

**Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden
zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern
verschiedener Restseen des Braunkohlentagebaus
in Mitteldeutschland**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Judith Frauendorf

Halle (Saale)
2002

urn:nbn:de:gbv:3-000004309

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000004309>]

**Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden
zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern
verschiedener Restseen des Braunkohlentagebaus
in Mitteldeutschland**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Judith Frauendorf
geb. am 16.03.72 in Halle (Saale)

Gutachterin bzw. Gutachter:

1. Prof. Dr. Cornelia Gläßer,
Institut für Geographie, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg
2. Prof. Dr. Jürgen Fischer,
Institut für Weltraumwissenschaften, Freie Universität Berlin
3. Prof. Dr. Hermann Kaufmann,
GeoForschungsZentrum Potsdam, Bereich Fernerkundung

Tag der Verteidigung: Halle (Saale), 14. November 2002

Vorwort und Dank

Die Untersuchung von Bergbaugebieten mittels Fernerkundungsmethoden wird im Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohlenrevier seit Beginn der 90er Jahre verstärkt vorangetrieben, insbesondere auch durch die Abteilung Geofernerkundung und Kartographie am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, wo sich diese Untersuchungen unter der Leitung von Frau Prof. Dr. Gläßer zu einem Forschungsschwerpunkt entwickelten.

Die Forschungen beziehen sich einerseits auf aktive Tagebaue, andererseits besonders auf die Untersuchung der Renaturierungs- und Rekultivierungsprozesse der stillgelegten Tagebaue. Innerhalb dieser sanierungsbedürftigen Gebiete stellten sich die Tagebaugewässer, aufgrund ihrer differenzierten Hydrochemie einschließlich der auftretenden Versauerungsprobleme, als ein nicht leicht zu handhabendes Themengebiet heraus. Daher wurden im Rahmen einer Diplomarbeit erste Ansätze zur Untersuchung von Tagebaurestseen mittels Satellitendaten erarbeitet (JÄCKLIN 1999). Um intensivere Untersuchungen von Tagebaurestseen durchführen zu können, erfolgte von Frau Prof. Dr. Gläßer in Zusammenarbeit mit Herrn Prof. Dr. Fischer von der FU Berlin die Beantragung des Projektes „Untersuchungen der Beschaffenheitsentwicklung von Restseen des Braunkohlenbergbaus in Mitteldeutschland mittels Fernerkundungsmethoden“ beim Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ). Dieses Projekt wurde anschließend im Zeitraum von Juni 1998 bis Juni 2002 in zwei Projektabschnitten vom UFZ gefördert.

Im Rahmen dieses Projektes wurde die vorliegende Arbeit von Juli 1998 bis Juni 2002 angefertigt. Die Untersuchungen erstreckten sich hauptsächlich auf den Tagebaukomplex Goitsche, da durch die Arbeiten des UFZ sowie die Untersuchungen von Frau Jäcklin die Vorkenntnisse für dieses Areal sehr gut waren. Diese Vorkenntnisse beziehen sich einerseits auf umfangreiche hydrochemische sowie hydrobiologische Untersuchungen andererseits aber auch auf die Probenahme- und Untersuchungsstrategien von Tagebaurestseen, welche vom UFZ übernommen und von JÄCKLIN (1999) weiterentwickelt wurden.

Die Bearbeitung des Projektes erfolgte in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Fischer am Institut für Weltraumwissenschaften (WeW) der Freien Universität Berlin. Durch das am WeW zur Verfügung stehende Flugzeug inklusive des hyperspektralen Fernerkundungssensors *casi* war es möglich, kontinuierliche Befliegungen über den gesamten Bearbeitungszeitraum durchzuführen.

An dieser Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei allen bedanken, die diese Arbeit unterstützt, mir kleine und große Hilfestellungen gaben und so zum Gelingen beitrugen.

Mein besonders herzlicher Dank gilt Frau Prof. Dr. Gläßer, für die Möglichkeit mich in dieses interessante und neuartige Forschungsgebiet einzuarbeiten, für wertvolle Anregungen sowie für die Möglichkeit, meine Ergebnisse im Vorfeld dieser Arbeit auf nationalen und internationalen Tagungen vorzustellen.

Weiterhin bedanke ich mich ganz herzlich bei Herrn Prof. Dr. Geller, dem Leiter der Sektion Gewässerforschung am UFZ, und bei Herrn Prof. Dr. Fischer für die sehr gute Zusammenarbeit während des gesamten Projektes sowie für fachliche Hinweise zur Arbeit.

Außerdem möchte ich mich besonders bei meinem Projektkollegen Dr. Olbert sowie den Mitarbeitern des WeW's für viele fachliche Diskussionen und Hilfestellungen und ein immer offenes Ohr für meine Probleme bedanken.

Im weiteren gilt mein Dank der Arbeitsgruppe Geofernerkundung und Kartographie am Institut für Geographie in Halle für die angenehme Arbeitsatmosphäre und Unterstützungen jeglicher Art. Insbesondere danke ich den wissenschaftlichen Hilfskräften Doreen Zober, Doreen Kujajewski und Susann Lohse für ihren unermüdlichen Einsatz und ihre Verfügbarkeit sowie für die Unterstützung bei diversen Feld- und Laborarbeiten während des gesamten Projektes ganz herzlich.

Alle Beprobungskampagnen waren erst durch die Bereitstellung verschiedenster Geräte durch das UFZ und die Universität Halle möglich. Daher möchte ich mich ganz herzlich bei Herrn Prof. Dr. Gläßer und Herrn Dr. Richter von der Sektion Hydrogeologie des UFZ, den Mitarbeitern der Sektion Gewässerforschung des UFZ sowie bei Herrn Prof. Dr. Frühauf vom Institut für Geographie bedanken.

Besonderer Dank gilt ebenso Herrn Prof. Dr. Wilhelm und seiner Arbeitsgruppe vom Institut für Botanik der Universität Leipzig für die sehr gute Zusammenarbeit sowie die Nutzungsmöglichkeit der Laborräume, Geräte und Materialien. Insbesondere möchte ich mich bei Frau Juckeland bedanken, welche mich in die Chlorophyllbestimmung sowie die Absorptionsmessungen einarbeitete und mich mit allen Kräften unterstützte.

Für die Durchführung analytischer Untersuchungen bedanke ich mich sehr herzlich bei Frau Kurze (geoökologisches Labor der Universität Halle, Anionen), Frau Schulz (geoökologisches Labor der Universität Halle, Schwebstoffe), Frau Leider (Analytik des UFZ Halle, DOC/ TOC) sowie bei Herrn Steffen (Analytik des UFZ Leipzig, Kationen).

Außerdem gilt mein Dank den Mitarbeitern der LmbV Sachsen-Anhalts und Sachsens für die Bereitstellung von unterschiedlichsten Daten (Flutungsstände, Bergbaurisse, limnologische Gutachten) sowie die Genehmigung, die Tagebaugebiete befahren zu dürfen. Für die unkomplizierte Datenbereitstellung möchte ich ebenso der Sektion Gewässerforschung des UFZ und Herrn Dr. Lessmann von der BTU Cottbus danken.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meinem Mann, meiner Mutter und meiner Schwiegermutter für die Durchsicht des Manuskripts sowie die liebevolle Unterstützung und das Verständnis während der Arbeit bedanken. Außerdem seien nicht meine Großmütter vergessen, welche mich während meiner Arbeit in Halle umsorgten und denen ich dafür besonders herzlich danke.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	XVI
Abkürzungsverzeichnis	XVII
1 Aufgabenstellung	1
1.1 Einleitung	1
1.2 Problemstellung und Zielsetzung	2
2 Untersuchungsgebiete und Restseeproblematik	5
2.1 Geologische Verhältnisse	5
2.2 Tagebautechnologie	6
2.3 Restseeproblematik	7
2.3.1 Einleitung	7
2.3.2 Limnologie von Tagebaurestseen	8
2.3.2.1 Pyritoxidation und Versauerung	9
2.3.2.2 Morphometrische, hydrophysikalische und trophische Eigenschaften	9
2.3.2.3 Genese der Tagebauseen	11
2.3.3 Flutungskonzepte	14
2.4 Der Tagebau Goitsche	15
2.4.1 Charakteristik der einzelnen Restseen	15
2.4.2 Flutungsgeschehen	16
2.4.3 Nutzungskonzepte	19
2.5 Andere Untersuchungsgebiete	20
3 Einführung in die Gewässerfernerkundung	22
3.1 Physikalische Grundlagen	22
3.2 Optische Klassifizierung der Gewässer	25
3.3 Entwicklung der Gewässerfernerkundung	27
3.4 Vergleich verschiedener Algorithmen zur Ableitung von Wasserinhaltsstoffen	29
3.5 Gewässerfernerkundung von Tagebaurestseen	32

4	Optische Eigenschaften von Gewässern	33
4.1	Inhärente optische Eigenschaften	33
4.1.1	Allgemeine Definitionen	33
4.1.1.1	Absorption	34
4.1.1.2	Streuung	35
4.1.2	Optische Eigenschaften von reinem Wasser	39
4.1.3	Optische Eigenschaften von gelösten Substanzen	40
4.1.4	Optische Eigenschaften von Phytoplankton	42
4.1.5	Optische Eigenschaften von Tripton	46
4.2	Scheinbare optische Eigenschaften	47
4.3	Zusammenhänge zwischen den inhärenten und scheinbaren optischen Eigenschaften	49
5	Methodischer Teil	51
5.1	Feldexperimente	51
5.1.1	Bestimmung von limnologischen Parametern	51
5.1.2	Bestimmung des Reflexionsgrades	52
5.2	Laborexperimente	57
5.2.1	Bestimmung chemischer und biologischer Parameter	57
5.2.2	Bestimmung der Absorptionseigenschaften	58
5.2.3	Ableitung des Rückstreuoeffizienten von Tripton	61
5.3	<i>casi</i> -Befliegungen	61
5.3.1	Spezifikation des Sensors	61
5.3.2	Geometrische Korrektur	63
5.3.3	Atmosphärische Korrektur	64
5.3.4	Befliegungsgebiete	65
6	Charakterisierung und Einteilung von Tagebaurestseen	66
6.1	Limnologische Eigenschaften von Tagebaurestseen	66
6.1.1	Allgemeine Beschreibung der Eigenschaften	66
6.1.2	Entwicklung der limnologischen Eigenschaften vor und während der Goitscheflutung	69

6.2	Optische Eigenschaften von Tagebaurestseen	70
6.2.1	Absorptionseigenschaften von Gelbstoff	70
6.2.2	Spezifische Absorption von Phytoplankton	72
6.2.3	Absorptionseigenschaften von Tripton	73
6.2.4	Rückstreuung Tripton	74
6.2.5	Reflexionseigenschaften von Tagebaurestseen	75
6.2.6	Einteilung der optischen Eigenschaften	76
6.2.7	Entwicklung der optischen Eigenschaften vor und während der Goitscheflutung	80
6.3	Beziehungen zwischen limnologischen und optischen Eigenschaften	80
6.3.1	Zuordnung der optischen Gruppen zu den limnologischen Stadien	80
6.3.2	Beziehungen zwischen der Gelbstoffabsorption und den limnologischen Parametern	84
7	Algorithmenentwicklung zur Übertragung der Stadieneinteilung auf die <i>casi</i>-Daten	87
7.1	Bestimmung von Reflexionsparametern zur Stadieneinteilung	87
7.2	Umsetzung der Stadieneinteilung als IDL-Programm	90
7.2.1	Konzept des IDL-Programms	90
7.2.2	Erste Variante Durchlauf der Stadieneinteilung	93
7.2.3	Zweite Variante der Stadieneinteilung	99
7.2.4	Dritte Variante der Stadieneinteilung	101
7.3	Nachbearbeitung der Stadieneinteilung	102
7.4	Überprüfung der Stadieneinteilung	104
8	Algorithmenentwicklung zur Ableitung limnologischer Parameter aus den <i>casi</i>-Daten	106
8.1	Modellierung der Reflexionsspektren anhand der optischen Eigenschaften	106
8.1.1	Modellierung der Reflexionsspektren im Eisenstadium	107
8.1.2	Modellierung der Reflexionsspektren im Aluminiumstadium	113
8.1.3	Modellierung der Reflexionsspektren im Übergangsstadium I	118
8.1.4	Modellierung der Reflexionsspektren im Übergangsstadium II	122
8.1.5	Modellierung der Reflexionsspektren im Karbonatstadium	127
8.2	Bestimmung der Sichttiefe aus den <i>casi</i> -Daten	132
8.3	Zusammenfassung der Ergebnisse zur Algorithmenentwicklung für die Ableitung der limnologischen Parameter	134

8.4	IDL-Programm zur Ableitung der limnologischen Parameter	136
8.4.1	Erweiterung der Stadieneinteilung	136
8.4.2	Ableitung der flächendeckenden WIS sowie der Sichttiefe	137
8.4.3	Ableitung von gelbstoffabhängigen limnologischen Parametern	138
8.4.4	Überprüfung der Ergebnisse	139
8.5	Ableitung von weiteren Pigmenten	140
9	Monitoring von Tagebaurestseen im Mitteldeutschen Revier	142
9.1	Flutungsprozess der Goitsche	142
9.2	Kahnsdorf	147
9.3	Bockwitz	149
9.4	Merseburg-Ost	150
10	Übertragung der Methoden auf andere Bergbaureviere und natürliche Gewässer	152
10.1	Tagebau Plessa	152
10.2	Tagebaukomplex Lausitz	153
10.3	Bergbaugebiet Teutschenthal	154
10.4	Havel und Tegeler See	155
11	Zusammenfassung und Ausblick	156
12	Literaturverzeichnis	164

Anlagen

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	a) Säureeintrag aus der Kippe infolge des Grundwasseranstiegs. b) Abgerutschte Böschungen (LMBV 1996A).	3
Abb. 2.1	Darstellung der Tagebautechnologie mit Förderbrücken (verändert nach MIBRAG 1998).	6
Abb. 2.2	Verhältnisse im Tagebau nach Beendigung der Braunkohlenförderung (verändert nach DOHRMANN 2000 und KNÖLLER 2000).	7
Abb. 2.3	Jährliche Zirkulation und Schichtung in einem dimiktischen See (SCHWOERBEL 1999).	10
Abb. 2.4	Darstellung von möglichen Alterungsprozessen in Abhängigkeit der Ausgangszustände und der morphmetrischen Gegebenheiten ohne anthropogene Beeinflussung.	12
Abb. 2.5	Mineralreaktionen in Braunkohlentagebaukippen (GÖTTLICHER & POHLMANN 2000, dort modifiziert nach NORDSTROM 1982).	13
Abb. 2.6	Flutungsanlage von der Mulde bis zum Restloch Mühlbeck (LMBV 1999A, LMBV 1999B).	18
Abb. 2.7	Schema der wichtigsten Stofftransportprozesse bei der Flusswasserflutung (KRINGEL ET AL. 2000).	19
Abb. 2.8	Sanierungsgebiet Goitzsche nach erfolgter Flutung (LMBV 1996B, LMBV 1999B).	20
Abb. 3.1	Das Energiespektrum der Sonne und die Absorptionsbanden der Gase der Erdatmosphäre (punktiert), (KRONBERG 1985)).	22
Abb. 3.2	Prozesse der Sonnenstrahlung in der Atmosphäre und an der Erdoberfläche auf dem Weg zum Sensor (verändert nach KRONBERG 1985).	23
Abb. 3.3	Darstellung der Absorptions- und Rückstreuprozesse im Wasserkörper, welche das Reflexionssignal beeinflussen.	24
Abb. 3.4	a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe (HOOGENBOOM 1996). b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe (HOOGENBOOM 1996).	25
Abb. 3.5	Farbendreieck (KALLE 1939).	26
Abb. 3.6	Dreiecksdiagramm zur optischen Charakterisierung der Gewässer (nach PRIEUR & SATHYENDRANATH 1981).	26
Abb. 3.7	Vergleich der spektralen Auflösung der Satelliten Landsat TM und Meris.	28
Abb. 4.1	Einteilung der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe.	34
Abb. 4.2	Polardiagramm der Streuteile bei Rayleigh-Streuung und Streuung aufgrund von Dichtefluktuationen (LENK 1989).	36

