

Nutzung von Satellitendaten in der behördlichen Überwachung der Gewässergüte von Seen und Talsperren in Deutschland

Ergebnisse eines Projekts zum Binnengewässer-Monitoring mit Satellitenfernerkundung (BIGFE)

Kurt Friese, Susanne Isabel Schmidt, Tanja Schröder (Magdeburg), Pia Laue (Hamburg), Rebecca D. Kutzner (Finsterwalde), Désirée Dietrich (Magdeburg), Thomas Wolf (Langenargen), Werner Blohm (Hamburg), Karsten Rinke (Magdeburg)

Zusammenfassung

Die Copernicus-Satelliten Sentinel-2 und Sentinel-3 eignen sich auch für das Monitoring von Standgewässern und aquatischen Ökosystemen. Im Rahmen des BIGFE-Projekts wurden für die Wasserqualitäts-Messgrößen Sichttiefe, Trübung und Chlorophyllgehalt von 112 Binnengewässern (Seen und Talsperren) über den Zeitraum von 2016 bis 2020 Werte aus Satellitensignalen ermittelt und mit vorhandenen In-situ-Daten verglichen. Eine direkte („naive“, das heißt ohne lokale Kalibrierung) Verwendung von zwei etablierten Prozessierungsketten zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern aus optischen Fernerkundungsdaten zeigt, dass die Satelliten-basierten Werte wertvolle Informationen bereitstellen und die In-situ-Daten sinnvoll ergänzen. Es konnte eine gute, statistisch gesicherte Korrelation zwischen den Satelliten-basierten Werten und den Monitoringdaten aufgezeigt werden. Vergleiche zwischen den Datensätzen fanden auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen statt, um die beste Repräsentativität durch die Satellitendaten herauszuarbeiten. Es zeigte sich, dass sowohl Makropixel (3×3 , 5×5 , 15×15 Pixel) als auch eine gewässerweite Auswertung der Satellitenaufnahmen herangezogen werden können. Stunden für den Tag einer Probenahme keine Satellitenaufnahmen zur Verfügung, waren für einen Vergleich mit den In-situ-Werten in der Regel auch Satellitenaufnahmen bis zu einem zeitlichen Abstand von ± 5 Tagen verwendbar.

Schlagwörter: Hydrologie, Wasserqualität, Binnengewässer, Seen, Talsperren, Satelliten, Fernerkundung, Monitoring

DOI: 10.3243/kwe2025.01.001

Abstract

Suitability of sentinel satellites for monitoring the quality of water in Germany's lakes and reservoirs
Findings of an inland water monitoring project using satellite remote sensing (BIGFE)

The Copernicus satellites, Sentinel-2 and Sentinel-3, are also suitable for use to monitor standing water bodies and aquatic ecosystems. A BIGFE research project mapped satellite-based monitoring products for the water quality parameters of visible depth, turbidity and chlorophyll content for 112 inland water bodies (lakes and reservoirs) in Germany between 2016 and 2020 and compared them with in-situ monitoring data. The naïve use of two established processing chains for deriving water quality parameters from optical remote sensing data shows that satellite-based values provide valuable information and meaningfully complement in-situ data. The research demonstrated a good, statistically sound correlation between satellite-based values and monitoring data. The data sets were compared at different spatial and temporal scales to determine the best representativeness of the satellite data. This work indicated that both macro pixels (3×3 , 5×5 , 15×15 pixels) and a water body-wide evaluation of the satellite images could be used. Satellite images up to a time lag of ± 5 days could generally be used for comparison with the in-situ values in cases where satellite images were not available for the day of a sample.

Keywords: Hydrology, water quality, inland water body, lakes, reservoirs, satellites, remote sensing, monitoring

1 Einleitung

1.1 Ausgangspunkt

Die Überwachung der Gewässergüte von Seen und Talsperren ist von großer Bedeutung für das Management von Wasserressourcen und den Umweltschutz. Sie ist in Europa für Seen

und Talsperren > 50 ha durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) [1] und für Badegewässer durch die Europäische Badegewässerrichtlinie [2] gesetzlich geregelt und har-

monisiert. Trinkwassertalsperren unterliegen oft weiterführenden Überwachungen zur Sicherung der Rohwasserqualitäten. In Deutschland werden die Durchführungsbestimmungen der Gewässerüberwachung in der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) abgestimmt und festgelegt.

Die WRRL schreibt vor, dass die Gewässerqualität anhand spezifischer Messgrößen bewertet werden muss. Für Seen und Talsperren sind dabei Messgrößen wie die Sichttiefe, Nährstoffbelastung (zum Beispiel Phosphor und Stickstoff) und der Chlorophyllgehalt relevant. Gemäß der WRRL werden die Gewässer in Zyklen von drei bis sechs Jahren hinsichtlich ihres ökologischen und chemischen Zustands untersucht. Selbstverständlich wäre es wünschenswert, wenn neben den großen Gewässern > 50 ha auch kleinere Gewässer in Deutschland deutlich häufiger einer entsprechenden Bewertung unterzogen werden könnten. Dies ist aber aufgrund der großen Anzahl an Gewässern weder personell noch finanziell auf klassischem Wege zu leisten.

Durch die Satellitenfernerkundung ergeben sich neue Möglichkeiten sowohl in der Überwachung bisher nicht erfasster Gewässer, aber vor allem auch in der Vervollständigung bzw. Verdichtung von *In-situ*-Messreihen und der Zustandsermittlung von Gewässern. Satellitenfernerkundungsdaten von den optischen Sentinel-Satelliten (Sentinel-2 und Sentinel-3) des Copernicus-Programms bieten eine effiziente Möglichkeit, Umweltveränderungen in Gewässern zu überwachen. Internationale Studien haben die Wirksamkeit von Sentinel-Daten für die Überwachung von Gewässern an Einzelbeispielen gezeigt [3–6].

