (02/03)	C_X [mg/l]	1,45	1,10	1,05
DESI-b235 (02)	C_X [mg/l]	1,68	1,29	2,90
DESI-b235 (03)	C_X [mg/l]	1,59	1,32	0,88
DESI-b235 (02/03)	C_X [mg/l]	1,63	1,30	1,89
Sentinel-2	C_Y [$1/\text{m}$]	0,15	0,04	1,44
Landsat-8	C_Y [$1/\text{m}$]	0,08	0,08	0,06
HySpex13	C_Y [$1/\text{m}$]	0,29	0,26	0,09
HySpex11	C_Y [$1/\text{m}$]	0,26	0,24	0,10
HySpex 11/13	C_Y [$1/\text{m}$]	0,27	0,25	0,10
HySpex19	C_Y [$1/\text{m}$]	0,26	0,23	0,30
DESI-b60 (02)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,03	0,02	1,22
DESI-b60 (03)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,09	0,03	0,37
DESI-b60 (02/03)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,06	0,03	0,79
DESI-b235 (02)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,27	0,06	2,16
DESI-b235 (03)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,10	0,03	1,05
DESI-b235 (02/03)	C_Y [$1/\text{m}$]	0,19	0,05	1,60

Tabelle 15: Statistiken der Wasserinhaltsstoffe-WIS (C_Phy - Chlorophyll-a; C_X - Schwebstoffe; C_Y - Gelbstoffabsorption) für alle erfolgreiche berechneten Wasserpixel der jeweiligen Sensoren im Stechlinsee am 22.08.2019 (Landsat 8: 27.08.2019) durch WASI

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die von mir am heutigen Tage eingereichte Masterarbeit zum Thema

Vergleich hyper- und multispektraler optischer Sensoren bezüglich ihres Potentials zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in Binnengewässern

vollkommen selbständig und nur unter Benutzung der in der Arbeit angegebenen Literatur angefertigt habe.

Dresden, den 28.09.2021