Abb. 4.3	Vergleich des Streuverhaltens von Partikeln in Abhängigkeit vom Verhältnis der Teilchengröße $2\pi r$ zur Wellenlänge λ (PERKAMPUS 1993).	36
Abb. 4.4	Streuung von elektromagnetischen Wellen an Partikeln durch Brechung und Reflexion (KIRK 1994).	37
Abb. 4.5	Volumenstreuungsfunktion von reinem Wasser (MOREL 1974), von Ozeangewässern (Bahama Island) und trüben Küstengewässern (PETZOLD 1972), nach KIRK (1994).	37
Abb. 4.6	Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften von reinem Wasser.	39
Abb. 4.7	Beziehung zwischen S_Y und des Absorptionskoeffizienten bei 355 nm (VODACEK ET AL. 1997).	41
Abb. 4.8	Jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons in mesotrophen Seen (SCHWOERBEL 1999).	42
Abb. 4.9	Normierte Absorptionsspektren von Chlorophyll a, b und c, Phycoerythrin, Phycocyanin, Carotinoide (β -Carotin) sowie Xanthophylle (Lutein) von Algen, (nach GEGE 1994).	43
Abb. 4.10	Vergleich der Absorptionen von intakten und mit Ultraschall behandelten Zellen (<i>Euglena gracilis</i> , Chl a = $5,7 \mu\text{g l}^{-1}$), (JUCKELAND 1999).	44
Abb. 4.11	Abhängigkeit der Schwebstoffabsorption (a_{nap}) bei 440 nm von der Schwebstoffkonzentration und der Neigung der Absorptionskurve S_{Tr} (BRICAUD ET AL. 2000).	46
Abb. 5.1	Secchi-Scheibe.	52
Abb. 5.2	Wasserprobennehmer.	51
Abb. 5.3	Messung der aufwärtsgerichteten Strahldichte einer Spektralplatte über Wasser $L_u(0+)$.	54
Abb. 5.4	Konstruktion zur Messung der aufwärtsgerichteten Strahlung.	54
Abb. 5.5	Messaufbau in der Praxis.	55
Abb. 5.6	a) Reflexionsgrade einer neuen Spektralplatte. b) Reflexionsgrade einer älteren Spektralplatte.	56
Abb. 5.7	Reflexionsgrad in verschiedenen Tiefen und extrapoliert auf die Wasseroberfläche.	57
Abb. 5.8	Zeissphotometer zur Gelbstoffmessung.	59
Abb. 5.9	Operationsprinzip des <i>casi</i> (OLBERT 2000).	62
Abb. 5.10	Auftretende Verzerrungen in den Bilddaten durch verschiedene Flugbewegungen (aus OLBERT 2000, dort verändert nach LILLESAND & KIEFER 1987).	64
Abb. 5.11	Beispiele von zwei mosaikierten <i>casi</i> -Szenen vom 18.05.99 und 14.08.00.	64
Abb. 6.1	a) Sulfatkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes, b) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser, inkl. Vergleich zum Muldestausee).	66

-
- Abb. 6.2 a) Leitfähigkeit von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser),
b) Gesamtmineralisation repräsentativer Probenahmen verschiedener Tagebaurestseen (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser). 67
- Abb. 6.3 a) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes,
b) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit der Azidität. 68
- Abb. 6.4 a) Abhängigkeit der DOC-Konzentration von der Chlorophyll-a-Konzentration in Tagebaurestseen.
b) Abhängigkeit der Sichttiefe vom pH-Wert in Tagebaurestseen. 68
- Abb. 6.5 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration in Tagebaurestseen.
b) Abhängigkeit des anorganischen Anteils des Triptons von der Triptonkonzentration in Tagebaurestseen. 69
- Abb. 6.6 a) Beziehung der Neigung, berechnet zwischen 350 nm und 450 nm, zur Neigung, berechnet zwischen 430 und 650 nm in Tagebaurestseen.
b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption bei 440 nm zur Neigung in Tagebaurestseen im Vergleich zu natürlichen Gewässern. 71
- Abb. 6.7 a) Spezifische Absorption von Phytoplankton der untersuchten Tagebaurestseen im Vergleich zur Absorption von Grünalgen.
b) Spezifische Absorption von Phytoplankton des Muldestausees im Vergleich zur Absorption von Cryptophyceen und Diatomeen. 72
- Abb. 6.8 a) Spezifische Absorption von Tripton ausgewählter Tagebaurestseen im Vergleich zu natürlichen Gewässern.
b) Neigung des Absorptionsspektrums von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern. 73
- Abb. 6.9 a) Triptonabsorption bei 440 nm im Vergleich zur Triptonkonzentration von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.
b) Neigung der Absorptionskurve des Tripton im Vergleich zur Triptonabsorption bei 440 nm von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern. 74
- Abb. 6.10 a) Spezifische Rückstreuung von Tripton ausgewählter Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.
b) Spezifischen Rückstreuung von Tripton bei 440 nm im Vergleich zur Triptonkonzentration von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern. 75
- Abb. 6.11 a) Reflexionsspektren ($R(0^-)$) von verschiedenen Tagebaurestseen.
b) Maximum des Reflexionsgrades im Vergleich zur Wellenlänge des Reflexionsmaximums von Tagebaurestseen im Gegensatz zu natürlichen Gewässern. 76
- Abb. 6.12 a) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tripton bei 440 nm in Tagebaurestseen.
b) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur Gelbstoffabsorption bei 440 nm in Tagebaurestseen. 77

Abb. 6.13	a) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tripton bei 440 nm für Seen mit und ohne Schulter im Absorptionsspektrum in Tagebaurestseen.	
	b) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur Gelbstoffabsorption bei 440 nm für Seen mit und ohne Schulter im Absorptionsspektrum in Tagebaurestseen.	77
Abb. 6.14	a) Neigung der Gelbstoffabsorptionsspektren von der Gelbstoffabsorption bei 440 nm der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.	
	b) Spezifische Absorption von Phytoplankton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.	78
Abb. 6.15	a) Spezifische Absorption von Tripton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.	
	b) Spezifische Rückstreuung von Tripton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.	79
Abb. 6.16	Ausgewählte limnologische Parameter der optischen Gruppen.	80
Abb. 6.17	a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Gelbstoffkonzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.	
	b) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Chlorophyll-a-Konzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.	82
Abb. 6.18	a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.	
	b) Abhängigkeit der Sichttiefe vom anorganischen Anteil der Schwebstoffe der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.	83
Abb. 6.19	a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der DOC-Konzentration für die untersuchten Tagebaurestseen.	
	b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Eisenionenkonzentration für die untersuchten Tagebaurestseen.	84
Abb. 6.20	a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Summe der Eisenionen- und DOC-Konzentration in den untersuchten Tagebaurestseen.	
	b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Summe der Eisenionen- und der 5fachen DOC-Konzentration in den untersuchten Tagebaurestseen.	85
Abb. 6.21	a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption vom pH-Wert der untersuchten Tagebaurestseen.	
	b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Azidität der untersuchten Tagebaurestseen.	86
Abb. 7.1	Reflexionsspektren von charakteristischen Tagebaurestseen pro Stadium.	87
Abb. 7.2	Graphischer Überblick über die verwendeten Reflexionsparameter.	88

Abb. 7.3	a) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zum Reflexionsmaximum (Parameter A : Parameter B).	
	b) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Steigung zwischen $R_{489\text{nm}}$ und dem Reflexionsmaximum (Parameter A : Parameter C).	
	c) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Steigung zwischen dem Reflexionsmaximum und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter A : Parameter D).	
	d) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Differenz zwischen $R_{489\text{nm}}$ und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter A : Parameter E).	89
Abb. 7.4	Schema des IDL-Programms.	91
Abb. 7.5	a) Reflexionsgrad von unterschiedlichen Oberflächen.	
	b) Echtfarbdarstellung des Restloches Mühlbeck vom 02.09.98.	91
Abb. 7.6	a) Wassermaske von Abb. 7.5 b.	
	b) Grauwertdarstellung der Landoberfläche von Abb. 7.5 b.	92
Abb. 7.7	a) Echtfarbdarstellung der Goitsche am 18.05.99.	
	b) Echtfarbdarstellung der Goitsche am 14.08.00.	94
Abb. 7.8	a) Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] der Goitsche am 18.05.99.	
	b) Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] von Merseburg-Ost am 18.05.99.	95
Abb. 7.9	a) Differenz $R_{\text{max}} - R_{\text{min}}$ [%] der Goitsche am 14.08.00.	
	b) Differenz $R_{\text{max}} - R_{\text{min}}$ [%] von Merseburg-Ost am 10.05.01.	95
Abb. 7.10	a) Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\text{max}}$ [% nm^{-1}] der Goitsche am 03.09.99.	
	b) Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\text{max}}$ [% nm^{-1}] von Bockwitz am 10.05.01.	96
Abb. 7.11	a) Steigung $R_{\text{max}} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] der Goitsche am 29.04.00.	
	b) Steigung $R_{\text{max}} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] von Bockwitz am 25.09.00.	97
Abb. 7.12	a) Differenz $R_{489\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$ [%] der Goitsche am 17.08.98.	
	b) Differenz $R_{489\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$ [%] von Bockwitz am 10.05.01.	97
Abb. 7.13	a) Stadieneinteilung nach den Felddaten der Goitsche am 17.08.98.	
	b) Stadieneinteilung nach den Felddaten der Goitsche am 20.10.00.	
	c) Stadieneinteilung nach dem ersten Durchlauf der Goitsche am 17.08.98.	
	d) Stadieneinteilung nach dem ersten Durchlauf der Goitsche am 20.10.00.	98
Abb. 7.14	a) Reflexionsspektren zur weiteren Parameterableitung.	
	b) Reflexionsspektren zur Beseitigung der Fehlklassifizierung in Kahnsdorf und Bockwitz	99
Abb. 7.15	a) Differenz $R_{556\text{nm}} - R_{635\text{nm}}$ [%] der Goitsche am 02.09.98.	
	b) Differenz $R_{556\text{nm}} - R_{635\text{nm}}$ [%] von Merseburg-Ost am 18.05.99.	100
Abb. 7.16	a) Stadieneinteilung nach der zweiten Variante der Goitsche am 17.08.98.	
	b) Stadieneinteilung nach der zweiten Variante der Goitsche am 20.10.00.	101
Abb. 7.17	a) Stadieneinteilung nach der dritten Variante der Goitsche am 17.08.98.	
	b) Stadieneinteilung nach der dritten Variante der Goitsche am 20.10.00.	101

Abb. 7.18	Schematische Darstellung der Beseitigung von Einzelpixel (Resultat: AP klassifiziert).	102
Abb. 7.19	Schematische Darstellung der Beseitigung von Einzelpixel (Resultat: AP unklassifiziert).	102
Abb. 7.20	Schematische Darstellung der Klassifizierung von unklassifizierten Pixel.	103
Abb. 7.21	a) Stadieneinteilung nach dem ersten Nachbearbeitungsdurchlauf (Goitsche am 17.08.98) b) Stadieneinteilung nach dem dritten Nachbearbeitungsdurchlauf (Goitsche am 17.08.98)	104
Abb. 7.22	Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes der Goitsche 2001 (100 m x 100m).	104
Abb. 8.1	a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Eisenstadiums. b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Eisenstadiums.	107
Abb. 8.2	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).	108
Abb. 8.3	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{568nm} - R_{490nm}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Eisenstadium. b) Abhängigkeit von ($R_{568nm} - R_{489nm}$) von der Gelbstoffkonzentration im Eisenstadium.	109
Abb. 8.4	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).	110
Abb. 8.5	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Eisenstadium. b) Abhängigkeit von (R_{704nm} / R_{670nm}) von der Chlorophyll-a-Konzentration im Eisenstadium.	111
Abb. 8.6	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).	112
Abb. 8.7	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und ($R_{636nm} - R_{750nm}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Eisenstadium. b) Abhängigkeit von ($R_{636nm} - R_{750nm}$) von der Triptonkonzentration im Eisenstadium.	112

Abb. 8.8	a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Aluminiumstadiums. b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Aluminiumstadiums.	113
Abb. 8.9	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).	114
Abb. 8.10	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{568\text{nm}} - R_{490\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Aluminiumstadium. b) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Aluminiumstadium.	114
Abb. 8.11	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).	115
Abb. 8.12	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Aluminiumstadium. b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) im Aluminiumstadium.	116
Abb. 8.13	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).	117
Abb. 8.14	a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Aluminiumstadium. b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ im Aluminiumstadium.	117
Abb. 8.15	a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums I. b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums I.	118
Abb. 8.16	a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen). b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).	119

- Abb. 8.17 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen und
($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten
im Übergangsstadium I.
b) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen und
($R_{500\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten
im Übergangsstadium I. 119
- Abb. 8.18 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im
Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im
Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen). 120
- Abb. 8.19 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen und
($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten
im Übergangsstadium I.
b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) im
Übergangsstadium I. 121
- Abb. 8.20 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im
Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I
(mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen). 121
- Abb. 8.21 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen und
($(R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}})$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen
casi-Daten im Übergangsstadium I.
b) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen und
($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen
casi-Daten im Übergangsstadium I. 122
- Abb. 8.22 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums II.
b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums II. 123
- Abb. 8.23 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im
Übergangsstadium II (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II
(mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen). 123
- Abb. 8.24 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen und
($R_{490\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten
im Übergangsstadium II.
b) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen und
($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten
im Übergangsstadium II. 124

- Abb. 8.25 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen). 125
- Abb. 8.26 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.
 b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) im Übergangsstadium II. 126
- Abb. 8.27 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen). 126
- Abb. 8.28 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.
 b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ im Übergangsstadium II. 127
- Abb. 8.29 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Karbonatstadiums II.
 b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Karbonatstadiums II. 128
- Abb. 8.30 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen). 128
- Abb. 8.31 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und $(R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium.
 b) Abhängigkeit der Gelbstoffkonzentration von $(R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}})$ im Karbonatstadium. 129
- Abb. 8.32 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen). 130
- Abb. 8.33 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium.
 b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) im Karbonatstadium. 130

- Abb. 8.34 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen). 131
- Abb. 8.35 a) Modellerte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{648nm} - R_{750nm}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium
 b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Karbonatstadium. 132
- Abb. 8.36 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{568nm} - R_{489nm})$ im Eisenstadium.
 b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Aluminiumstadium. 133
- Abb. 8.37 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Übergangsstadium I.
 b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Übergangsstadium II. 133
- Abb. 8.38 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Karbonatstadium.
 b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{566nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Karbonatstadium. 134
- Abb. 8.39 a) Gelbstoffkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) Chlorophyll-a-Konzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) Triptonkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Sichttiefe am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche. 137
- Abb. 8.40 a) Überarbeitete Triptonkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) bearbeitete Sichttiefe am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche. 138
- Abb. 8.41 a) Eisenionenkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) DOC-Konzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) pH-Wert am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Azidität am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche. 139
- Abb. 8.42 Reflexionsspektrum des Muldestausees am 17.08.98 mit eingezeichneten Absorptions-banden der einzelnen Pigmente, Chlorophyll-a-Konzentration über $80 \mu\text{g l}^{-1}$. 141
- Abb. 8.43 a) Verteilung der Phycocyaninkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 b) Verteilung der Phycoerythrinkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 c) Verteilung der Carotinoidkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 d) Verteilung der Chlorophyll-b-Konzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration). 141

Abb. 11.1	a) Anfängliche Stadieneinteilung der Goitsche am 14.08.00.	
	b) Nachbearbeitete Stadieneinteilung der Goitsche am 14.08.00.	158
Abb. 11.2	a) Gelbstoffkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	b) Chlorophyll-a-Konzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	c) Triptonkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	d) Sichttiefe am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	160
Abb. 11.3	a) Eisenionenkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	b) DOC-Konzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	c) pH-Wert am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	
	d) Azidität am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.	161
Abb. 11.4	a) Sichttiefe am 18.05.99 im Tagebau Merseburg-Ost	
	b) pH-Wert am 10.05.01 im Tagebau Merseburg-Ost.	162

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Beispiel verschiedener Seeformen und ihre Flutungsmöglichkeiten in Tagebaugebieten.	15
Tab. 2.2	Charakteristik der einzelnen Restseen 1996 (JÄCKLIN 1999).	16
Tab. 2.3	Überblick über verschiedene Daten zu den zukünftigen Tagebauseen der Goitsche (nach LMBV 1999B), der Goitschensee besteht aus dem Bernsteinsee und dem Großen See).	17
Tab. 2.4	Charakteristik weiterer Untersuchungsstandorte.	21
Tab. 3.1	Übersicht über in Europa verfügbare hyperspektrale Flugzeugsensoren.	29
Tab. 3.2	Methodenüberblick zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe.	30
Tab. 3.3	Ausschnitt aus der Tab. III.b der Anlage (Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten).	31
Tab. 4.1	Einteilung der Spektralbereiche (KELLER 2000).	35
Tab. 4.2	Wichtige Pigmente in verschiedenen Algenklassen (SENGBUSCH 2001).	43
Tab. 5.1	Menge und Verwendung der Wasserproben.	52
Tab. 6.1	Zuordnung der optischen Gruppen zu den limnologischen Stadien.	81
Tab. 6.2	Überblick über charakteristische Parameter jedes Stadiums.	83
Tab. 7.1	Farb- und Graucodierung der Stadien.	92
Tab. 8.1	Konzentrationsbereiche der WIS für die Modellierungen des Reflexionsgrads.	107
Tab. 11.1	Übersicht der Stadien und ihrer limnologischen sowie optischen Eigenschaften (Mittelwerte).	157
Tab. 11.2	Übersicht der Reflexionsparameter und Regressionsgleichungen für jedes Stadium und jedem Wasserqualitätsparameter.	160