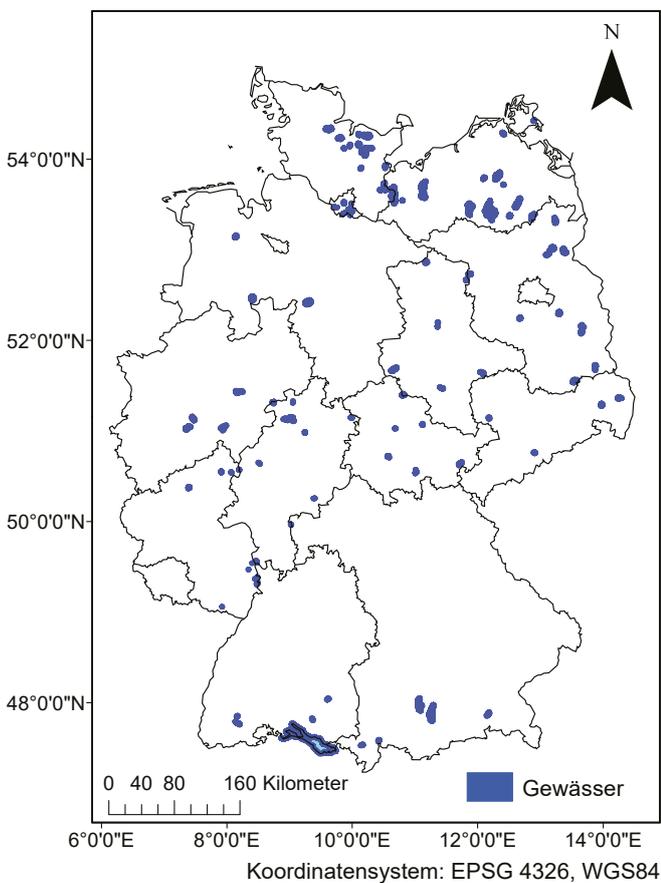


Abb. 1: Übersichtsdarstellung der im Projekt BIGFE als Referenzgewässer verwendeten 112 Seen und Talsperren in Deutschland (verändert nach [11]); Koordinatensystem EPSG 4326, WGS84

Einschränkungen ergeben sich durch die räumliche Auflösung der Sensoren (Tabelle 1) und dadurch, dass nur die Bedingungen in der oberen Gewässerschicht erfasst werden können, zum Beispiel [7, 8]. Hinzu kommt, dass die optische Komplexität von Binnengewässern, notwendige atmosphärische Korrekturen, Nachbarschafts- und Reflexionseffekte sowie in Flachwasserbereichen optische Einflüsse vom Gewässerboden nach wie vor Herausforderungen bei der Auswertung darstellen [8, 9]. Darüber hinaus können Wetterbedingungen wie Wolken, Dunst, oder Wellen die Prozessierung der Satellitendaten beeinträchtigen bzw. verhindern, zum Beispiel [10].

In dem von der Deutschen Raumfahrtagentur im DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) mit Mitteln des Bundesministeriums für Digitales und Verkehr geförderten Leuchtturm-Projekt BIGFE „Erfassung der Wasserqualität und Wasserflächenausdehnung von Binnengewässern durch Fernerkundung“ (www.ufz.de/bigfe, FKZ 50EW2101) werden Möglichkeiten und Grenzen eines Satelliten-basierten Monitorings der Gewässerqualität evaluiert. Von den 13 in BIGFE assoziierten Landesumweltämtern wurden uns *In-situ*-Messwerte für den Zeitraum 2016 bis 2020 von insgesamt 112 Gewässern für die drei Messgrößen Sichttiefe, Trübung und Chlorophyll-a zur Verfügung gestellt und mit Satelliten-basierten Daten in diesem Zeitraum verglichen. Diese Auswahl an Gewässern ist hinsichtlich Größe, Tiefe und Trophie repräsentativ für die Diversität deutscher Standgewässer (Abbildung 1). In diesem Beitrag werden Ergebnisse von diesem Vergleich hinsichtlich der Eignung eines Satelliten-basierten Monitorings der Gewässerqualität dargestellt und die wichtigsten Arbeitsschritte und Randbedingungen für eine Nutzung dieser Methoden erläutert.

1.2 Satellitenmissionen und Daten

Bereits mit frühen Satellitenmissionen im Landsat-Programm (Landsat 1 bis Landsat 7) der NASA ab 1972 wurden Umweltdaten der Landoberfläche sowie der Ozeane und Küstenbereiche erhoben. Mit dem Start von Landsat 8 im Jahr 2013 (<https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-8>) wurden erstmals auch für Wasseroberflächen räumlich höher aufgelöste (30 bis 100 m) Umweltdaten weltweit verfügbar [12].

Die Sentinel-Satelliten (<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/home>) sind seit 2015 Teil des Copernicus-Programms der Europäischen Union, das eine breite Palette von Umweltdaten für globale Anwendungen bereitstellt. Die meisten Sentinel-Missionen bestehen aus mehreren baugleichen Satelliten, von denen jeweils zwei gleichzeitig im Orbit sind, um somit die zeitliche Wiederholrate und die räumliche Abdeckung sowie die Zuverlässigkeit zu erhöhen. Die Satelliten und Instrumente werden von der Europäischen Weltraumorganisation (ESA) als Kernkomponente des Copernicus-Programms entwickelt.

Sentinel-2 (S2) ist ein Satellit, der mit einem multispektralen Sensor MSI (Multi Spectral Instrument) ausgestattet ist. Dieser Sensor bietet je nach spektralem Kanal eine räumliche Auflösung von 10 bis 60 Metern und eine zeitliche Auflösung über Deutschland von 2 bis 5 Tagen. Sentinel-3 (S3) bietet dagegen zwar eine tägliche Auflösung über Deutschland, liefert aber mit dem optischen Sensor OLCI (Ocean and Land Color Imager) nur eine räumliche Auflösung von 300 m (Tabelle 1).

Obwohl der S2-MSI-Sensor im Gegensatz zum S3-OLCI-Sensor nicht für die Untersuchung von Wasserinhaltsstoffen konzipiert wurde, können die aufgenommenen multispektra-

Satellit	S2A (seit 2015)/S2B (seit 2017)			S3A (seit 2016)/S3B (seit 2018)
Sensor	MSI			OLCI
Spektralbänder	13 Spektralbänder (443–2190 nm)			21 Spektralbänder zwischen 400 und 1020 nm Wellenlänge
	4 im sichtbaren und nah-infraroten Bereich	6 Rotrand-/ Kurzwellen-Infrarot-Bänder	3 atmosphärische Korrekturbänder	
räumliche Auflösung (m)	10	20	60	300
Produkt	Sichttiefe/Trübung/Chlorophyll			Sichttiefe/Trübung/Chlorophyll
zeitliche Auflösung über Deutschland	alle 2 bis 5 Tage			täglich

Tabelle 1: Übersicht der Sentinel-Satelliten im Copernicus-Programm, die in BIGFE verwendet wurden (<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/home>), siehe auch [17, 18]

len Daten ebenso für die Überwachung der oben genannten Messgrößen ausgewertet werden.