Abkürzungsverzeichnis

Chemische Formeln

Al	Aluminium
Ca	Kalzium
CaSO ₄	Kalziumsulfat, Gips
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Fe	Eisen
Fe(OH) ₃	Eisen(III)-Hydroxid
Fe ²⁺	Eisen(II)-Ion
Fe ³⁺	Eisen(III)-Ion
FeOOH	Goethit
FeS ₂	Pyrit oder Markasit
H ₂ O	Wasser
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HCO ³⁻	Karbonat-Ion
HNO ₃	Salpetersäure
K	Kalium
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
Na	Natrium
NaCl	Natriumchlorid
NH ³⁺	Ammonium-Ion
Ni	Nickel
O ₂	Sauerstoff
OH ⁻	Hydroxid-Ion
Pb	Blei
Zn	Zink

Messgrößen

Abkürzung	Beschreibung	Einheit
$a(\lambda)$	gesamter Absorptionskoeffizient	m^{-1}
$a(\lambda)$	Absorptionskoeffizient bei der Normierungswellenlänge λ_0	m^{-1}
a_{Ges}	gesamte Absorption	m^{-1}
$a_{ph}(\lambda)$	Absorption des Phytoplanktons	m^{-1}
$a_{ph}^*(\lambda)$	spezifische Absorption des Phytoplanktons	$m^2 mg^{-1}$
$a_{Tr}(\lambda)$	Absorptionskoeffizient von Tripton	m^{-1}
$a_{Tr}(\lambda_0)$	Absorptionskoeffizient von Tripton bei λ_0	m^{-1}
$a_{Tr}(440nm)$	Absorptionskoeffizient von Tripton bei 440 nm	m^{-1}
$a_{Tr}^*(\lambda)$	Spezifischer Absorptionskoeffizient von Tripton	$m^2 mg^{-1}$
$a_w(\lambda)$	Absorption des Wassers	m^{-1}
$a_y(\lambda)$	Absorption des Gelbstoffs	m^{-1}
$a_y(\lambda)$	Absorption des Gelbstoffs bei λ_0	m^{-1}
$a_y(440nm)$	Absorption des Gelbstoffs bei 440 nm, Gelbstoffkonzentration	m^{-1}
$a_y^*(\lambda)$	spezifische Absorption des Gelbstoffs	m^{-1}
a_{xnm}	Absorptionskoeffizient bei x nm	m^{-1}
anA	anorganischer Anteil des Triptons	%
b	gesamter Volumenstreuoeffizient	m^{-1}
b_b	gesamter Rückstreuoeffizient	m^{-1}
$b_{ph}(\lambda)$	Streuoeffizient von Phytoplankton	m^{-1}
$b_{ph}^*(\lambda)$	spezifischer Streuoeffizient von Phytoplankton	$m^2 g^{-1}$
$b_{Tr}(\lambda)$	Streuoeffizient von Tripton	m^{-1}
$b_{Tr}^*(\lambda)$	spezifischer Streuoeffizient von Tripton	$m^2 g^{-1}$
$b_b(\lambda)$	gesamter Rückstreuoeffizient	m^{-1}
$b_{bph}(\lambda)$	Rückstreuoeffizient von Phytoplankton	m^{-1}
$b_{bph}^*(\lambda)$	spezifischer Rückstreuoeffizient von Phytoplankton	$m^2 mg^{-1}$
$b_{bTr}(\lambda)$	Rückstreuoeffizient von Tripton	m^{-1}
$b_{bTr}^*(\lambda)$	spezifischer Rückstreuoeffizient von Tripton	$m^2 g^{-1}$
$b_{bw}(\lambda)$	Rückstreuoeffizient von Wasser	m^{-1}
$b_t(\lambda)$	Streuoeffizient des vorwärts gestreuten Lichtes	m^{-1}
$\beta(\theta, \Phi)$	Volumenstreuungsfunktion	$m^{-1} sr^{-1}$
c	Lichtgeschwindigkeit ($2,9979 \cdot 10^8$)	$m s^{-1}$
c	Extinktions- oder Attenuationkoeffizient	m^{-1}
C_{Chla}	Chlorophyll a-Konzentration	$\mu g l^{-1}$
C_{Ph}	Phytoplanktonkonzentration	$mg l^{-1}$
C_{anorg}	Konzentration des anorganischen Anteils	$mg l^{-1}$
C_{org}	Konzentration des organischen Anteils	$mg l^{-1}$
C_{Tr}	Konzentration des Triptons	$mg l^{-1}$
C_Y	Gelbstoffkonzentration	m^{-1}
C_{WIS}	Konzentration der Wasserinhaltsstoffe	unterschiedlich
$C(\mu_0)$	Proportionalitätsfaktor	dimensionslos

Abkürzung	Beschreibung	Einheit
$E_d(\lambda)$	einfallende Bestrahlungsstärke, Irradiance	$W m^{-2} nm^{-1}$
$E_d(0+)$	abwärtsgerichtete (downwelling) Strahlstärke über Wasser (0+)	$W m^{-2} nm^{-1}$
$E_d(0-)$	abwärtsgerichtete (downwelling) Strahlstärke unter Wasser (0-)	$W m^{-2} nm^{-1}$
$E_d(z)$	abwärtsgerichtete (downwelling) Strahlstärke in der Tiefe z	$W m^{-2} nm^{-1}$
$E_u(0+)$	aufwärtsgerichtete (upwelling) Strahlstärke über Wasser (0+)	$W m^{-2} nm^{-1}$
$E_u(0-)$	aufwärtsgerichtete (upwelling) Strahlstärke unter Wasser (0-)	$W m^{-2} nm^{-1}$
$f(\lambda, \Theta)$	Korrekturfunktion	dimensionslos
ϕ	Azimutwinkel	Grad
h	Planksche Konstante ($6,625 \cdot 10^{-34}$)	Js
$I(\lambda)$	Strahlung, Intensität	dimensionslos
$I_0(\lambda)$	Einfallende Strahlung, Intensität	dimensionslos
k	optischer Koeffizient	m^{-1}
$K_d(\lambda)$	vertikale, diffuse Extintionskoeffizient	m^{-1}
$L(\lambda)$	Strahldichte, Radiance	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
L_F	Spiegelnde Reflexion, Fresnelreflexion	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
$L_d(0-)$	abwärtsgerichtete (downwelling) Strahldichte unter Wasser (0-)	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
$L_d(0+)$	abwärtsgerichtete (downwelling) Strahldichte über Wasser (0+)	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
$L_u(0-)$	aufwärtsgerichtete (upwelling) Strahldichte unter Wasser (0-)	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
$L_u(0+)$	aufwärtsgerichtete (upwelling) Strahldichte über Wasser (0+)	$W sr^{-1} m^{-2} nm^{-1}$
λ	Wellenlänge	nm
l_0	Normierungswellenlänge	nm
μ_0	$\cos(\theta)$	dimensionslos
$OD(\lambda)$	Optische Dichte	dimensionslos
$Q(\lambda, \Theta)$	Proportionalitätsfaktor	dimensionslos
Θ	Zenitwinkel	Grad
$R(\lambda)$	Reflexionsgrad, Reflectance	%
$R_{RS}(\lambda)$	Remote Sensing Reflectance	%
$R(0-)$	Reflexion unter der Wasseroberfläche	%
$R(0+)$	Reflexion über der Wasseroberfläche	%
S	Sensitivität	%
SD	Sichttiefe	[cm] oder [m]
S_{Tr}	Neigung der Triptonabsorptionskurve	nm^{-1}
S_Y	Neigung der Gelbstoffabsorptionskurve	nm^{-1}
ν	Frequenz	s^{-1} , Hz
z	Wassertiefe	m

Andere Abkürzungen

AISA	Airborne Imaging Spectrometer
AMD	Acid Mine Drainage
as	Altostratus, graue, mittelhohe Wolkenschicht
β	Korrekturfaktor
CA	Clearance Area, Fläche der gefilterten Probe auf dem Filter
Car	Carotinoide
<i>casi</i>	compact airborne spectrometric imager
CCD	Charge Coupled Device
Chl a	Chlorophyll a
ci	Cirrus (Federwolke)
cu	Cumulus (Haufenwolke)
C_{WIS}	Konzentration der Wasserinhaltsstoffe
CZCS	Coastal Zone Color Scanner
Dais	Digital Airborne Imaging Spectrometer
DHM	Digitales Höhenmodell
DOC	Dissolved Organic Carbon
GWL	Grundwasserleiter
GPS	Global Positioning System
HYDRA	Hydrologisches Mehrstrahl-Spektralradiometer
Hymap	Hyperspectral Mapping (Airborne Hyperspectral Scanner)
ICP-AES	Induktiv gekoppelte Plasma - Atom Emissions Spektroskopie
IOP	Inhärent Optical Properties
IR	Infrarot
IRS	Indian Remote Sensing Satellite
l	Länge
LmbV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
Meris	MEDium Resolution Imaging Specrometer Instrument
MIVIS	Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer
MOMO	Matrix Operator Modell
Mos-B	Modular Optoelectronic Scanner
m-Wert	Verbrauch von Salzsäure oder Natronlauge bis zum Erreichen von pH 4,3
PC	Phycocyanin
PE	Phycoerythrin
PV	Probenvolumen
p-Wert	Verbrauch von Salzsäure oder Natronlauge bis zum Erreichen von pH 8,2
R^2	Korrelationskoeffizient
RGB	Rot, Grün, Blau - Bild zur Farbdarstellung
RL	Restloch
RMSE	root mean square error, Fehlerangabe
ROSIS	Reflective Optics System Imaging Spectrometer
SAFIR	Sonnen-Aureolen-Filter-Radiometer
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor

TOC	Total Organic Carbon
UFZ	Umweltforschungszentrum
ü. NN	über Normal Null, Höhenangabe
UV	Ultraviolett
VIS	Visible (sichtbares Licht)
WeW	Institut für Weltraumwissenschaften der Freien Universität Berlin
WIS	Wasserinhaltsstoffe

Stadiumseinteilung

A	Aluminiumstadium
EI	Eisenstadium I
EII	Eisenstadium II
K	Karbonatstadium
ÜI	Übergangsstadium I
ÜII	Übergangsstadium II

ALLES IST AUS DEM WASSER ENTSPRUNGEN;

ALLES WIRD DURCH DAS WASSER ERHALTEN.

Goethe, Faust II

DAS WASSER IST DER URSTOFF DES UNIVERSUMS

UND GÖTTLICHEN URSPRUNGS

Thales von Milet (600 – 540 v. Chr.)

1 Aufgabenstellung

1.1 Einleitung

Wasser als Grundelement jeglichen Lebens spielt seit der Existenz der Menschheit die wichtigste Rolle in unserem Dasein. Der Mensch ist in vielerlei Hinsicht vom Wasser abhängig. Ob als Trinkwasser, für die Bewässerung, als Energiequelle, als Kühlwasser oder zur Erholung ist Wasser der bedeutungsvollste Bestandteil unseres Lebens. Der Schutz und die Überwachung der Wasserqualität und -quantität von Grund- und Oberflächenwässern gleichermaßen sollte daher eine unserer vorrangigsten Aufgaben sein (GAEBERT 1974).

Der Wasserhaushalt und somit auch die Wasserqualität und -quantität wird in allen großflächigen Tagebaugebieten, wie z. B. in Mitteldeutschland, durch den Abbau von Braunkohle oder anderer Bodenschätze irreversibel beeinflusst. Durch das Trockenlegen der Decksedimente und den großflächigen Abbau der Bodenschätze werden die vorhandenen Grundwasserleiter zerstört und Oberflächengewässer teilweise aus ihrem alten Flussbett verlegt. Nach Beendigung des Bergbaus entstehen mächtige Mischkippengrundwasserleiter geringerer Durchlässigkeit an Stelle der ursprünglichen Grundwasserleiter-Grundwasserstauer-Struktur. Außerdem bilden sich in den Hohlformen, welche durch das Massendefizit entstanden sind, durch das aufsteigende Grundwasser Restseen unterschiedlicher Wassergüte. Ein besonderes Problem stellt dabei die Versauerung der Gewässer dar.

Um diese Restseen einer geeigneten Nutzung als Bade- oder Fischereigewässer zuzuführen, muss deren Qualität festgestellt und überwacht sowie, wenn notwendig, Maßnahmen zur Verbesserung eingeleitet werden. Eine der wichtigsten Maßnahmen ist dabei die Flutung der Tageauseen mit ansteigendem Grund-, Oberflächen- und/ oder Sumpfungswasser.

Infolge dieses Flutungsprozesses durchlaufen die Restseen verschiedene Stadien, bis sie sich den hydrochemischen Eigenschaften natürlicher Gewässern nähern (PIETSCH 1998). Um diese Prozesse zu überwachen, werden aufwendige, kostenintensive und punktuelle Probenahmen an wenigen Standorten vorgenommen.

Durch die Anwendung von Fernerkundungsmethoden eröffnen sich neue Ansätze für die Qualitätsüberwachung der Oberflächengewässer, da die Fernerkundung die einzige Methode ist, um einen flächenhaften Überblick über verschiedene Parameter zu gewinnen. Die Fernerkundung natürlicher Gewässer leistet ihren Beitrag für eine flächenhafte Auswertung von Chlorophyll-a-Konzentrationen offener Ozeane schon seit den 70er Jahren (JAIN & MILLER 1976, DOERFFER 1979, TASSAN 1987, NEUMANN ET AL. 1995).

Die Anwendung von Fernerkundungsmethoden auf Binnengewässer zur Bestimmung von Chlorophyll a, Schwebstoffen oder der Sichttiefe begann zwar schon in den 80er Jahren (LINDELL 1981, LATHROP & LILLESAND 1986, RITCHIE & COOPER 1988, SCHNEIDER 1996, PULVERMÜLLER 1996), jedoch erst mit der Verstärkung der Flugzeugfernerkundung mit Beginn der 90er Jahre ist ein stetiger Anstieg zu verzeichnen (DEKKER ET AL. 1992, DEKKER 1993, JUPP ET AL. 1994, KELLER ET AL. 1998, OLBERT 2000, THIEMANN 2000, HEEGE 2000).

Dagegen ist die Untersuchung von Tagebaugewässern mit Fernerkundungsdaten ein sehr neues Forschungsgebiet, auf dem es nur sehr sporadische Ansätze gibt (HARDY & JEFFERIES 1981, REPIC ET AL. 1991, ANDERSON & ROBINSON 1998, JÄCKLIN 1999, WILLIAMS ET AL. 2002).

Indessen gibt es vielfältige und sehr erfolgreiche Untersuchungen von Bergbaugebieten mit Fernerkundungsmethoden in Bezug auf die mineralische Charakterisierung der Kippensedimente oder die Vegetationsentwicklung (SWAYZE ET AL. 1996, BIRGER ET AL. 1997, GLAESSER & GLAESSER 1997, GLAESSER ET AL. 1997, KAUFMANN ET AL. 1997, BIRGER ET AL. 1998, CLARK ET AL. 1998, GLAESSER ET AL. 1998, KRÜGER 1999).

1.2 Problemstellung und Zielsetzung

In Mitteldeutschland vollzieht sich derzeit ein einzigartiger Wandel im Landschaftsbild. Die einstigen intensiv genutzten Tagebaufelder des Mitteldeutschen- und Lausitzer Braunkohlenreviers weichen einem neuartigen Landschaftstyp, den Bergbaufolgelandschaften. Diese „dem Bergbau folgenden Landschaften“ nehmen in Mitteldeutschland eine Fläche von 500 km² ein (BERKNER 2001) und bergen eine Anzahl von großen ökologischen Problemen :

- Zerstörung des gesamten Deckgebirges, der natürlichen Vegetations- und Bodendecke sowie des natürlichen Reliefs,
- Vernichtung der gesamten Siedlungs- und Infrastruktur inklusive der Oberflächengewässer,
- großräumige Absenkung des Grundwassers, Zerstörung der natürlichen Grundwasserleiter,
- Versauerung der Seen und damit vielfach verbundene Schwermetallbelastung der Gewässer (Abb. 1.1 a) sowie
- rutschungs- und setzungsfließgefährdete Böschungen (Abb. 1.1 b).

Bei der Lösung dieser Probleme geht es um die Regionalentwicklung in Mitteldeutschland und der Lausitz und damit um die Zukunft bedeutender Regionen in Deutschland (TÖPFER 1994).



a)



b)

Abb. 1.1 a) Säureeintrag aus der Kippe infolge des Grundwasseranstiegs.
b) Abgerutschte Böschungen (LMBV 1996A).

Die Sanierung dieser Gebiete ist eines der schwierigsten und aufwendigsten Umweltprobleme in Ostdeutschland überhaupt (HÄNEL 1995). Dabei spielen insbesondere folgende Aspekte eine Rolle (WITTIG & SCHNEIDER 1995, BERKNER 1995):

- Beseitigung der Gefährdungspotentiale (Altlasten, Böschungsrutschen),
- Auswirkungen der tagebaubedingten Grundwasserabsenkung,
- Entwicklung des Grundwasserwiederanstiegs,
- Limnologische Entwicklung der Wasserbeschaffenheit,
- Herstellung von Restseen mit möglichst guter Wasserqualität und geringem Nachsorgeaufwand,
- Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushalts sowie
- Herstellung einer nutzbaren Bergbaufolgelandschaft inklusive rekultivierter Böden.

Die Verfolgung der limnologischen Entwicklung ist dabei hauptsächlich in den Wassergüteproblemen der Restseen begründet. Diese Wassergüteprobleme erwachsen in erster Linie durch die Säurefreisetzung beim Eigenanstieg der Grundwässer. Die Säure entsteht durch die Verwitterung bzw. Oxidation von Eisendisulfidmineralen, welche in den tertiären Zwischensedimenten vorhanden sind. Um die Restseen später „sinnvoll“ und anspruchsvoll nutzen zu können, gilt es, eine entsprechende Gewässergüte zu sichern. Dies ist um so wichtiger, da die zu erwartende limnologische Qualität von Tagebaurestseen im Mittelpunkt des regionalen Interesses steht, weil die Seen hauptsächlich als Bade- bzw. Erholungsgewässer genutzt werden sollen. Um dieser Versauerung der Restseewässer entgegenzuwirken, ist die Flutung der Tagebaue durch Grund- und Oberflächenwasser aus Wasserhaltungen der weiterhin in Betrieb befindlichen

Tagebaue oder aus Fließgewässern vorgesehen. Diese Flutungen sollen zu einer Qualitätsverbesserung durch die Vermischung mit pH-neutralen, stärker gepufferten Wässern führen.

Die Planung und Ausführung dieser wasserhaushaltlichen Sanierungsmaßnahmen verlangen einen wissenschaftlichen Erkenntnisvorlauf, der sich bei vielen Vorgängen auf ein hinreichendes Monitoringsystem stützen muss (BIRKENROTH 1995). Dieses Monitoringsystem erfordert die Überwachung der Qualität und Quantität der Tagebaurestseen und der für die Flutung vorgesehenen Oberflächenwässer.

Um diese Monitoringaufgaben zu unterstützen, sollten Fernerkundungsdaten für flächendeckende Aussagen über verschiedene Parameter genutzt werden. In dieser Arbeit wurden deshalb systematisch Fernerkundungsmethoden auf der Basis von hyperspektralen Flugzeugscannerdaten (hier *casi*-Daten) und spektrometrischen Feldmessungen entwickelt und angewendet. Daraus resultierten folgende Ziele:

1. Aufbau einer Datenbank limnologischer und optischer Parameter von Tagebaurestseen,
2. Entwicklung von semi-empirischen/ semi-analytischen Algorithmen für die Klassifizierung von Tagebaurestseen mit Hilfe von *casi*-Daten,
3. Entwicklung von semi-empirischen/ semi-analytischen Algorithmen für die Ableitung von Chlorophyll a, gelösten und partikulären Substanzen, der Sichttiefe sowie weiterer Parameter mit Hilfe von *casi*-Daten,
4. Anwendung der Algorithmen auf die *casi*-Datensätze vor und während der Flutung des Restlochverbundes Goitsche bei Bitterfeld (Monitoring von 1998 bis 2001) sowie
5. Übertragung der entwickelten Algorithmen auf andere Bergbauregionen (z.B. Niederlausitzer Bergbaurevier).

Um einen besseren Überblick über die verwendeten Methoden und entwickelten Algorithmen zu erhalten, ist in den Abbildungen I.a bis c der Anlage eine Übersicht der entsprechenden Kapitel dargestellt.

2 Untersuchungsgebiete und Restseeproblematik

Die Untersuchungsgebiete liegen zwar vordergründig im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier, um die Übertragbarkeit der Methoden zu testen, wurden auch Seen des Lausitzer Braunkohlenreviers mit in die Arbeiten einbezogen (Abb. II.a, und b der Anlage). Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen liegt auf dem Tagebauverbund Goitsche (Abb. II.c der Anlage) im Nordraum des Mitteldeutschen Bergbaureviers (Bitterfelder Bergbaurevier), da dort mehrere Restseen mit differenzierter Hydrochemie anzutreffen waren (Kapitel 2.4.1). Außerdem wurde das Hauptrestloch seit dem 7. Mai 1999 bis Frühjahr 2002 mit Oberflächenwasser der Mulde geflutet, so dass sich die Hydrochemie innerhalb von drei Jahren signifikant veränderte (Kapitel 2.4.2). Durch diese Differenziertheit des Tagebaus ist er als Testgebiet für die dargelegten Untersuchungen besonders geeignet und wird daher in den weiteren Ausführungen stärker berücksichtigt. Eine kurze Vorstellung der anderen Untersuchungsgebiete im Mitteldeutschen sowie im Lausitzer Revier erfolgt in Kapitel 2.5.

2.1 Geologische Verhältnisse

Die für diese Arbeit wichtigen geologischen Schichten des Bitterfelder Bergbaureviers sind die Ablagerungen des braunkohleführenden Tertiärs sowie die tertiären und quartären Deckschichten.

Tertiär. Die tertiären Schichten fallen dachziegelartig von Norden bzw. Nordosten ein, so dass im Bitterfelder Gebiet die jüngeren Braunkohleflöze aus dem tiefen Miozän oberflächennah auftreten (EISSMANN 1994). Diese Schichten nehmen eine Mächtigkeit von 40 m bis 60 m ein, wobei sie aus mehreren eozänen, oligozänen und miozänen Flöz-, Schluff- und Sandschichten sowie einer ausgeprägten Glimmersandschicht bestehen, welche die Basisfläche des untermiozänen Flözkomplexes darstellt (Abb. II.d der Anlage). Die fluviatil-limnischen und marin-brackischen Sande, Schluffe und Tone, welche im Liegenden und Hangenden der tertiären Kohleflöze vorhanden sind, können feinkohlige und schwefelhaltige Bestandteile aufweisen (WÜNSCHE ET AL. 1998). Das tertiäre Material enthält diagenetisch bedingt Eisensulfide und andere reduzierte Schwefelverbindungen, welche durch Sulfatreduktion entstanden sind. Die Sulfatreduktion findet unter anoxischen Verhältnissen in kohle-, eisen- und wasserhaltigen Sedimenten statt. Die metastabilen Eisenmonosulfide wandeln sich während der Diagenese in die thermodynamisch stabileren Eisendisulfide Markasit und Pyrit um. Der Gehalt an Eisendisulfiden und anderen Schwefelverbindungen in den kohlehaltigen tertiären Sedimenten des Bitterfelder Reviers beträgt durchschnittlich 3,3 Masse-% (Schwankungsbereich 2 % bis 5 %), (HILLE & PAUL 1977).

Quartär. Die darüber liegende 25 m bis 30 m mächtige Quartärschicht besteht aus zwei Glazialstockwerken der Elster- und Saaleeiszeit. Jedes Stockwerk ist aus Zyklen von Bänderton, Grundmoränen und Rückzugsbildungen aufgebaut. Die holozänen Ablagerungen bestehen im wesentlichen aus dem Auelehm und Aueschluff der rezenten Flusstäler der Mulde (Abb. II.d der Anlage).

Im Tertiär sowie auch im Quartär sind insgesamt 10 verschiedenen mächtige Grundwasserleiter (GWL) ausgebildet. Die wichtigsten Grundwasserleiter sind die GWL 1.0 und 1.1 und der tertiäre GWL 5.0 in den Bitterfelder Glimmersanden (GRÜTZMACHER ET AL. 1996). Weitere Untersuchungen zu den Grundwasserleitern im Bitterfelder Revier sind in CLASEN & STEPHAN (1997) sowie in weiteren Arbeiten von GRÜTZMACHER ET AL. (1997), GRÜTZMACHER (1998), GRÜTZMACHER ET AL. (1998) und GRÜTZMACHER ET AL. (2001) zu finden.

2.2 Tagebautechnologie

Der anfängliche Kohleabbau im Mitteldeutschland erfolgte bereits vor 250 Jahren im Handbetrieb an den Rändern der Lagerstätten im Bereich der zutage tretenden Flöze. Die weitere Gewinnung der Kohle fand zunächst im Tiefbau und mit zunehmender Technisierung im Tagebaubetrieb statt. Mit dem Einsatz leistungsstarker Pumpen Anfang der 30er Jahre begannen die großen Eingriffe in den Grundwasserhaushalt (LMBV 1995).

Im Hauptgebiet des Bitterfelder Reviers, dem Tagebaukomplex Goitsche, wurde von 1908 bis 1991 Kohle abgebaut. Zur Gewinnung der Braunkohle im Tagebau wurden die Sedimente im Tagebauvorfeld durch Randriegelbrunnen entwässert und so trockengelegt. Außerdem erfolgte die Verlegung der Flussbettsohlen von Lober, Leine und Mulde aus ihrem natürlichen System heraus. Für den Abbau der Kohle wurden die quartären Deckschichten sowie die tertiären Zwischenschichten mit Hilfe einer Förderbrücke abgebaggert und wenn möglich in den bereits vorhandenen Hohlraum des Tagebaues bzw. bei seinem Aufschluss anfänglich auf der Tagesoberfläche meist ungeordnet verkippt (Abb. 2.1).

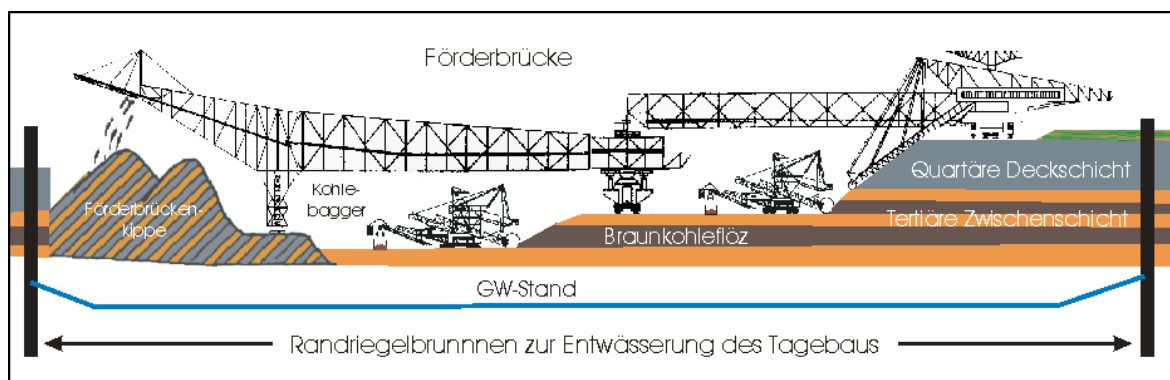


Abb. 2.1 Darstellung der Tagebautechnologie mit Förderbrücken (verändert nach MIBRAG 1998).

Auf der Kippe bilden die abgebaggerten Schichten ohne stockwerkstrennende Horizonte einen inhomogen aufgebauten Abraum-Kippen-Grundwasserleiter. Anstelle der Grundwasserleiter-Grundwasserstauer-Struktur entstehen hydraulisch schlecht leitende Mischkippen mit geringmächtigen hydraulisch gutleitenden Schichten (DOHRMANN 2000). Beim Abbau der Kohle mit Förderbrücken entsteht eine rippenförmige Struktur mit ausgeprägter Anisotropie (Abb. 2.1). Diese Förderbrückenkippen sind meist mehrere Jahre der Luftoxidation ausgesetzt, so dass an der

Oberfläche eine Verwitterungszone entsteht. Durch die anschließende Schüttung der Absetzerkippe wird diese Verwitterungszone konserviert (DOHRMANN 2000),(Abb. 2.2).

Das durch die Braunkohlenentnahme verursachte Massendefizit führt zur Bildung eines Restloches, welches nach Füllung mit Grund,- Oberflächen- und/ oder Sumpfungswasser als Restsee eine Einheit mit den angrenzenden Kippsubstraten bildet (Abb. 2.2).

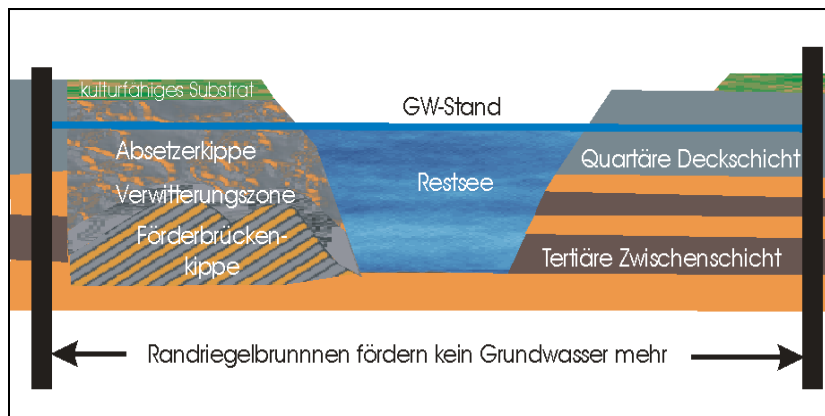


Abb. 2.2 Verhältnisse im Tagebau nach Beendigung der Braunkohlenförderung (verändert nach DOHRMANN 2000 und KNÖLLER 2000).

2.3 Restseeeproblematik

2.3.1 Einleitung

Die in Mitteldeutschland vorhandenen Tagebaurestlöcher können unter verschiedenen Gesichtspunkten genutzt werden. Bis in die 80er Jahre waren für die Hohlformen verschiedene Nutzungskonzepte vorgesehen, wobei der Schwerpunkt auf der innerbetrieblichen Nutzung lag (EISSMANN 1994):

1. Inner- oder zwischenbetriebliche Nutzung

(Außenkippe oder Kippreserve für andere Tagebaue, Versturz oder Verspülen industrieller Abprodukte (Aschen, Rückstände der chemischen Industrie u.a.) und kommunaler Rückstände, Klärbecken für Abwässer und Grubenwässer, Kühlen und Klärung von Kreislaufwasser, Neutralisationsbecken, Schadstoffdeponien)

2. Öffentliche Nutzung

(Speicherbecken für Brauchwasser [Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Industrie], Flusskläranlage und Absetzerbecken der Wasserwirtschaft, Fischerei, Angelsport, Wassersport, Erholung, Naturschutz und Bodendenkmalpflege, wissenschaftliche Zwecke [Ökosystemforschung, Gewässerkunde, geologische Lehrpfade])

Durch die innerbetrieblichen Nutzungen, besonders durch die Deponien, entstanden zusätzlich zur Versauerung potentielle Schadstoffeintragsquellen in das Grund- aber auch in das Oberflächenwasser, die jedoch nicht Gegenstand der Arbeit sind.

Seit den 90er Jahren werden die in den Hohlformen entstandenen Seen, neben der forstwirtschaftlichen Gestaltung, bei erfolgreicher Sanierung als die kostbarste Hinterlassenschaft des heutigen Bergbaus angesehen (EISSMANN 1994) und daher meistens der öffentlichen Nutzung zugeführt. So ist der größte Teil der entstehenden Seen für Erholungszwecke oder als Naturschutzgebiet vorgesehen, einige der Restlöcher werden auch als Hochwasserspeicher genutzt (LMBV 1999A). Nur in den aktiven Tagebauen wie Zwenkau oder Profen sind noch innerbetriebliche Nutzungen durch die Umlagerung des Deckgebirges als Außenkippe bzw. Kippreserve zu finden.