Die Sichttiefe eines Gewässers kann aus der Analyse der Lichtdurchlässigkeit bzw. Reflektanz im sichtbaren Spektrum abgeleitet werden (zum Beispiel [8, 13, 14]). Trübungen, zum Beispiel verursacht durch Schwebstoffe, werden mithilfe von Algorithmen berechnet, welche die trübungsbedingte Absorption und Streuung quantifizieren (zum Beispiel [13, 14]). Der Chlorophyllgehalt in Gewässern, ein Indikator für das Phytoplanktonwachstum, kann durch Berücksichtigung der Absorptions- und Streueigenschaften von Chlorophyll-a über verschiedene Algorithmen erfasst werden (zum Beispiel [13, 15, 16]).

1.3 Datenprozessierung

Die Satellitenaufnahmen der Sentinel-Missionen sind grundsätzlich frei verfügbar und können über verschiedene Plattformen der ESA [EO4EU: <https://eo4eu.eu/#platform>, Copernicus Space Data Ecosystem (CDSE) Portal: <https://dataspace.copernicus.eu>] bzw. einer damit von dem DLR beauftragten Firma heruntergeladen werden (EO-Lab: <https://eo-lab.org/de>, CODE-DE: <https://code-de.org/de>). Diese Daten sind zwar bereits von der ESA auf einen Nutzerlevel aufbereitet, müssen aber vor einer Verwendung noch weiteren Vorentscheidungen und Korrekturen unterzogen werden (Abbildung 2).

In einem ersten Schritt muss der Anwender/Nutzer zum Beispiel die Entscheidung treffen, bis zu welchem Grad einer Wolkenbedeckung Aufnahmen (Szenen) für das betrachtete Gewässer ausgewählt werden sollen. In der weiteren Auswertung ist dann nach Atmosphärenkorrektur und Prozessierung über die Gültigkeit der einzelnen Pixel einer Szene bzw. eines Makropixels zu entscheiden (Kapitel 2.1). Ein Pixel ist dabei das Quadrat mit der kleinsten räumlichen Auflösung des ausgewählten Sensors, also im Fall von S3 ein Quadrat von 300 × 300 m und im Fall von S2 je nach Spektralband ein Quadrat von 10 × 10 m, 20 × 20 m oder 60 × 60 m (Tabelle 1). Diese und noch weitere Korrektur- und Auswertungsschritte kann jeder Nutzer mit entsprechender Fachkenntnis selbst ausführen. Andererseits werden Satellitenauswertungen auch von verschiedenen Firmen kommerziell angeboten, wobei der Grad der Auswertung bzw. Datenprozessierung durch die Firmen individuell vereinbart werden kann.

Aufgrund der sehr weit entwickelten Produktkompetenz im Gewässerbereich haben wir uns im BIGFE-Projekt für die Nutzung der Datenprozessierungen der beiden Firmen Brock-

mann Consult und EOMAP entschieden. Diese verwenden dabei nicht die von der ESA angebotenen Level-2-Daten, sondern führen die damit verbundene wichtige Korrektur atmosphärischer Störungen aus Absorption und Streuung des reflektierten Sonnenlichts mit eigenen Algorithmen durch. Mit diesen Ergebnissen wurde dann eine Auswertung hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Auflösung vorgenommen und anschließend damit eine Validierung mit In-situ-Daten durchgeführt. Ausführliche Darstellungen der Ergebnisse dazu finden sich bei [11] und [19].

In diesem Kontext ist es wichtig hervorzuheben, dass im Rahmen des BIGFE-Projekts sogenannte „naive“ Prozessierungen durchgeführt wurden. Dies bedeutet, dass die Algorithmen nicht mit für die jeweiligen Gewässer zur Verfügung stehenden In-situ-Daten oder unter Zuhilfenahme gewässerspezifischer spektraler Eigenschaften kalibriert wurden. Mit solchen Kalibrierungen lassen sich gegebenenfalls bessere Übereinstimmungen zwischen Satelliten-basierten und In situ-Monitoring erzielen, aber die Algorithmen verlieren dann auch ihre Übertragbarkeit. Deshalb nutzt BIGFE übertragbare, allgemeingültige

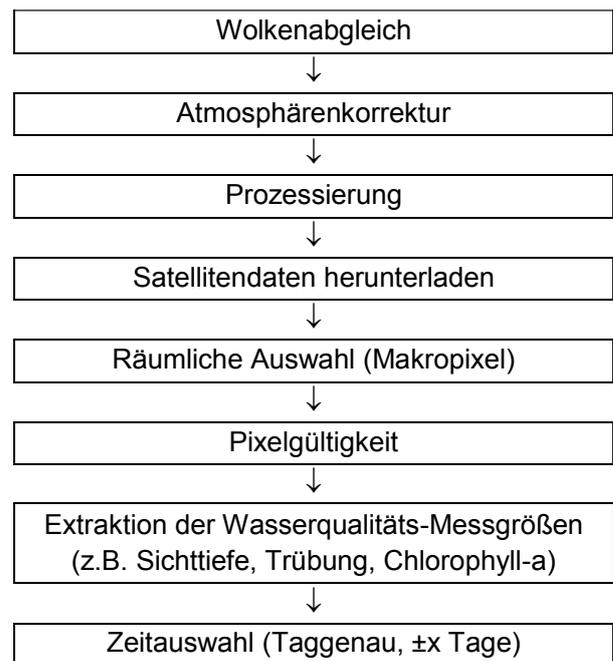


Abb. 2: Generalisierter Workflow im BIGFE-Projekt für die Auswertung von Satellitenaufnahmen für Wasserqualitätsmessgrößen

Algorithmen, denn in der Gewässerbewirtschaftung werden diese Methoden gerade dann interessant, wenn für die anvisierten Zielgewässer keine In-situ-Messdaten vorliegen und die Satelliten-Informationen vorhandene Lücken im Monitoring-Netz füllen können. Daher geht in der Monitoring-Praxis Übertragbarkeit vor Genauigkeit, und eine naive Prozessierung ist zur Bewertung der Möglichkeiten und Grenzen des Satelliten-basierten Monitorings angeraten.