Um diese Nutzungen zu gewährleisten, sind mehrere Maßnahmen erforderlich (EISSMANN 1994):

- Sicherung der Böschungen gegen Rutschungen, Bodenfließen und Erosion,
- Schaffung von Zu- und Abflussmöglichkeiten (unterirdisch und/oder oberirdisch),
- Ausbildung flacher Bereiche unter Wasser und von Sandstränden sowie
- Sicherung bestimmter wasserchemischer (pH nahe 7) und biologischer Qualitäten.

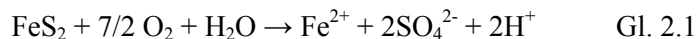
Das größte Problem ist dabei die Sicherstellung der gewünschten Wasserqualität. Nach Beendigung des Tagebaubetriebes kommt es durch das aufsteigende Grundwasser oft zu einer starken Versauerung ($\text{pH} < 3$) bedingt durch die Pyritoxidation (Kapitel 2.3.2.1) oder zu Versalzungen infolge von NaCl-Solwässer aus dem Zechstein. Durch den Braunkohlenabbau werden außerdem das Grund- und Oberflächenwasser nachhaltig beeinflusst (GLÄBER 1995).

2.3.2 Limnologie von Tagebaurestseen

Die Limnologie von Tagebauseen ist aufgrund ihrer kurzen Geschichte im Vergleich zu natürlichen Seen weniger erforscht. Untersuchungen zur Limnologie von Tagebauseen wurden erstmals von REMANE & HERRE im Lausitzer Revier 1937 durchgeführt, da es dort sehr extreme Versauerungsprobleme gab und gibt. Im Mitteldeutschen Revier wurde die Versauerungsproblematik erheblich unterschätzt, so dass hier erst seit den 90er Jahren weitreichendere Untersuchungen stattfanden (SCHULTZE & KLAPPER 1995). Alle Untersuchungen gehen davon aus, dass die Limnologie der Tagebaugewässer einerseits vom umgebenen Gestein und andererseits von ihrer Morphometrie abhängt. Insbesondere das Vorhandensein eisensulfidhaltiger (aziditätsfreisetzender) oder karbonathaltiger (aziditätspuffernder) Minerale in den Abraumsedimenten beeinflusst die Wasserqualität nachhaltig. Das entscheidende Merkmal der Wasserqualität von Tagebauseen ist der niedrige pH-Wert und die damit verbundenen hohen Metallionenkonzentrationen, insbesondere an Eisen und Aluminium (LMBV 1999A).

2.3.2.1 Pyritoxidation und Versauerung

Bedingt durch die Tagebautechnologie gelangen die pyrit- und markasithaltigen Abraumsedimente an die Erdoberfläche und sind dort infolge der Luftexposition einer starken Verwitterung und Oxidation ausgesetzt. In Verbindung mit Niederschlags- und/oder aufsteigenden Grundwässern werden in den oxidierten Sedimenten hohe Konzentrationen von Schwefelsäure und Eisenionen freigesetzt (Sulfidazidität), (WISOTZKY 1994).



Die Oxidation der Sulfide kann dabei durch das aerobe chemoautotrophe Bakterium *Thiobacillus ferrooxidans* maximal um den Faktor 10^6 beschleunigt werden (SINGER & STUMM 1970). Erst nach der Oxidation der vorhandenen Sulfide (Sulfidazidität) werden die Eisen(II)-Ionen vollständig zu Eisen(III)-Ionen oxidiert und in Form von amorphem Eisenhydroxyd ausgefällt (Eisenazidität), (WISOTZKY 1994).



Die bei der vollständigen Pyritoxidation produzierte Gesamtazidität (Sulfidazidität + Eisenazidität) beträgt pro Mol Pyrit vier Mol Säure (H^+) (WISOTZKY 1994). Als Folge der Pyritoxidation werden durch die Schwefelsäure Tonminerale und Feldspäte zersetzt, so dass die Schwermetallkonzentration signifikant erhöht wird. Durch das eindringende Grund- und Niederschlagswasser werden die entstandenen sauren und toxischen Komponenten nicht nur produziert, sondern auch aus dem verkippten Material ausgewaschen und in die Restlöcher transportiert. Durch den Eintritt der Fe^{2+} -haltigen Kippengrundwässer in den sauerstoffhaltigen Restsee kann Fe^{2+} zu Fe^{3+} hydrolysiert werden, das unter Bildung von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ausfällt und so eine weitere Säurefreisetzung nach sich zieht.

2.3.2.2 Morphometrische, hydrophysikalische und trophische Eigenschaften

Die Morphometrie von Tagebaurestseen ist sehr vielschichtig und geprägt durch die Abbautechnologie und die Tiefe der Kohleschichten, so dass das Spektrum der Seen von kleinen flachen Seen über kleine tiefe Seen bis hin zu großen tiefen Seen reicht. Durch den Zusammenschluss mehrerer Hohlformen durch den Flutungsprozess können außerdem komplizierte morphometrische Strukturen entstehen (KAPFER et al. 1999).

In Abhängigkeit von der Morphometrie kann sich unter mitteleuropäischen Bedingungen ab einer Gewässertiefe von 6 m eine stabile Schichtung im Sommer und im Winter ausbilden (KALBE 1997). Die thermische Schichtung im Sommer wird als Sommerstagnation bezeichnet. Durch die verstärkte Sonneneinstrahlung wird der obere Teil des Wasserkörpers erwärmt, wobei aufgrund von Windereignissen die Wärme auch in tiefere Schichten transportiert werden kann. Diese erwärmte oberste Zone wird als Epilimnion bezeichnet (Abb. 2.3). Die Dicke der epilimnischen Schicht wird von der Breite und Länge des Sees, aber auch von der umgebenden Bewaldung beeinflusst (SCHWOERBEL 1999), da von diesen Faktoren der Windangriff auf den Seen und so die Tiefe des Wärmetransports abhängt. Zwischen dem Epilimnion und dem tiefen, kälteren, da von den Windereignissen unbeeinflussten Bereich, dem Hypolimnion, bildet sich das sogenannte

Metalimnion aus. Dieses ist gekennzeichnet durch einen starken Temperaturgradienten (Abb. 2.3), welcher auch als Thermokline bezeichnet wird.

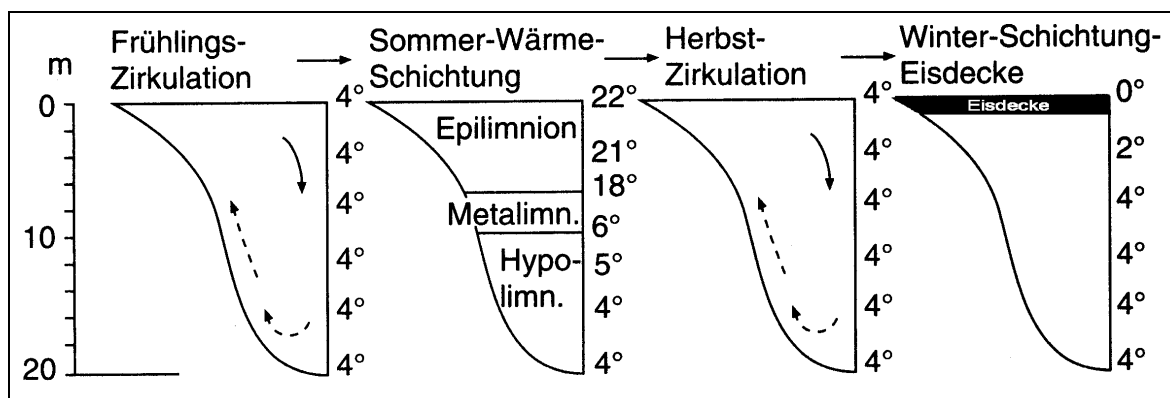


Abb. 2.3 Jährliche Zirkulation und Schichtung in einem dimiktischen See (SCHWOERBEL 1999).

Kühlt sich im Herbst die Oberflächentemperatur wieder ab, beginnt die Herbstzirkulation, welche alle Schichten des Gewässers bis zum Grund durchmischt und die Wassertemperatur angleicht. Diese Seen, die mindestens einmal im Jahr vollständig durchmischt werden, werden als holomiktisch bezeichnet. Im Gegensatz dazu werden die meromiktischen Seen nicht bis zum Grund durchmischt. Ursachen für diese Meromixis können sein (SCHWOERBEL 1999):

- geringes Verhältnis von Wasseroberfläche zu Wassertiefe als Angriffsfläche für den Wind (morphologische Meromixis),
- besonders windgeschützte Lage (topographische Meromixis) sowie
- besonders salzreiches Hypolimnion (chemische Meromixis).

Das nicht durchmischte Tiefenwasser dieser meromiktischen Seen wird als Monolimnion bezeichnet. Bei chemischer Meromixis ist gewöhnlich eine Chemokline (Chemische Sprungschicht) ausgebildet. Bei Tageauseen kann ein Monolimnion auch aufgrund von sehr hohen Eisengehalten (Eisenmeromixis) oder Salzgehalten entstehen. Außerdem kann das Monolimnion auch als Senke für Schwermetalle und Sulfat dienen. Die dort gebundenen Stoffe können jedoch durch starke Windereignisse in die höheren Schichten verfrachtet werden und so zu einer Erhöhung der Schwermetallkonzentration führen (KLAPPER 1995).

Bei einer weiteren Abkühlung im Winter bildet sich wiederum eine stabile Schichtung aus, welche als Winterstagnation bezeichnet wird. Dieser Schichtung fehlt das Epilimnion, da die vertikale Temperaturverteilung mit einer inversen Sprungschicht beginnt, welche von der Eisdecke (0°C) bis zum 4°C warmen Tiefenwasser reicht (Abb. 2.3), so dass nur zwei Schichten vorhanden sind.

Im Frühjahr findet nach dem Abschmelzen der Eisdecke wieder eine Durchmischung der Schichten statt (Homothermie). Diesem Prozess der Frühjahrszirkulation schließt sich wiederum der langsame Aufbau der Sommerschichtung an (Abb. 2.3). Seen mit diesem zweimaligen Wechsel von Zirkulation und Stagnation im Jahr werden als dimiktisch bezeichnet. In flachen Seen, bei

denen durch Windeinwirkung der gesamte Wasserkörper im Sommer wie auch im Winter durchmischt wird, können sich keine Schichtungen ausbilden.

Die Morphometrie eines Sees beeinflusst nicht nur seine Schichtungseigenschaften, sondern auch seine trophischen Eigenschaften. Flache und ungeschichtete Gewässer tendieren dabei zu Eutrophie bis Polytrophie. Tiefe, geschichtete und steilufrige Seen tendieren zu Oligotrophie (KLAPPER 1995). Tiefe Tagebauhohlformen sind daher günstiger, um später die gewünschte Wasserqualität (oligotroph und pH-neutral) zu erhalten. Da an der Grundmorphometrie aufgrund des zu hohen Sanierungsaufwandes keine Änderungen mehr vorgenommen werden, existieren vielfältige Arten von Restseen von kleinen flachen Seen bis zu großen, tiefen Seen.

2.3.2.3 Genese der Tagebauseen

Die Genese eines Tagebaurestsees beginnt mit der Wasserbedeckung der Tagebausohle, welche meistens durch den Grundwasseranstieg nach Beendigung der Bergbautätigkeiten erfolgt (PIETSCH 1970).

Diese Seen sind im allgemeinen sehr arm an Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen sowie an gelösten organischen Substanzen, wobei der pH-Wert in Abhängigkeit der folgenden Faktoren im Bereich von 2 bis 8 schwanken kann:

- Pyritgehalt bzw. Gehalt an freier Schwefelsäure in den Abraumsedimenten,
- Anteil an quartären säurepuffernden Sedimenten im Abraum sowie
- Anströmrichtung des Grundwassers (durch Abraum oder gewachsenes Gestein).

So können sich schwach saure bis neutrale Seen bilden, wenn die Sedimente hohe Pufferkapazitäten und/oder geringe Pyritkonzentrationen ausweisen bzw. saure Seen bei geringen Pufferkapazitäten und hohen Pyritkonzentrationen. In Abb. 2.4 sind diesen Ausgangszuständen drei pH-Wertbereichen zugeordnet (A- pH 2-4, B- pH 4-6, C- pH 6-8).

Die weitere Entwicklung der Seen hängt sehr stark von deren Größe, der Geomorphometrie, der chemischen Beschaffenheit des Gewässersediments bzw. des eingespülten Bodenmaterials, vom Schichtungstyp und -stabilität, der Füllzeit sowie der Verweilzeit und Beschaffenheit durchfließender Grund- oder Oberflächenwässer ab (KLAPPER 1995). Bei kleinen flachen Seen können sich einerseits im Uferbereich Wasserpflanzen ansiedeln, welche einen Neutralisierungsprozess durch die Produktion organischer Substanzen aktiv unterstützen, andererseits bieten diese Seen eine geringere Windangriffsfläche, so dass weniger Böschungsmaterial (eventuelles Säurepotential) in die Seen eingetragen wird. Im Gegensatz dazu kann sich bei großen und tiefen Seen durch die steilen Böschungen keine Uferzone mit Wasserpflanzen ausbilden, wodurch der Wind ungeschützt angreifen kann, um versauertes Böschungsmaterial in den See einzutragen (PIETSCH 1970). Ein stark versauerter See (Zustand A) kann so unter günstigen Bedingungen innerhalb von 10 bis 20 Jahren einen neutralen Zustand erreichen. Unter ungünstigen Bedingungen verbleibt er über Jahrzehnte in diesem stark versauerten Zustand. Einen Überblick über mögliche Alterungsprozesse von Tagebaurestseen gibt dazu Abb. 2.4.

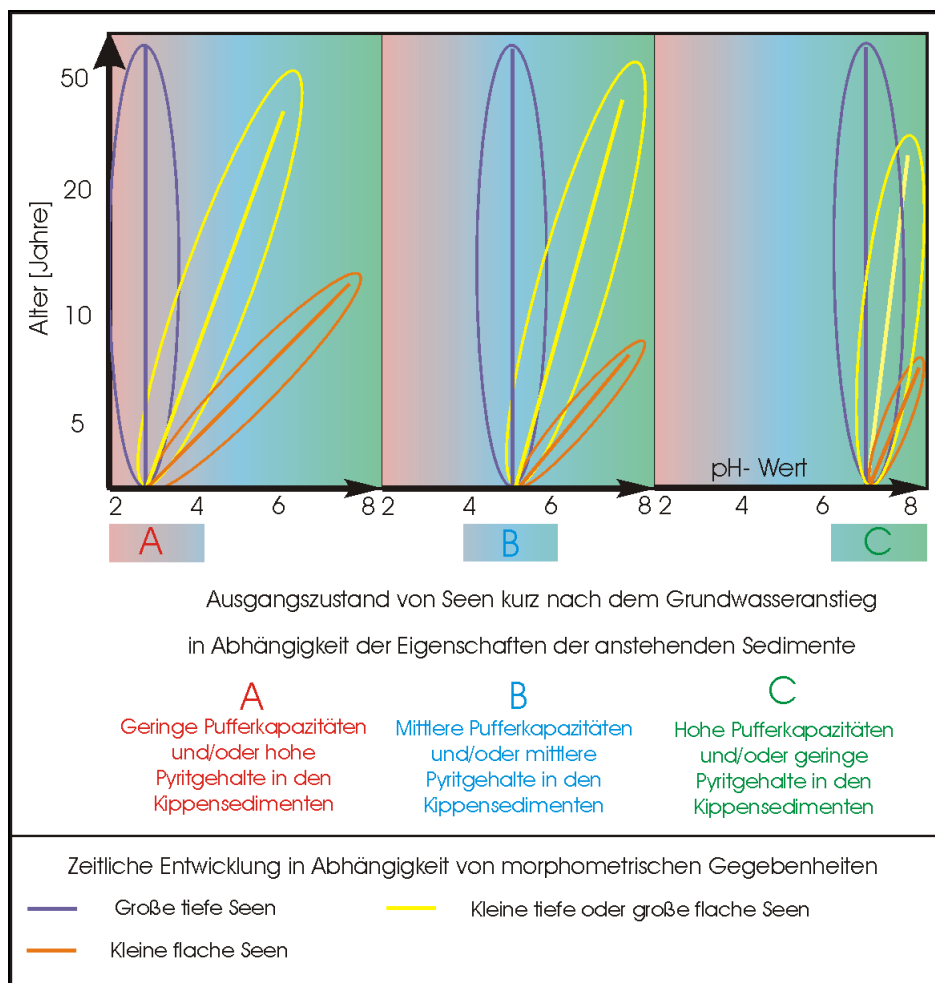
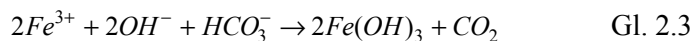


Abb. 2.4 Darstellung von möglichen Alterungsprozessen in Abhängigkeit der Ausgangszustände und der morphometrischen Gegebenheiten ohne anthropogene Beeinflussung.