1.4 Statistische Auswertungen

Für die statistische Auswertung des Vergleichs von Satellitenwerten verschiedener räumlicher Auflösungen und zeitlicher Übereinstimmungen mit In situ-Werten (Kapitel 2.1 und 2.2) wurden gemäß den Empfehlungen von [20] zwei Fehlermaße angewendet: i) der mittlere absolute Fehler (MAE: mean absolute error) und ii) der Bias (Differenz der Mittelwerte zweier Datensätze). Zusätzlich wurde noch iii) die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE: root mean squared error) berechnet.

Der Bias quantifiziert systematische Über- oder Unterschätzungen zwischen zwei Datensätzen und ist als Differenz der Mittelwerte für In-situ- und Satelliten-basierte Werte definiert und daher nicht sehr anfällig für zufällige Fehler. Der RMSE und der MAE sind beides Fehlermaße, die die Genauigkeit oder die paarweise Übereinstimmung zwischen In-situ- und Satelliten-basierten Beobachtungen beschreiben. Da unsere Daten eine logarithmische Fehlerverteilung aufweisen, folgten wir der Empfehlung von [20] und berechneten MAE und Bias anhand von log-transformierten Daten, die anschließend in den linearen Raum rücktransformiert wurden, um die Interpretation zu erleichtern. Der RMSE wurde mit nicht-transformierten Daten berechnet, um die Vergleichbarkeit mit anderen Studien und die Interpretation zu erleichtern [21]. Für den Vergleich der Satellitendaten mit In-situ-Werten wurde zusätzlich noch eine Regressionsanalyse durchgeführt und das Bestimmtheitsmaß R^2 der log-transformierten Daten berechnet.

2 Räumliche und zeitliche Auflösungen

2.1 Räumliche Auflösungen

Bei den Satellitenüberflügen von S2 und S3 werden Szenen aufgenommen, die in Kacheln unterteilt werden. Die S2-Kacheln haben Kantenlänge von $100 \text{ km} \times 100 \text{ km}$, während S3-Kacheln aus einer Abtastung mit einer Streifenbreite von 1270 km resultieren. Diese Kacheln setzen sich aus Pixeln zusammen, die die einzelnen Bildpunkte wiedergeben und Quadrate sind, deren Kantenlängen dem räumlichen Auflösungsvermögen des entsprechenden Sensors und des entsprechenden spektralen Kanals entsprechen. In diesen Pixeln wird das optische Signal ausgewertet (Tabelle 1).

Um einen Vergleich mit In-situ-Werten der betrachteten Messgrößen durchführen zu können, könnte also nur ein Pixel ausgewertet werden, das die In-situ-Messstelle abdeckt. Davon wird jedoch aus statistischen Gründen dringend abgeraten [22], da Satellitenmesssignale einem Rauschen unterliegen und daher ein Mittelwert/Median über mehrere Pixel, sogenannte Makropixel, einen robusteren Messwert liefert [22, 23]. Alternativ können auch alle Pixel eines Gewässers ausgewertet werden, das heißt eine gewässerweite Auswertung erfolgen



Abb. 3: Darstellung von Makropixeln (3×3 , 5×5 , 15×15 und Gewässerweit) von S2 bei einer räumlichen Auflösung mit 60 m Kantenlänge pro Pixel am Beispiel des Barleber See I in Magdeburg (rote Punkte = Messstellen); verändert nach [11]

(Abbildung 3). Für S3-Aufnahmen kann eine 1-Pixel-Auswertung Sinn ergeben, wenn das Gewässer für ein Makropixel, wie es für eine Auswertung empfohlen wird [23], nicht groß genug ist (3×3 Makropixel von S3 = $810\,000 \text{ m}^2$). Ein S3-Pixel deckt bereits eine Fläche von $90\,000 \text{ m}^2$ ab und wird damit Inhomogenitäten auf der Wasseroberfläche statistisch mitteln.

Im BIGFE-Projekt wurden für alle verwendbaren Szenen von S2, die in einer zeitlichen Übereinstimmung mit den In-situ-Messwerten für die drei Messgrößen standen, statistische Auswertungen mit 3×3 , 5×5 , 15×15 -Makropixeln und einer gewässerweiten Betrachtung durchgeführt. Für S3 wurden Vergleiche mit 1-Pixel, 3×3 -Makropixeln und ebenfalls einer gewässerweiten Betrachtung durchgeführt (Tabelle 2). Die Ergebnisse dieser statistischen Auswertungen sind im Detail in [11] beschrieben. Hier wird nur zusammenfassend unsere Empfehlung für die räumliche Anwendung von S2 und S3-Aufnahmen zur Ableitung der drei Messgrößen erläutert.

Die Unterschiede in den statistischen Kenngrößen für die gewählten Makropixel und die gewässerweite Betrachtung waren gering (Tabelle 2). Daher halten wir die Verwendung eines 3×3 -Makropixels für S2-Aufnahmen um eine In-situ-Messstelle bzw. die Auswertung einer gewässerweiten Betrachtung für S2- und S3-Aufnahmen für eine Anwendung im behördlichen Alltag für geeignet. Auch ein 3×3 -Makropixel für S3 kommt bei entsprechend großen Seen in Frage. Die Entscheidung, ob ein Makropixel oder die gesamte Seeoberfläche ausgewertet wird, hängt dabei im Wesentlichen von der geplanten Verwendung der Ergebnisse ab.

Wenn für den Anwender die reine Validierung mit In-situ-Messwerten einer Messstelle im Vordergrund steht, kann eine Auswertung auf Basis eines Makropixels um die Messstelle herum ein besseres Ergebnis ergeben, wenn Probenahme und Satellitenüberflug zeitgenau überstimmen (Kapitel 2.2.). Sollen die Satelliteninformationen dagegen einen repräsentativen Wert für das ganze Gewässer ergeben oder zum Beispiel für ei-

Sensor	Zielvariable	MAE					Bias					RMSE					N				
		1	3*3	5*5	15*15	Gw	1	3*3	5*5	15*15	Gw	1	3*3	5*5	15*15	Gw	1	3*3	5*5	15*15	Gw
MSI	Chlorophyll-a	-	2.6	2.6	2.6	2.6	-	0.8	0.8	0.8	0.7	-	27.0	26.3	31.9	26.0	-	396	400	377	437
MSI	Trübung	-	3.8	4.1	3.7	2.8	-	0.4	0.4	0.4	0.5	-	10.9	11.3	12.0	8.8	-	100	94	74	111
MSI	Sichttiefe	-	1.8	1.8	1.9	1.8	-	1.4	1.4	1.5	1.5	-	3.9	3.7	3.7	3.2	-	382	384	360	419
OLCI	Chlorophyll-a	2.9	2.8	-	-	2.8	0.8	0.8	-	-	0.8	38.8	34.2	-	-	32.7	477	525	-	-	585
OLCI	Trübung	3.5	2.9	-	-	2.6	0.3	0.4	-	-	0.4	13.9	12.9	-	-	11.5	36	51	-	-	43
OLCI	Sichttiefe	1.9	1.9	-	-	2.0	1.2	1.2	-	-	1.3	2.8	2.7	-	-	2.8	414	501	-	-	482

Tabelle 2: Ergebnis der Fehlermaße MAE, Bias und RMSE bei verschiedenen räumlichen Aggregationen (Makropixel) unter Verwendung taggenauer Übereinstimmung von Satellitenüberflug und In-situ-Probenahme mit getrennten MSI- und OLCI-Daten. Prozessoren MIP und CynaoAlert für die drei Messgrößen Chlorophyll-a, Trübung und Sichttiefe kombiniert; N = Anzahl der Gewässer; Gw = Gewässerweit. Dunkelgrüne Schattierungen zeigen ein schlechteres Ergebnis der Variante an, während die hellsten Schattierungen das beste Ergebnis darstellen (verändert nach [11]).

ne Trophie-Einstufung des Gewässers dienen, liefert eine gewässerweite Betrachtung möglicherweise den größeren Informationsgehalt.

2.2 Zeitliche Auflösungen

Um einen Vergleich mit In-situ-Daten vornehmen zu können, sollten Satellitenaufnahme und Probenahme auf den gleichen Tag, im besten Fall sogar auf dieselbe Stunde fallen. In der Praxis werden die Probenahmen aber nicht an den Satellitenüberflügen ausgerichtet, und für jeden Probenahmetermin in Übereinstimmung mit einem Satellitenüberflug muss zudem Wolkenfreiheit herrschen, um einen Vergleich vornehmen zu können. Im BIGFE-Projekt ergaben sich daher in der Auswertung der 112 Gewässer über fünf Jahre (2016–2020) nur wenige taggenaue Übereinstimmungen (Matches) (Spalte „N“, „+/-0d“ in Tabelle 3).

Daher wurden neben den taggenauen Messungen der Satelliten auch Abweichungen zwischen Satellitenüberflug und Probenahme von ± 1 und ± 5 Tage statistisch hinsichtlich der Übereinstimmung mit den In-situ-Werten ausgewertet. Damit erhöhte sich die Anzahl der für einen Vergleich heranziehbaren Wertepaare von Satellitensignal und In-situ-Wert bis zu einem Faktor 5 (Spalte „N“, „+/-5d“ in Tabelle 3). Je nach Gewässergröße, Jahreszeit, Wettersituation und trophischem Zustand können damit im Einzelfall auch die Abweichungen zwischen den beiden Werten erwartungsgemäß deutlich zunehmen. In der statistischen Auswertung über die 112 Gewässer und fünf Jahre (2016–2020) sind aber die Unterschiede zwischen den drei betrachteten zeitlichen Übereinstimmungen von Satellitenüberflug und Probenahme (taggenau, ± 1 und ± 5 Tage) für die drei Fehlermaße mit Ausnahme des RMSE eher gering (Tabelle 3). Für den Anwender/Nutzer ergibt sich damit die

Möglichkeit, nicht nur auf taggenaue Satellitenaufnahmen für einen Vergleich mit In-situ-Werten zurückzugreifen, sondern auch davon abweichende Überflugdaten mit einem Zeitversatz von bis zu ± 5 Tagen zu verwenden.

3 Vergleichbarkeiten und Validierung

Die In-situ-Messwerte dienten auch zum Vergleich mit den entsprechenden Fernerkundungsprodukten, die von den beiden Prozessierungsroutinen (Prozessoren MIP von EOMAP und CynaoAlert von Brockmann Consult) generiert wurden. Wie eingangs erläutert, erfolgte diese Prozessierung als „naive Anwendung“, das heißt, es erfolgte keine gesonderte Berücksichtigung Gewässer-spezifischer Charakteristika bei der Prozessierung. Die Satellitendaten wurden als gewässerweiter Median verarbeitet und die Ergebnisse beider Prozessierungsroutinen im Sinne eines Modelensembles. Es wurden nur taggenaue Vergleiche verwendet. Eine ausführliche Diskussion dieser statistischen Betrachtungen findet sich bei [19].

Für eine statistisch belastbare Auswertung von Trübungswerten lagen zu wenige In-situ-Analysen vor (N = 52). Diese werden regelmäßig nur in einigen Talsperren erhoben. Tabelle 4 zeigt daher nur die statistischen Ergebnisse für den Vergleich von Sichttiefe und Chlorophyllgehalt der beiden Satelliten S2 und S3 mit den entsprechenden In-situ-Werten.

Es ist deutlich zu erkennen, dass die Übereinstimmung zwischen Satellitenwert und In-situ-Wert für die Sichttiefe sowohl für S2 als auch für S3 mit einem R² von 0,68 bzw. 0,64 höher war als für Chlorophyll-a mit 0,54 bzw. 0,53. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass nicht nur das Satellitensignal einer Reihe von Störungen unterliegt und damit fehlerbehaftet ist, sondern auch der In-situ-Wert (zum Beispiel Veränderungen bei Konservierung, Lagerung und Transport, unterschiedliche

Zielvariable	MAE			Bias			RMSE			N		
	+/- 0d	+/- 1d	+/- 5d	+/- 0d	+/- 1d	+/- 5d	+/- 0d	+/- 1d	+/- 5d	+/- 0d	+/- 1d	+/- 5d
Chlorophyll-a	2.70	2.66	2.79	0.80	0.81	0.79	31.32	36.54	35.61	921	2167	4625
Trübung	3.44	2.86	2.86	0.39	0.48	0.50	11.63	11.84	13.00	151	421	1000
Sichttiefe	1.89	1.81	1.82	1.31	1.27	1.31	3.25	3.17	3.38	883	2096	4539

Tabelle 3: Ergebnis der Fehlermaße MAE, Bias und RMSE bei verschiedenen zeitlichen Abständen von Satellitenüberflug und In-situ-Probenahme. Prozessoren MIP und CynaoAlert für die drei Messgrößen Chlorophyll-a, Trübung und Sichttiefe kombiniert; N = Anzahl der Gewässer; d = Tag. Dunkelgrüne Schattierungen zeigen ein schlechteres Ergebnis der Variante an, während die hellsten Schattierungen das beste Ergebnis darstellen (verändert nach [11]).