Durch anthropogene Beeinflussungen kann der Neutralisationsprozess von sauren bis schwach sauren Seen (Zustand A) beschleunigt werden. So ist es z. B. möglich steile Böschungen abzufachen, so dass sich eine bewachsene Uferzone ausbilden kann, welche sichtbar zur Eisenfällung beiträgt (KLAPPER & SCHULTZE 1996A). Eine weitere Möglichkeit der relativ schnellen Neutralisierung saurer Seen besteht in der Flutung mit neutralem Oberflächenwasser (Kapitel 2.3.3).

Im Lausitzer Braunkohlenrevier wurde der Entwicklungsprozess sehr saurer Tagebaugewässer von PIETSCH (1970, 1973, 1979a, b) untersucht, wonach diese Seen im Laufe von Jahrzehnten eine auffällige Änderung ihrer physikalisch-chemischen Beschaffenheit erfahren. Sie durchlaufen einen Geneseprozess, der über ein Initialstadium, eine Frühstufe und eine Reihe verschiedener Sukzessionsstadien über eine Übergangsstufe einer als Klimax-Stadium anzusehenden Altersstufe zustrebt (Abb. II.e der Anlage). Die Altersstufe liegt dabei bereits beachtlich an den naturnahen Verhältnissen, die ebenfalls durch einen geringen Gesamtsalzgehalt charakterisiert sind. Die einzelnen Stadien des Geneseprozesses werden im Lausitzer Revier außerdem durch ganz bestimmte Makrophytenvegetationen gekennzeichnet, da aquatische Makrophyten Indikatoren für die hydrochemische Beschaffenheit der Wasserkörper darstellen. Ein besonderes Kennzeichen dieser sehr sauren Seen ist die hohe Konzentration an gelöstem Eisen (Abb. II.e der Anlage).

Wird während des Jahrzehnte andauernden Alterungsprozesses Bikarbonat in den See durch Regen- oder Grundwasser eingespült oder in ausreichender Menge gebildet, z. B. durch Litoralbewuchs, kann dieses gelöste Eisen als Eisen(III)-Hydroxid (z. B. Ferrihydrit) oder Jarosit (pH 3...4) ausgefällt werden (PIETSCH 1970), (LUB 1995).



Außerdem kann der vorhandene Phosphor (z. B. aus dem Flutungswasser) durch eine Adsorption an den Eisenniederschlag gebunden werden (DUFFEK & LANGNER 2001). Sind in den sehr sauren Seen zusätzlich zum Eisen und Phosphor auch gelöste organische Stoffe vorhanden, kann es zur Bildung von Eisen-Phosphor-Humuskomplexen kommen. Ferner kann das Bikarbonat zur Ausfällung des Sulfats als Kalziumsulfat (Gips) genutzt werden, welches dann sukzessive am Boden sedimentiert, so dass in der Übergangsstufe nur noch 10 % bis 50 % des Ausgangssulfats im Wasser vorhanden sind. In Abb. 2.5 sowie in BIGHAM ET AL. 1996 sind weitere mögliche Mineralumwandlungen bei verschiedenen pH-Werten dargestellt.

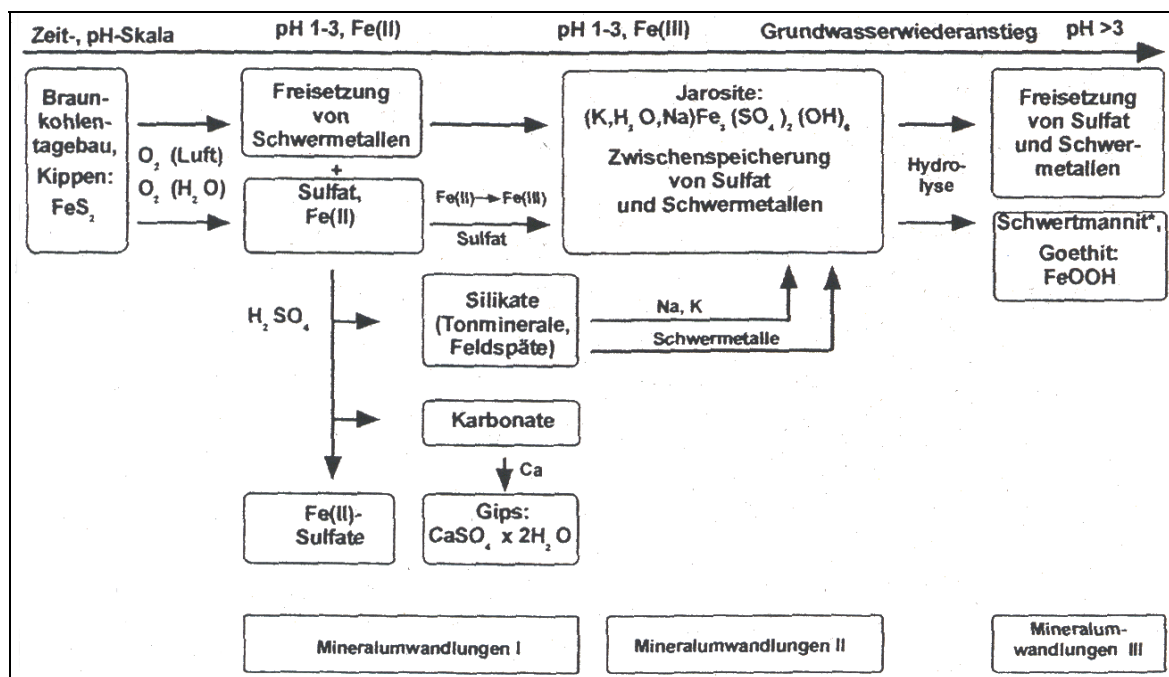


Abb. 2.5 Mineralreaktionen in Braunkohlentagebaukippen (GÖTLICHER & POHLMANN 2000, dort modifiziert nach NORDSTROM 1982).

Ins Mitteldeutsche Revier kann der so beschriebene Geneseprozess nur auf die sehr sauren Seen (A) übertragen werden, die bei GELLER ET AL. (1997) durch ein Eisenpuffersystem beschrieben werden. In Folge des Alterungsprozesses entwickeln sich die sauren Seen so vom Eisenpuffersystem über ein Aluminiumpuffersystem zum Hydrogenkarbonatpuffersystem. Im Mitteldeutschen Revier gibt es aufgrund günstigerer Substratverhältnisse von quartären zu tertiären Sedimenten zum Teil genügend Bikarbonationen, um die vorhandenen Eisenionen auszufällen. Die entstehenden Seen sind daher von Beginn an schwach sauer oder neutral (Zustand B und C), haben jedoch ebenso hohe Sulfatkonzentrationen wie die sauren Seen (Abb. II.e der Anlage).

Die Abbildung II.e der Anlage zeigt zusammenfassend einen Überblick über die verschiedenen Klassifizierungen von Tagebaurestseen [GELLER ET AL. (1997), PIETSCH (1970)] und die wichtigsten hydrochemischen und hydrobiologischen Kenngrößen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

2.3.3 Flutungskonzepte

Die Schlüsselfunktion der Braunkohlensanierung ist die Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes (LMBV 1995). Die Wiederherstellung dieses Wasserhaushaltes und der Ausgleich des durch den Braunkohlenabbau entstandenen Massendefizits kann am schnellsten und kostengünstigsten durch Flutungskonzepte realisiert werden. Die Wahl des Flutungswassers hängt dabei von verschiedenen Kriterien wie Angebot, Beschaffenheit und Füllzeit ab. Prinzipiell gibt es die Möglichkeit, die Tagebauseen mit Grundwasser, Oberflächenwasser oder Sumpfungswässern zu fluten. Dabei hat jede Flutungsart seine Vor- und Nachteile. Die Flutung der Hohlformen mit Grundwasser ermöglicht meist keine kurzfristige Füllung und damit auch keine schnelle Nachnutzung des Sees zur Erholung. Da das Grundwasser durch die z. T. versauerten Kippen anströmt, können diese Seen noch hohe Versauerungspotentiale aufweisen und verbleiben in der Landschaft meist als Naturschutzsee (KLAPPER 1995). Durch die Flutung mit Oberflächen- oder Sumpfungswasser, die durch ihre Neutralität eine höhere Alkalinität aufweisen, können tiefe große Hohlformen im günstigsten Fall in 2 bis 3 Jahren gefüllt und als Badesee übergeben werden.









Tab. 2.1 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Flutungsmöglichkeiten verschiedener Hohlformen.

Da für die Flutung im Bitterfelder Revier kein Wasser aus dem aktiven Bergbau (Sumpfungswässer) zur Verfügung stand, erfolgte die Flutung aus Oberflächenwässern der Mulde und der Luppe sowie durch Grundwasseranstieg. Die Flutung mit Flusswasser ist in der Goitsche und anderen großen Restseen notwendig, da sonst die sicherheitstechnisch erforderliche Mindestanstiegsgeschwindigkeit von $\sim 2 \text{ m a}^{-1}$ in diesen großen Hohlformen nicht gewährleistet werden kann. Außerdem wäre ein erheblicher Mehraufwand für die Böschungsgestaltung erforderlich, wenn die Restlöcher nur mit Grundwasser gespeist würden. Bei großen Restlöcher kommt hinzu, dass rund 20 % des zuströmenden Grundwassers wieder verdunstet und so noch mehr Wasser benötigt wird (LMBV 1999A). Ferner werden durch die Flutung mit Fremdwasser in versauerten Gebieten folgende Effekte zusätzlich erzielt:

- Rückdrängung des sauren Kippengrundwassers in die umgebenden Grundwasserleiter
- Neutralisierung des Restseewassers durch Basenüberschuss im Flutungswasser
- Verdünnung des sauren, elektrolytreichen Restseewassers.

Die Flutung mit Grundwasser ist nur sinnvoll, wenn das zufließende Wasser nicht versauert oder der See als Naturschutzsee in der Landschaft verbleiben soll und so keine anthropogenen Nutzungen vorgesehen sind.

Tab. 2.1 Beispiel verschiedener Seeformen und ihre Flutungsmöglichkeiten in Tagebaugebieten.

			Kleine flache Hohlform	Große flache Hohlform	Tiefe kleine Hohlform	Tiefe große Hohlform
Tiefe			< 5 m	< 5 m	> 10 m	> 10 m
Anfangsstadium						
Beispiel				Mühlbeck 05 / 98		Niemegk 1984
Füllung mit	Grundwasser	Füllzeit [Jahre]	5 - 10	10 - 20	10 - 20 (RL 111)	nicht durchführbar
	Grund- und Oberflächenwasser (inkl. Sumpfungswasser)		0,1 - 5	5 - 10	5 - 10 (Kahnsdorf)	10 - 20
	Oberflächenwasser (inkl. Sumpfungswasser) und Grundwasser		kommt nicht vor	0,1 - 5 (Mühlbeck)	0,1 - 5	2 - 5 (Niemegk)
Endsituation						

2.4 Der Tagebau Goitsche

Das Gebiet des Tagebaukomplexes Goitsche (Abb. II.a und c in der Anlage) liegt im Zentrum des Bitterfelder Braunkohlenreviers und umfasst eine Fläche von 62 km². Der Tagebaubetrieb begann im Jahr 1908 im Tagebau Holzweißig-Ost und endete im Mai 1991 im Tagebau Goitsche. In dieser über 80-jährigen Betriebszeit wurden rund 1,2 Mrd. m³ Abraum umgelagert und ca. 508 Mio. t Rohbraunkohle gefördert. Außerdem wurden in diesem Zeitraum die Einwohner der Ortschaften Paupitzsch, Niemegk, Döbern und Seelhausen umgesiedelt sowie die Bundesstraßen 100/183/184 und die Flussläufe von Leine, Lober und der Lober-Leine-Kanal verlegt (LMBV 1999A).

2.4.1 Charakteristik der einzelnen Restseen

Einen Überblick über die Lage der einzelnen Restseen und Probenahmepunkte ist in der Abb. II.f der Anlage zu finden. Durch den Wiederanstieg des Grundwasserspiegels bis 1998 entstanden in den vorhandenen Hohlformen Seen, die aufgrund der verschiedenen anstehenden Sedimente einen pH-Wertbereich von extrem sauer bis neutral abdecken (Tab. 2.2). Die vorherrschenden Ionen bei allen Restseen des Goitschekomplexes sind Kalzium und Sulfat.

Die Wasserbeschaffenheit der Restseen Holzweißig-Ost und Ludwigsee wird zum größten Teil aus Zuflüssen des Grundwasserleiters 5.0 bestimmt, so dass sie bisher keiner Versauerung ausgesetzt sind.

Tab. 2.2 Charakteristik der einzelnen Restseen 1996 (JÄCKLIN 1999).

Restsee	Hydrochemie	Sichttiefe [m]	Tiefe [m]	Zukünftiger Tagebausee
Mühlbeck	Extrem sauer	2,3	1,4-2,5	Bernsteinsee
Niemegk	Extrem sauer	0,7	6,8-8,8	Grosser See
Bärenhof	-	-	-	Grosser See
Döbern	Neutral	0,3 – 1,7	7,0 – 14,7	Grosser See
Holzweißig-Ost	Neutral	5,1	21,0	Holzweißiger Ost-See
Ludwigsee	Schwach alkalisch	1,3	21,0	Ludwigsee
Holzweißig-West	Schwach sauer	(sehr flach)	1,0	Neuhäuser See
Paupitzsch	Schwach sauer	2,8	5,8	Paupitzscher See
Rösa	Extrem sauer	1,4	1,7 – 2,7	Seelhauser See

Nähere Angaben zur Grundbeschreibung der Goitsche, zur Beschreibung der einzelnen Restseen, zum Versauerungspotential sowie zur Prognose und Durchführung des Flutungsverlaufs sind auch mehreren limnologischen Gutachten und Jahresberichten zu entnehmen (KLAPPER & SCHULTZE 1996B, GELLER ET AL. 1998B, GELLER ET AL. 1999, GELLER ET AL. 2000, GELLER ET AL. 2002), welche von der Sektion Gewässerforschung des UFZ Leipzig-Halle im Auftrag der LmbV ausgearbeitet wurden.

2.4.2 Flutungsgeschehen

Aus den vorhandenen Restseen entstehen durch die Flutung mit verschiedenen Wässern Tagebauseen unterschiedlichen Ausmaßes (Tab. 2.3). Da sich diese Arbeit hauptsächlich mit der Flutung der Hohlformen Mühlbeck, Niemegk, Bärenhof, Döbern und Rösa zum Goitschensee bzw. Seelhauser See beschäftigt, wird im Folgenden nur auf diese Flutungsverläufe näher eingegangen. Weitere Angaben sind der Broschüre „Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Bergbaurevier“ von der LmbV zu entnehmen (LMBV 1999A).

Die Zuführung des Muldewassers in die Hohlformen des zukünftigen Goitsche Sees erfolgt durch einen Flutungskanal (Nutzung eines Altarms der Mulde), welcher kurz unterhalb des Muldestausee beginnt und mit einer Flutungsanlage beim Restloch Mühlbeck endet (Abb. 2.6, Abb II.g der Anlage). Nach Fertigstellung der Flutungsanlage im Juli 1998 wurde im Juli und August 1998 eine Funktionsprobe durchgeführt. Dadurch wurde der Wasserstand des Restsees Mühlbeck von

51,5 m ü. NN auf 53,5 m ü. NN angehoben. Die Wasserstände in den anderen Restseen wurden durch Abpumpen des zufließenden Grundwassers auf einem gleichbleibenden Wasserstand gehalten.

Seit dem 7. Mai 1999 wurde der Tagebau Goitsche mit einigen Unterbrechungen durch Böschungsabbrüche bzw. Hochwasser der Mulde mit 3 m³/s geflutet. Anfang Juni 1999 erreichte der Wasserspiegel im Restsee Mühlbeck einen Stand von 57 m ü. NN, womit der Überlauf in den Restsee Niemeck erfolgte. Ende 1999 wurde in den Restseen Mühlbeck und Niemeck ein Wasserstand von 59,81 m ü. NN erreicht. Infolge dessen der Überlauf durch einen Kanal in den Restsee Döbern stattfand. Im Mai 2000 lag der Wasserspiegel bei ca. 60 m ü. NN, so dass auch die Hohlform Bärenhof geflutet wurde.