Variable	S2	S3
Anzahl der Wertepaare (N)		
Sichttiefe	270	321
Chlorophyll	438	691
Regressionsanalyse/Steigung		
Sichttiefe	0,8	0,6
Chlorophyll	0,9	0,8
Regressionsanalyse/R²		
Sichttiefe	0,68	0,64
Chlorophyll	0,54	0,53
MAE		
Sichttiefe	1,8	1,8
Chlorophyll	2,7	2,5
RMSE		
Sichttiefe	2,5	2,0
Chlorophyll	58,3	42,7
Bias		
Sichttiefe	1,1	0,2
Chlorophyll	26,3	15,0

Tabelle 4: Statistische Ergebnisse des Vergleichs von Satellitendaten von S2 und S3 für Sichttiefe und Chlorophyll-a mit In-situ-Werten von 112 Gewässern im Zeitraum 2016 bis 2020 (verändert nach [19])

Laboranalysenverfahren, verschiedene Bearbeiter). Für die Validierung ist der In-situ-Wert zwar als Referenzwert gesetzt, aber inwieweit er dem „wahren“ Wert entspricht, bleibt mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Auch die große räumlich-zeitliche Dynamik von Algenpopulationen ist relevant, denn selbst bei taggenauem Vergleich von Satellitenaufnahme und In-situ-Wert kann allein die Abweichung in der Tageszeit zwischen Satellitenüberflug und Probenahme einen erheblichen Unterschied zwischen beiden Werten verursachen (Abb. 4). Bei der Nutzung von Behörden-daten, für die in der Regel keine uhrzeitgenaue Zeitangabe vorliegt, war der taggenaue Vergleich die bestmögliche Zeitauflösung. Für eine exakte Validierung müssten dagegen die In-situ-Daten innerhalb eines Weni-

ge-Stunden-Fensters zum Satellitenüberflug vorliegen [6, 16, 24].

Andererseits zeigen Regressionsanalyse, MAE und Bias, dass die Satellitenaufnahmen unter Berücksichtigung der entsprechenden Unsicherheit durchaus Aussagekraft für die Sichttiefe und den Chlorophyllgehalt besitzen.

Es muss an dieser Stelle erwähnt werden, dass selbst bei der höchsten räumlichen Auflösung von 10×10 m bei S2 eine flächenhafte Information von 100 m^2 mit einer Punktanalyse verglichen wird (Tabelle 5). Ein aus vielen Pixeln gewässerweit abgeleiteter Medianwert für Chlorophyll-a ist oftmals weitaus repräsentativer für den betrachteten Wasserkörper als die punkthafte Information aus der In-situ-Probenahme (Kapitel 2.1).

Ausgehend von den hier vorgestellten Ergebnissen ergeben sich vielfältige Anwendungsgebiete und -möglichkeiten der Satellitenfernerkundung in den Landesämtern. Hier bieten sich unter anderem die räumliche und zeitliche Vervollständigung von Messreihen, die Erstellung von Datenblättern (Seensteckbriefe) oder die Ableitung von Trophieeinstufungen als mögliche Umsetzungen in der Praxis an. Außerdem kann die Satellitenfernerkundung auch für ein indikatives Gewässermonitoring eingesetzt werden, bei dem für eine sehr große Anzahl von Seen Satelliten-basierte limnologische Basisparameter erhoben werden, die für Status- und Change-Detection-Monitoringprogramme genutzt werden und auf deren Grundlage gegebenenfalls gezielt In-situ Messprogramme für auffällige Gewässer initiiert werden können. Weitergehende Ausführungen dazu werden in dem Beitrag von Laue et al. [25] dargestellt.

4 Fazit und Ausblick

Die Nutzung von Sentinel-Satelliten S2 und S3 hat sich als hilfreich für die Überwachung von Seen und Talsperren in Deutschland erwiesen. Die Vorteile und Nachteile der Fernerkundung sind gut bekannt (Tabelle 6). Die kontinuierliche Verfügbarkeit und die großflächige Abdeckung der Satellitendaten ermöglichen eine effiziente Überwachung der Wasserqualität. Die Stärken der Satelliten-basierten Methoden liegen in der hohen räumlichen Auflösung und verhältnismäßig hohen zeitlichen

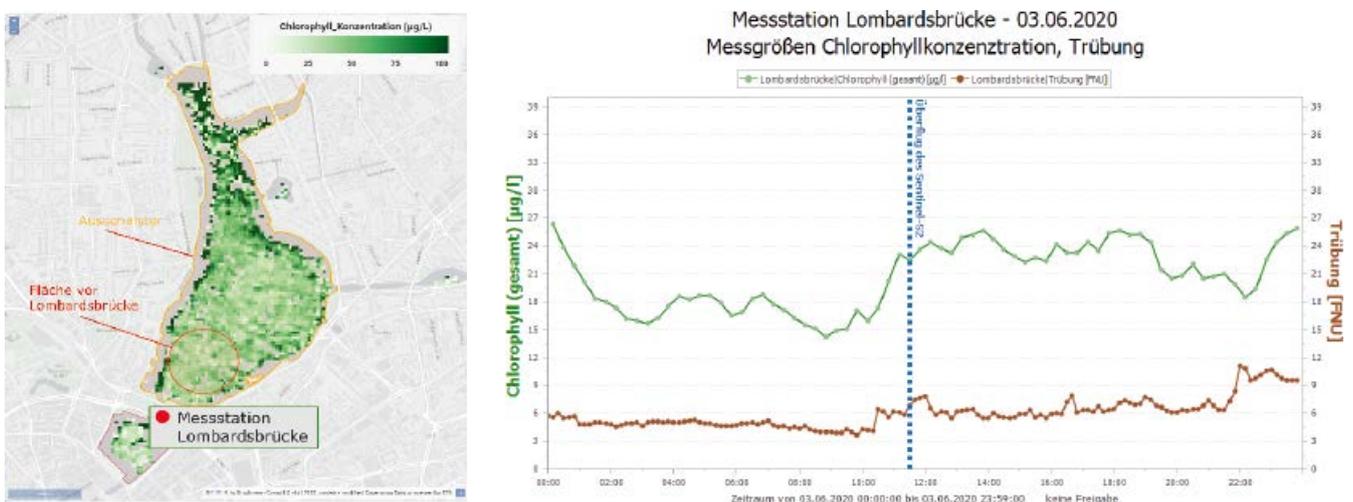


Abb. 4: Schwankungsbreite von Chlorophyll-Konzentrationen und Trübungswerten kontinuierlicher Messungen an der Messstation Lombardsbrücke der Stadt Hamburg vom 3. Juni 2020 im Vergleich mit den abgeleiteten Chlorophyll-a-Werten des S2-Überflugs um 12:00 Uhr (Fläche vor der Lombardsbrücke mit 759 Pixel: Chl-a von $11 \mu\text{g/L}$ bis $101 \mu\text{g/L}$ mit einem Mittelwert von $36,3 \pm 10,9 \mu\text{g/L}$)

	Fläche (m ²)
in situ	1
Sentinel-2	100
Sentinel-3	90 000

Tabelle 5: Flächenvergleich einer punkthaften In-situ-Probennahme mit der räumlichen Auflösung von S2 und S3

Abdeckung (vor allem bei S3). Limitationen des Satellitenbasierten Monitorings sind in der überwiegenden Erfassung der oberen Gewässerschichten (Integration der Information bis zur Sichttiefe) und auch in den teilweise hohen Fehlern in Einzelmessungen (oftmals bedingt durch nicht korrigierbare Effekte wie Sonnenlichtreflektion oder Signalstreuung in der Atmosphäre) zu sehen sowie in der Abhängigkeit von wolkenfreien Bedingungen. Für verlässliche quantitative bzw. belastbare Bewertungen sind daher weiterhin In-situ Beprobungen unerlässlich, zum Beispiel im Rahmen von judikativen oder ordnungspolitischen Verfahren oder bei der Auslösung kostenintensiver Maßnahmen, die aber durch Satelliten-basierte Informationen räumlich und zeitlich ergänzt und erweitert werden können.

Zukünftige Entwicklungen in der Satellitentechnologie, einschließlich neuer Sensoren mit verbesserter spektraler Auflösung sowie höherer räumlicher und vor allem zeitlicher Auflösung, aber auch weiterentwickelte Algorithmen und die Verknüpfung mit Methoden des „machine learning“ bzw. der „Künstlichen Intelligenz“, werden voraussichtlich die Genauigkeit und Häufigkeit der Datenerfassung weiter verbessern [24, 26].

In der wasserwirtschaftlichen Praxis werden Prozessierungen von Satellitendaten bisher vornehmlich über firmenbasierte Services realisiert. Daher spielt der private Sektor eine große Rolle in der Nutzung von Satelliten-basierten Monitoring im Gewässerbereich. Durch die kostenfreie Bereitstellung der Copernicus-Daten seitens der ESA ist hier ein sehr vielseitiger, serviceorientierter Markt entstanden, der behördlichen Nutzern auch Vorteile bietet.

Dank

Wir danken Kerstin Stelzer von Brockmann Consult GmbH sowie Hendrik Bernert und Christoph Deller von EOMAP GmbH & Co. KG für ihre fortwährende, kollegiale Beratung und Unterstützung im Projekt. Das dieser Veröffentlichung zugrunde

liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Digitales und Verkehr unter dem Förderkennzeichen 50EW2101 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Literatur

- [1] 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, *Amtsblatt der Europäischen Union*, 22. Dezember 2000, L 327/1–73
- [2] Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, *Amtsblatt der Europäischen Union*, 4. März 2006, L 64/37–51
- [3] Dörnhöfer, K., Scholze, J., Stelzer, K., Oppelt, N.: Water colour analysis of Lake Kummerow using time series of remote sensing and in situ data, *PFG – Journal of Photogrammetry Remote Sensing and Geoinformation Science* 2018, 86, 103–120, <https://doi.org/10.1007/s41064-018-0046-3>
- [4] Lehmann, M. K., Schütt, E. M., Hieronymi, M., Dare, J., Krasemann, H.: Analysis of recurring patchiness in satellite-derived chlorophyll a to aid the selection of representative sites for lake water quality monitoring, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2021, 104, 102547, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102547>
- [5] Werther, M., Odermatt, D., Simis, S. G. H., Gurlin, D., Jorge, D. S. F., Loisel, H., Hunter, P. D., Tyler, A. N., Spyarakos, E.: Characterising retrieval uncertainty of chlorophyll-a algorithms in oligotrophic and mesotrophic lakes and reservoirs, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2022, 190, 279–300, <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.06.015>
- [6] Alikas, K., Kangro, K., Köks, K.-L., Tamm, M., Freiberg, R., Laas, A.: Consistency of six in situ, in vitro and satellite-based methods to derive chlorophyll a in two optically different lakes, *Frontiers in Environmental Science* 2023, 10, 989671, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.989671>
- [7] Odermatt, D., Danne, O., Philipson, P., Brockmann, C.: Diversity II water quality parameters from ENVISAT (2002–2012): a new global information source for lakes, *Earth System Science Data* 2018, 10 (3), 1527–1549, <https://doi.org/10.5194/essd-10-1527-2018>
- [8] Topp, S. N., Pavelsky, T. M., Jensen, D., Simard, M., Ross, M. R. V.: Research Trends in the Use of Remote Sensing for In-land Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications, *Water* 2020, 12 (1), 169, <https://doi.org/10.3390/w12010169>
- [9] Dörnhöfer, K., Klinger, P., Heege, T., Oppelt, N.: Multi-sensor satellite and in situ monitoring of phytoplankton development in a eutrophic-mesotrophic lake, *Science of the Total Environment* 2018, 612, 1200–1214, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.219>
- [10] Sòria-Perpinyà, X., Vicente, E., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Tenjo, C., Ruíz-Verdú, A., Delegido, J., Soria, J. M., Peña, R., Moreno, J.: Validation of Water Quality Monitoring Algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean Inland Waters with In Situ Reflectance Data, *Water* 2021, 13 (5), 686, <https://doi.org/10.3390/w13050686>

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> ● gute zeitliche Abdeckung (täglich für Sentinel-3, 2- bis 5-tägig für Sentinel-2) ● hohe räumliche Auflösung (300 m für Sentinel-3 und 10-60 m für Sentinel-2) ● flächenhafte Erfassung des gesamten Gewässers anstatt von nur punktuellen In-situ-Proben ● schnelle und für Level 2 kostenfreie Datenbereitstellung ● globale Abdeckung ● sinnvolle Ergänzung des In-situ-Monitorings ● Automatisierbarkeit und operationeller Betrieb realisierbar 	<ul style="list-style-type: none"> ● bei Wolkenbedeckung keine Ergebnisse ● nur Werte aus Integration bis Sichttiefe ableitbar ● IT-intensive Datenprozessierung ● nur ausgewählte Messgrößen verfügbar (zum Beispiel Temperatur, Chlorophyll, Sichttiefe, Trübung) ● Unsicherheiten in der Messgenauigkeit höher als bei klassischen Verfahren. ● stellenweise nicht-korrigierbare Störungen durch Effekte wie Spiegelungen, Welleneffekte