Tab. 2.3 Überblick über verschiedene Daten zu den zukünftigen Tagebauseen der Goitsche (nach LMBV 1999B), der Goitschesee besteht aus dem Bernsteinsee und dem Großen See).

Tagebausee	Wasserfläche [km²]	Volumen [m³]	Mittlere Tiefe [m]	Endhöhe [m. ü. NN]	Flutung durch	Nutzung
Goitschesee	13,32	212,8	16,0	75,0	Muldewasser	Erholung
Holzweißiger Ost-See	0,48	5,7	11,8	77,0	Grundwasser	Naturschutz
Ludwigsee	0,85	14,6	17,1	77,8	Grundwasser	Naturschutz
Neuhäuser See	1,55	18,2	11,7	78,0	Grundwasser	Erholung
Paupitzscher See	0,93	8,9	9,6	77,0	Grundwasser	Naturschutz
Seelhauser See	6,13	73,6	12,0	78,0	Muldewasser	Erholung
Gesamt	23,26	333,8	13,0			

Der genehmigte Zwischenwasserstand von 71,5 m ü. NN wurde im Frühjahr 2002 erreicht. Diese Wasserstandhöhe wird solange gehalten, bis der geplante Endwasserstand von 75 m ü. NN durch ein Planfeststellungsverfahren genehmigt wird. Der Maximalwasserstand von 75 m ü. NN wird durch einen Überlauf in die Leine gewährleistet (LMBV 1999A). Ohne die Zuführung des Flusswassers der Mulde würde die Füllung des Restloches Goitsche 20 Jahre betragen (LMBV 1999A). Die Wasserstände in den einzelnen Restseen vor der Hauptflutung im Mai 1999 sowie der Verlauf des Flutungsprozesses ist aus den Abbildungen II.g, h und i der Anlage ersichtlich.

Im Restsee Rösa wurde am 28. Juli 2000 mit der Flutung begonnen. Die Flutung erfolgte ebenfalls durch Muldewasser mit Hilfe einer Rohrleitung, welche oberhalb des Muldestausees beginnt. In den Abbildungen II.g und h der Anlage ist der Flutungsverlauf während des Untersuchungs-

zeitraumes des Restsees Rösa dargestellt. Der Maximalwasserstand von 78 m ü. NN wird durch einen Überlauf in den Hauptsee Goitsche garantiert (LMBV 1999A).

Durch die in Abb. II.i der Anlage dargestellten Höhenschichten ist der graphische Flutungsverlauf der Restseen Niemeck, Mühlbeck und Döbern (Abb. II.h der Anlage) nochmals flächenhaft veranschaulicht. Das verwendete Höhenmodell wurde im Rahmen einer Diplomarbeit angefertigt (KURZ 1999).



Abb. 2.6 Flutungsanlage von der Mulde bis zum Restloch Mühlbeck (LMBV 1999A, LMBV 1999B).

Neben den limnologischen Gutachten für die LmbV gibt es eine Reihe weiterer Publikationen vom UFZ zu den hydrochemischen und hydrobiologischen Veränderungen während der Flutung. So wird in SCHULTZE ET AL. (2001), SCHULTZE & KÜHN (2001), DUFFEK & SCHULTZE (2002) sowie SCHULTZE ET AL. (2002A), SCHULTZE ET AL. (2002B) die chemischen Veränderungen während der Flutung der Goitsche sehr genau beschrieben. Darüber hinaus ist in KUEHN ET AL. (2001) der zeitliche Verlauf der Schichtung und in RÖNICKE ET AL. (2002) die Entwicklung der Phytoplanktondynamik während der Flutung dargestellt. Einen sehr guten Überblick über die bei der Flusswasserflutung stattfindenden Stofftransportprozesse gibt die Abb. 2.7 von KRINGEL ET AL. (2000).

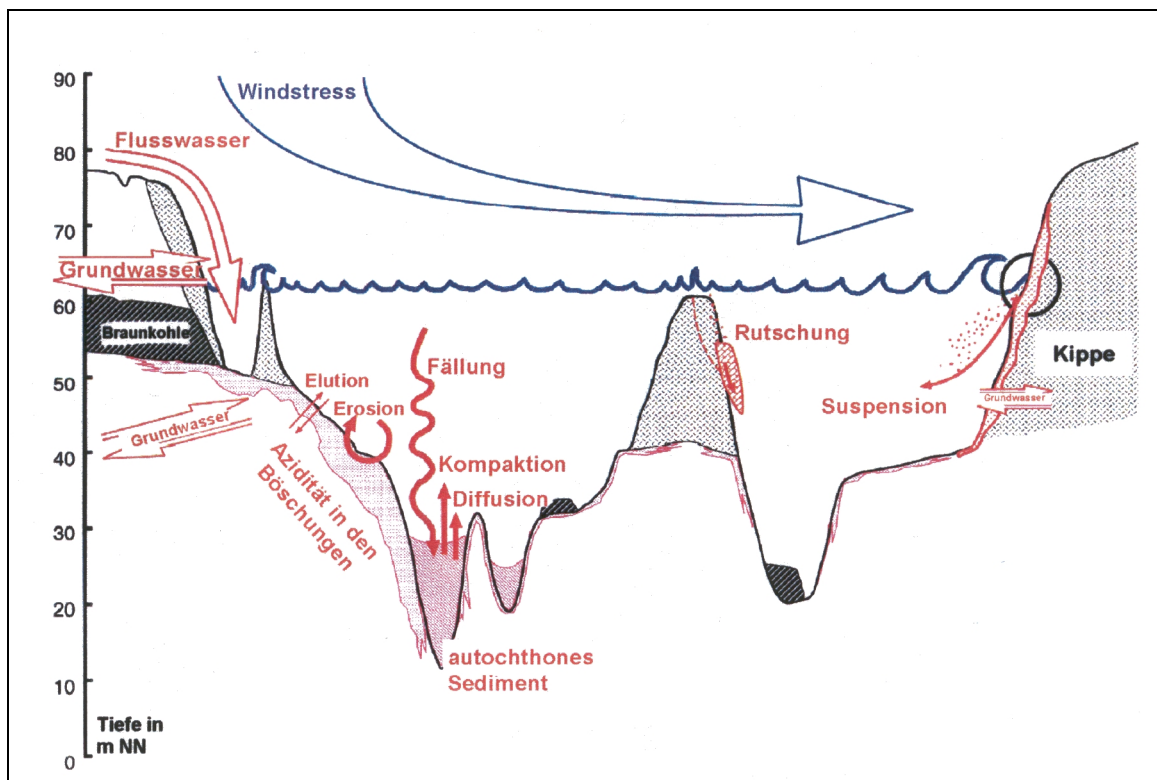


Abb. 2.7 Schema der wichtigsten Stofftransportprozesse bei der Flusswasserflutung (KRINGEL ET AL. 2000).

2.4.3 Nutzungskonzepte

Durch die bergbaulichen Tätigkeiten im Sanierungsgebiet Goitzsche entsteht aus einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet mit Auen und Grünland eine Wald- und Seenlandschaft. Sie ist geformt durch Einzelkippen mit unterschiedlichem Höhenniveau und Böschungssystemen verschiedener Neigungen. Für die Nachnutzung des Restlochverbundes Goitzsche wird eine Zweiteilung angestrebt. Der nordöstliche Teil ist für eine überregionale touristische Erholung mit der Errichtung von Campingplätzen, Wassersportanlagen u.s.w. vorgesehen. Der südwestliche Teil wird als Schutzgebiet und Totalreservat für die ruhige Erholung ohne Bebauung und Verkehrswegen, jedoch mit Wanderwegen, Lehrpfaden und Aussichtspunkten, angelegt. Unter Beachtung des Naturschutzes ist jedoch die Einrichtung von lokalen Badestellen vorgesehen (Abb. 2.8), (LMBV 1996B).

Durch den Verbund von 9 Tagebaurestlöchern entsteht so südöstlich von Bitterfeld eine Seenlandschaft von ca. 25 km² Wasserfläche und mehr als 66 km Uferlänge. Der Hauptsee erreicht ein Fläche von 13 km² und hat damit eine ähnliche Größe wie der Malchiner See in der Mecklenburger Seenplatte (LMBV 1999A).

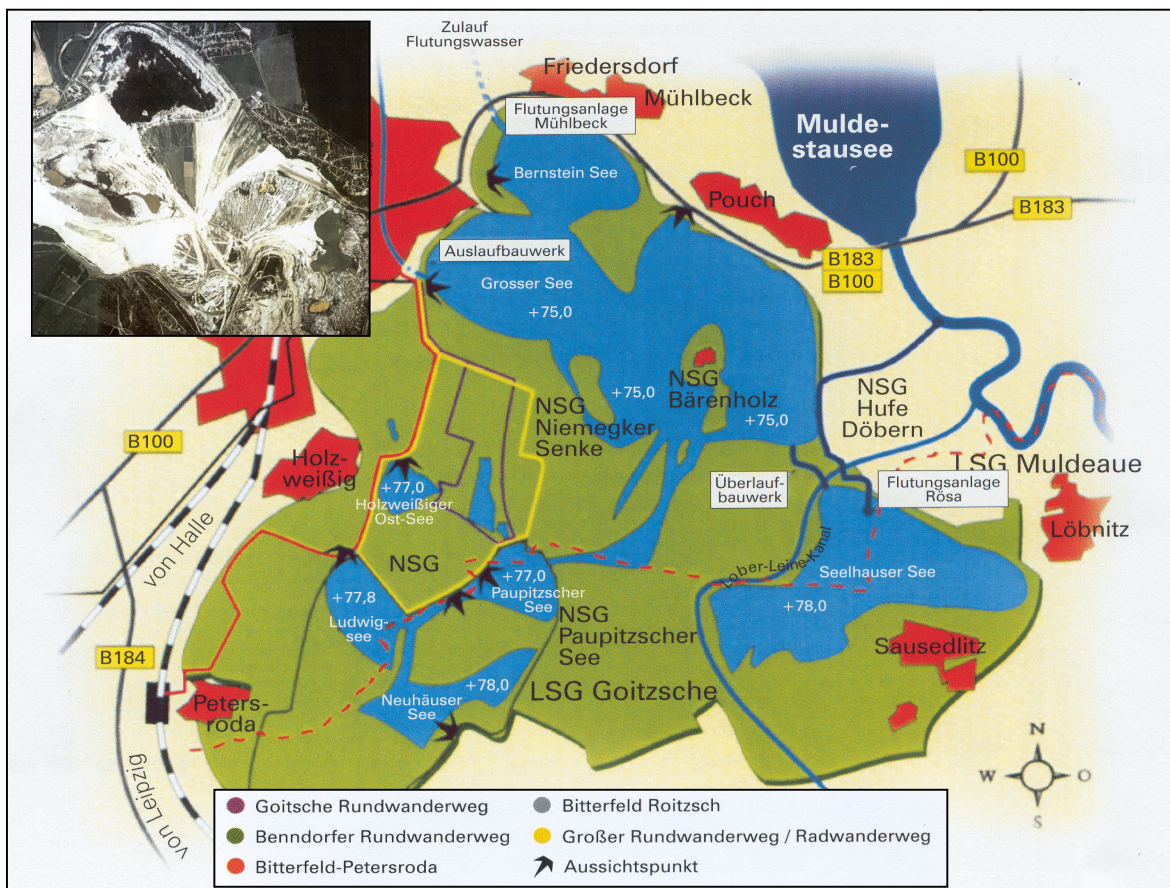


Abb. 2.8 Sanierungsgebiet Goitzsche nach erfolgter Flutung (LMBV 1996B, LMBV 1999B).

2.5 Andere Untersuchungsgebiete

Zusätzlich zum Tagebau Goitzsche wurden noch weitere Tagebaugebiete in die Untersuchungen einbezogen (Abb. II.a und b der Anlage). Aus dem Südraum Leipzig sind dies der Restsee Kahnsdorf aus dem Tagebau Witznitz und die Seen des Tagebaus Bockwitz, welche als saure und eisenreiche Referenzstandorte im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier fungieren. Um die Übertragung der Algorithmen auf das Lausitzer Braunkohlenrevier zu testen, wurden dort das RL 111 bei Plessa und der Senftenberger See beprobt sowie weitere Seen beflogen. Ferner wurden die Restseen Merseburg-Ost 1a und 1b sowie die Restseen des Bergbaugesbietes bei Teutschenthal als Vergleichsstandorte salzreicher Gewässer bzw. saurer Gewässer außerhalb des Braunkohlenabbaus mit einbezogen (Tab. 2.4).

Eine Übersicht der Seen und Probenahmestandorte ist in den Abbildungen II.j bis o der Anlage zu finden.

Tab. 2.4 Charakteristik weiterer Untersuchungsstandorte.

Unter- suchungs- gebiet	Bergbau- revier	Hydro- chemie	Zustrom des Grund- wassers	Besonder- heiten	Daten- verwen- dung*	Weiter- führende Literatur
Kahnsdorf	Südraum Mittel- deutschland	sauer, eisenreich	seit 1992	Zwischen flutung 03/99 – 06/99	K/Ü	KLAPPER ET AL. 1996 JÄCKLIN 1999 CORTES 2000
Bockwitz	Südraum Mittel- deutschland	sauer, eisenreich	seit 1993	nur Grund- wasser- zustrom	K/Ü	LMBV 1999C
Merseburg -Ost	Westraum Mittel- deutschland	neutral, sehr salzhaltig	seit 1992	Flutung aus Weißer Elster seit 1998	K/Ü	KLAPPER & SCHULTZE 1996C GELLER ET AL. 1997A GELLER ET AL. 2001 JÄCKLIN 1999
RL111	Lausitz	sehr sauer, sehr eisenreich	1959 bis 1969		K/Ü	KNÖLLER 2000
Senften- berger See	Lausitz	neutral bis sauer		Flutung durch die Schwarze Elster von 1968 bis 1973	Ü	
Teutschen- thal	Westraum Mittel- deutschland	sehr sauer, sehr eisen- und aluminiumre- ich	Nicht bekannt	Kaolingrube	Ü	

* K/Ü – Ein Teil der hydrochemischen Daten wurden in die semi-empirischen Korrelationen miteinbezogen, ein anderer Teil wurde für die Überprüfung der Algorithmen genutzt.

Ü – Die hydrochemischen Daten dienten nur zur Überprüfung der Algorithmen.

3 Einführung in die Gewässerfernerkundung

3.1 Physikalische Grundlagen

Die Physik der Gewässerfernerkundung ist aufgrund der Reflexionen im Wasserkörper an den verschiedenen Wasserinhaltsstoffen etwas komplexer als die Fernerkundung von Sedimenten oder der Vegetation, bei denen das Licht nur an der Oberfläche gestreut und absorbiert wird. Die Gewässerfernerkundung wird, wie die meisten Fernerkundungsarten, als passive Fernerkundung betrieben, d. h. dass die Sonne als Strahlungsquelle genutzt wird. Außerdem wird das Signal nicht direkt über der Erdoberfläche aufgenommen, sondern in einer bestimmten Flughöhe, welche von der Aufgabenstellung abhängt. Dadurch ergeben sich mehrere Limitationen für die Erfassung des Reflexionssignals:

1. Es kann nur der Wellenlängenbereich genutzt werden, der von der Sonne ausgestrahlt wird (Abb. 3.1).
2. Die Atmosphäre absorbiert in einigen Wellenlängenbereichen so stark, dass diese für die Fernerkundung nicht genutzt werden können (Abb. 3.1).
3. Optimale Bedingungen für die Fernerkundung ist ein Bewölkungsgrad von 0/8, d. h. keine Bewölkung. Da dies nur selten der Fall ist, werden auch Aufnahmen bei 2/8 bis 8/8 durchgeführt, wobei vom Satellit bei 8/8 kein Signal mehr aufgenommen werden kann, sondern nur noch vom Flugzeug. In Abhängigkeit vom Bewölkungsgrad wird das Signal aber verändert.
4. Die Atmosphäre zwischen dem Sensor und der Erdoberfläche „verfälscht“ das Reflexionssignal des Wassers, so dass immer eine Korrektur des Signals notwendig ist (Abb. 3.2).