Tabelle 6: Zusammenstellung von Vor- und Nachteilen der Satelliten-basierten Fernerkundung der Wasserqualität

- [11] Schröder, T., Schmidt, S. I., Kutzner, R. D., Bernert, H., Stelzer, K., Friese, K., Rinke, K.: Exploring spatial aggregations and temporal windows for water quality match-up analysis using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI data, *Remote Sensing* 2024, 16 (15), 2798, <https://doi.org/10.3390/rs16152798>
- [12] Wulder, M. A., Roy, D. P., Radeloff, V. C., Loveland, T., Anderson, M. C., Johnson, D. M., et al.: Fifty years of Landsat science and impacts, *Remote Sensing of Environment* 2022, 280, 113195, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113195>
- [13] Dörnhöfer, K., Oppelt, N.: Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances, *Ecological Indicators* 2016, 64, 105–122, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>
- [14] Soomets, T., Uudeberg, K., Jakovels, D., Brauns, A., Zagars, M., Kutser, T.: Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data, *Sensors* 2020, 20 (3), 742, <https://doi.org/10.3390/s20030742>
- [15] Ogashawara, I. The use of Sentinel-3 imagery to monitor cyanobacterial blooms, *Environments* 2019, 6, 60, <https://doi.org/10.3390/environments606060>
- [16] Llodrà-Llabrés, J., Martínez-López, J., Postma, T., Pérez-Martínez, C., Alcaraz-Segura, D.: Retrieving water chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2 imagery: Review of operability, performance and ways forward, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2023, 125, 103605, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103605>
- [17] European Space Agency (ESA): Sentinel-2 Factsheet, 2017, https://esamultimedia.esa.int/docs/EarthObservation/SENTINEL-2_sheet_170125.pdf (abgerufen am 21 März 2024)
- [18] European Space Agency (ESA): Sentinel-3 Factsheet, 2017, https://www.d-copernicus.de/fileadmin/Content/pdf/Sentinel-3_factsheet_jan2017.pdf (abgerufen am 21 März 2024)
- [19] Schmidt, S. I., Schröder, T., Kutzner, R. D., Laue, P., Bernert, H., Stelzer, K., Friese, K., Rinke, K.: Evaluating satellite-based water quality sensing of inland waters on basis of 100+ German water bodies using two complementary processing chains, *Remote Sensing* 2024, 16 (18), 3416, <https://doi.org/10.3390/rs16183416>
- [20] Seegers, B. N., Stumpf, R. P., Schaeffer, B. A., Loftin, K. A., Werdell, P. J.: Performance metrics for the assessment of satellite data products: an ocean color case study, *Optics Express* 2018, 26 (6), 7404–7422, <https://doi.org/10.1364/OE.26.007404>
- [21] Pahlevan, N., Mangin, A., Balasubramanian, S. V., Smith, B., Alikas, K., Arai, K., et al.: ACIX-Aqua: A global assessment of atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 over lakes, rivers, and coastal waters, *Remote Sensing of Environment* 2021, 258, 112366, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112366>
- [22] Bailey, S. W., Werdell, P. J.: A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products, *Remote Sensing of Environment* 2006, 102 (1–2), 12–23, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.015>
- [23] EUMETSAT: Recommendations for Sentinel-3 OLCI Ocean Colour Product Validations in Comparison with in Situ Measurements – Matchup Protocols, No. EUM/SEN3/DOC/19/1092968, 2021
- [24] Park, J., Khanal, S., Zhao, K., Byun, K.: Remote Sensing of Chlorophyll-a and Water Quality over Inland Lakes: How to Alleviate Geolocation Error and Temporal Discrepancy in Model Training, *Remote Sensing* 2024, 16 (15) 2761, <https://doi.org/10.3390/rs16152761>
- [25] Laue, P., Blohm, W., Schmidt, S. I., Schröder, T., Kutzner, R. D., Wolf, T., Dietrich, D., Friese, K., Rinke, K.: Satelliten-basierte Überwachung der Wasserqualität von Stand- und Fließgewässern in Deutschland – Beispiele, Schnittstellen und Wege zur behördlichen Integration (BIGFE), *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2025, 18 (2), im Druck
- [26] Meng, D., Mao, J., Li, W., Zhu, S., Gao, H.: An Integrated Framework for Remote Sensing Assessment of the Trophic State of Large Lakes, *Remote Sensing* 2023, 15 (17), 4238, <https://doi.org/10.3390/rs15174238>

Anzeige

TIPPS ZUM THEMA



WebSeminar

Methoden zur Charakterisierung von Grundwasser-See-Interaktionen (DWA-M 641)
20. Februar 2025
Erfurt
290,00 €/243,00 €**

DWA-M 517

Gewässermonitoring – Strategien und Methoden zur Erfassung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit von Fließgewässern
April 2017
74 Seiten, A4
Print 118,50 €*
E-Book 103,00 €*
Kombi 149,00 €*

DWA-M 606

Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie
August 2024
155 Seiten, A4
Print 214,00 €*
E-Book 186,00 €*
Kombi 270,00 €*

* Fördernde Mitglieder erhalten 20% Rabatt
** Mitgliederpreis

Autor*innen

Prof. Dr. Kurt Friese^{*)}, Dr. Susanne I. Schmidt, Tanja Schröder,
Dr. Désirée Dietrich, Prof. Dr. Karsten Rinke
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Seenforschung
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

^{*)} Korrespondenzautor, E-Mail: kurt.friese@ufz.de

Dr. Rebecca Kutzner
Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e. V.
Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde

Dr. Thomas Wolf
LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung
Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

Pia Laue, M. Sc., Dipl.-Ing. Werner Blohm
Freie und Hansestadt Hamburg
Institut für Hygiene und Umwelt
Marckmannstraße 129b, 20539 Hamburg

Beteiligte Firmen

Brockmann Consult GmbH
Chrysanderstraße 1, 21029 Hamburg

EOMAP GmbH & Co. KG
Schlosshof 4, 82229 Seefeld