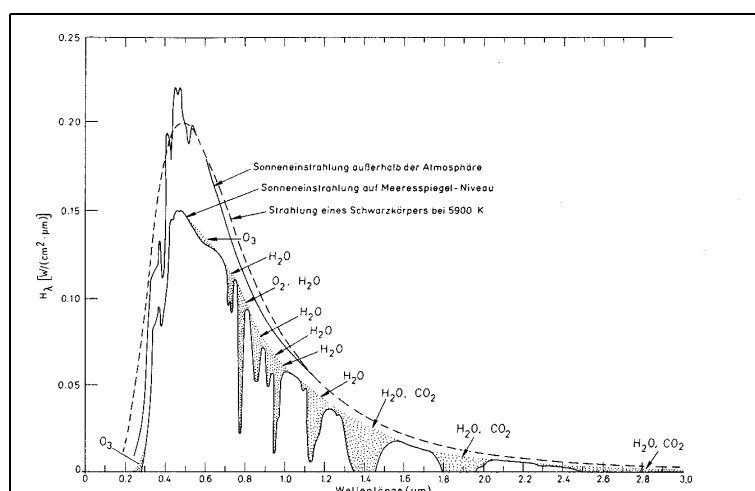


Abb. 3.1 Das Energiespektrum der Sonne und die Absorptionsbanden der Gase der Erdatmosphäre (punktiert), (KRONBERG 1985)).

Die für die Fernerkundung nutzbaren Bereiche liegen in den sogenannten atmosphärischen Fenstern, d. h. dort wo die Atmosphäre die Sonnenstrahlung nicht absorbiert (außerhalb der Absorptionsbanden von Wasserdampf, Kohlendioxid und Ozon), (Abb. 3.1). Diese Fenster liegen einerseits im sichtbaren Bereich, im nahen Infrarot (0,3 μm bis 2,5 μm) und im mittleren Infrarot (3 μm bis 5 μm) andererseits im fernen Infrarot (8 μm bis 13 μm).

Die an der Erdoberfläche absorbierte und zurückgestreute Strahlung wird durch atmosphärische Absorptions- und Streuprozesse so stark überlagert, dass alleine 80 % der detektierten Strahlung aus der Atmosphäre stammen (MOREL 1980), (Abb. 3.2).

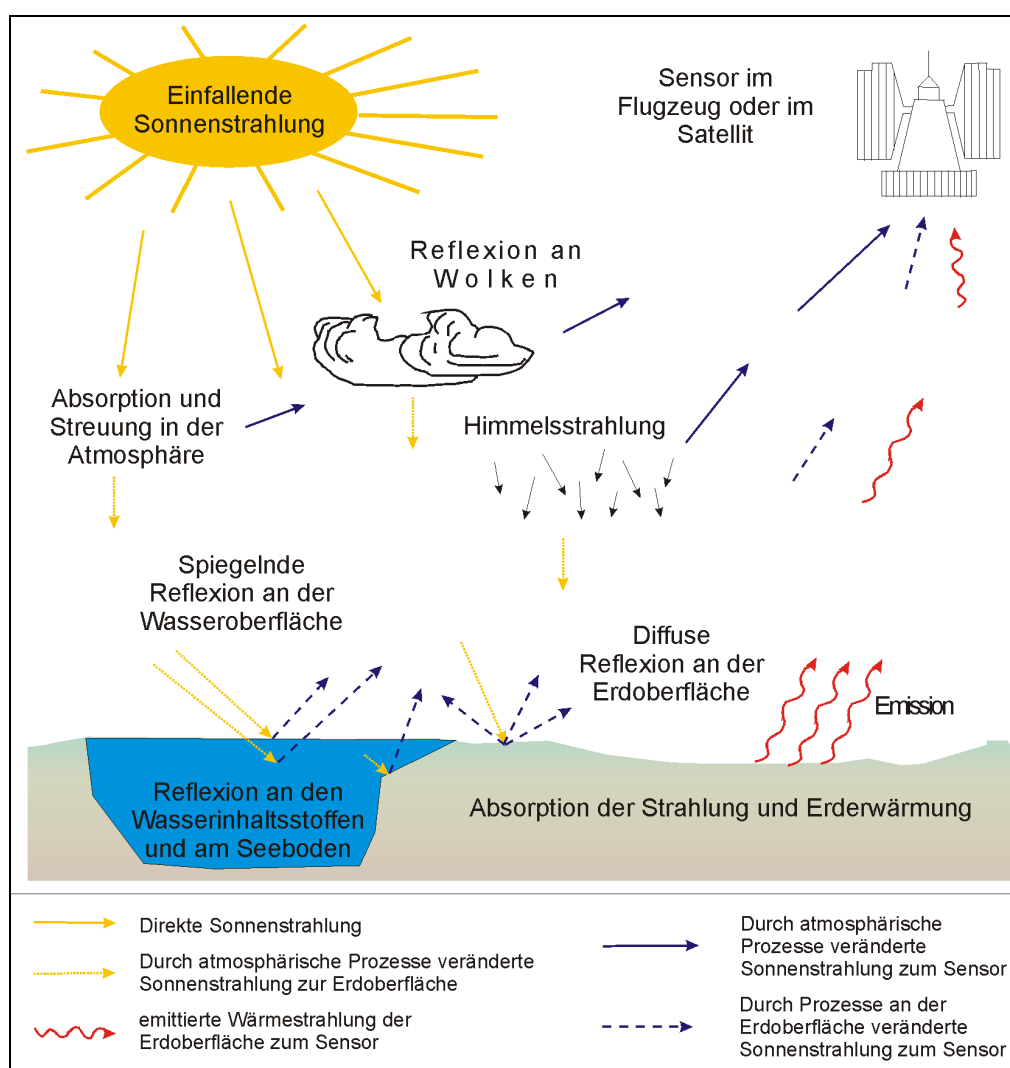


Abb. 3.2 Prozesse der Sonnenstrahlung in der Atmosphäre und an der Erdoberfläche auf dem Weg zum Sensor (verändert nach KRONBERG 1985).

Daher ist eine Atmosphärenkorrektur der Daten notwendig, wobei kleine Fehler in der Atmosphärenkorrektur zu größeren Fehlern bei der Bestimmung der Komponenten der Erdoberfläche führen können.

Die Signale, die für die Gewässerfernerkundung genutzt werden können, entstammen nicht nur der Wasseroberfläche, sondern zum größten Teil aus dem Wasserkörper selbst, da das Licht aufgrund

der Transmissionseigenschaften des Wassers in das Wasser eindringen kann, was bei anderen Oberflächen nur z. T. der Fall ist. Zusätzlich zu dem Signal aus dem Wasserkörper selbst und dem Signal von der spiegelnden Wasseroberfläche wird ein Signal aus der Atmosphäre detektiert (Abb. 3.2). Zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe kann jedoch nur das Signal aus dem Wasserkörper genutzt werden, wogegen das atmosphärische Signal vollständig als Störsignal anzusehen ist.

Das Signal aus dem Wasserkörper selbst setzt sich wiederum aus verschiedenen Anteilen zusammen (Abb. 3.3). Das Wasser wie auch die verschiedenen Wasserinhaltsstoffe absorbieren und streuen die einfallende Strahlung auf unterschiedliche Weise. Zusätzlich beeinflusst das Signal vom Seeboden das Reflexionssignal in den Seebereichen, in denen die Gewässertiefe kleiner als die Sichttiefe ist, z. B. bei flachen klaren Seen oder in Uferbereichen. Von dieser optischen Betrachtungsweise aus werden die Wasserinhaltsstoffe in der Fernerkundung in drei Hauptgruppen untergliedert (siehe Kapitel 4.1):

- Gelbstoffe (färbende gelöste Substanzen),
- Phytoplankton bzw. Chlorophyll a,
- Tripton (Schwebstoffe außer Phytoplankton bzw. Summe aus mineralischen und abgestorbenen organischen Substanzen).

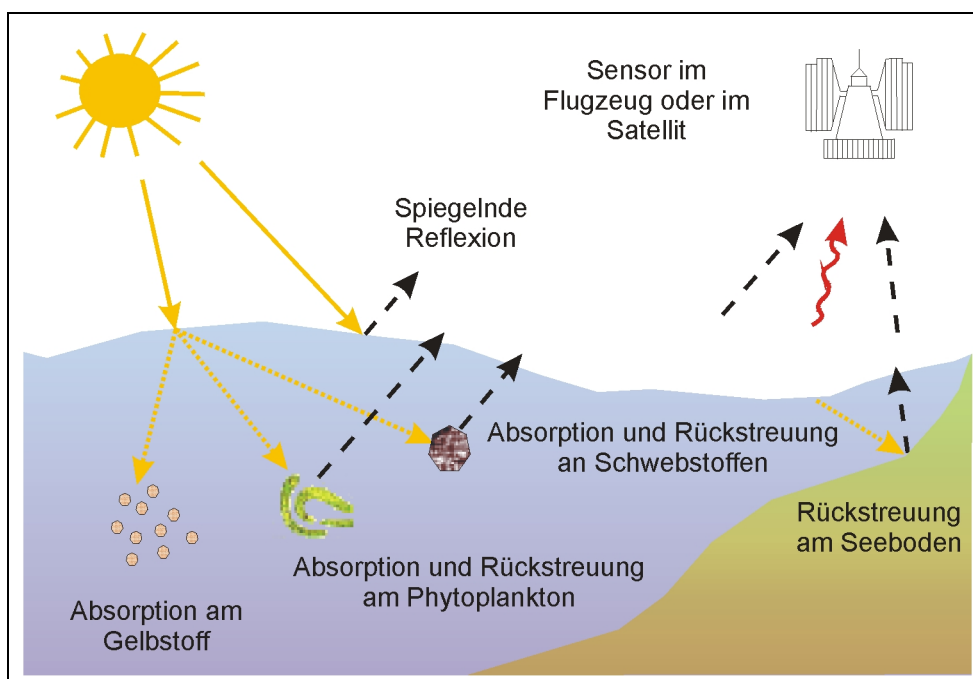


Abb. 3.3 Darstellung der Absorptions- und Rückstreuprozesse im Wasserkörper, welche das Reflexionssignal beeinflussen.

Jeder dieser Wasserinhaltsstoffe besitzt bestimmte Absorptions- und Rückstreueigenschaften, welche das Reflexionssignal in jedem Wellenlängenbereich unterschiedlich beeinflussen (Abb. 3.4). Eine genaue Definition der Wasserinhaltsstoffe, der verschiedenen Absorptions- und Rückstreueigenschaften der Wasserinhaltsstoffe sowie des Wassers selbst und die Beziehungen

zwischen diesen Eigenschaften und dem Reflexionsgrad werden in Kapitel 4 ausführlich beschrieben.

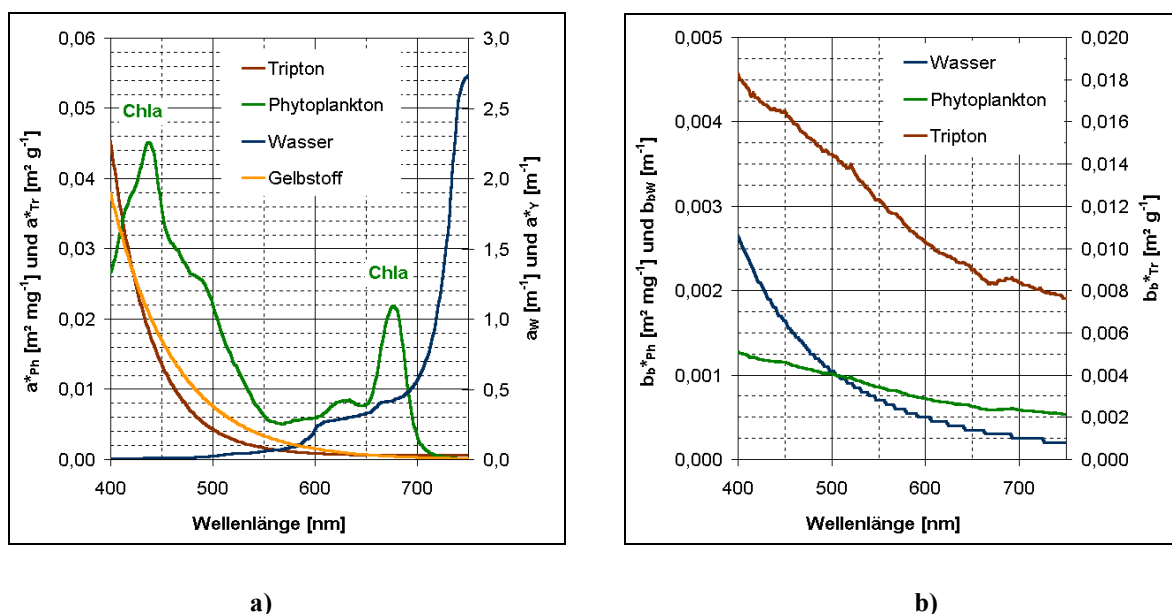


Abb. 3.4 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe (HOOGENBOOM 1996).
b) Rückstreuereigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe (HOOGENBOOM 1996).

3.2 Optische Klassifizierung der Gewässer

Unabhängig von der Ableitung verschiedener Wasserinhaltsstoffe wurde schon früh versucht, Gewässer anhand ihrer Spektralkurven zu charakterisieren. So beschrieb KALLE (1939) die Gewässer mit Hilfe eines Farbendreiecks, da er feststellte, dass die Gewässer nur objektiv zu beurteilen sind, wenn der optische Schwerpunkt des Lichtes bestimmt wird. Daher wurden die drei Grundempfindungen des Auges (Rot, Grün, Blau) an die Rückstrahlung der Gewässer angepasst und in das Farbendreieck eingetragen. Prozentual ergeben dabei alle drei Anteile insgesamt 100 % (Abb. 3.5).

Die erste Gewässerklassifizierung wurde von JERLOV 1951 an marinen Gewässern durchgeführt. Dort wurden die Gewässer anhand ihrer Transmission in 3 Ozeantypen und 9 Küstentypen unterteilt. Die nachfolgenden Arbeiten teilen die Gewässer in erster Linie nicht aufgrund ihrer Transmission oder Reflexion ein, sondern nach der optischen Wirksamkeit der Wasserinhaltsstoffe. So wurde von MOREL & PRIEUR 1977 die heute noch übliche Unterscheidung der Gewässer in Case I und Case II eingeführt und später von GORDON & MOREL 1983 verbessert. Per Definition sind Case I-Gewässer alle Gewässer, in denen das Phytoplankton die optischen Eigenschaften bestimmt und stark mit den anderen Wasserinhaltsstoffen (Gelbstoffe und Schwebstoffe) korreliert. Zu dieser Gruppe gehören alle offenen Ozeane. In den Case II-Gewässern, welche die Küsten- und

Binnengewässer umfassen, kann das Reflexionsspektrum von allen drei Wasserinhaltsstoffen in unterschiedlicher Weise beeinflusst werden, ohne dass eine Korrelation zwischen ihnen besteht. Daraus folgt, dass das Reflexionsspektrum von Case I-Gewässern leichter zu interpretieren ist als das Reflexionsspektrum von Case II-Gewässern, welches sich auch auf die Algorithmen zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe auswirkt (Kapitel 3.4).

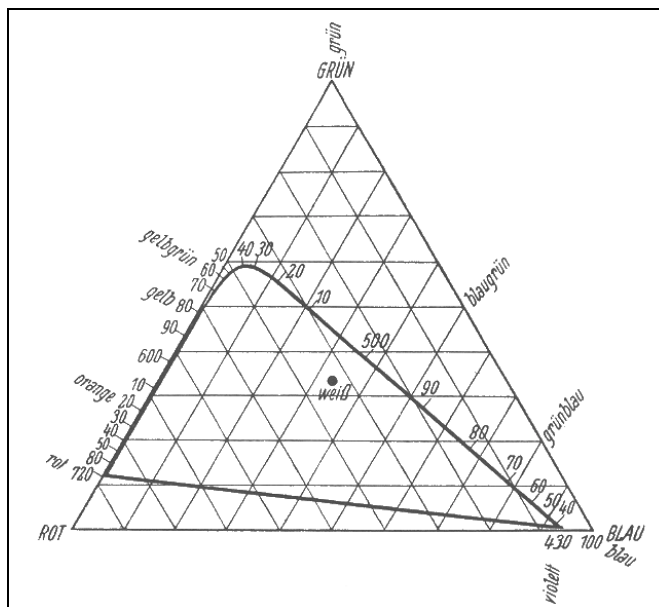


Abb. 3.5 Farbdreieck (KALLE 1939).

Eine genauere Einteilung der Gewässer wird durch die Einbeziehung aller drei Stoffgruppen erreicht. So stellt PRIEUR & SATHYENDRANATH (1981) eine Methode vor, in der die Absorptionseigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe bei 440 nm in einem Dreiecksdiagramm dargestellt werden (Abb. 3.6).

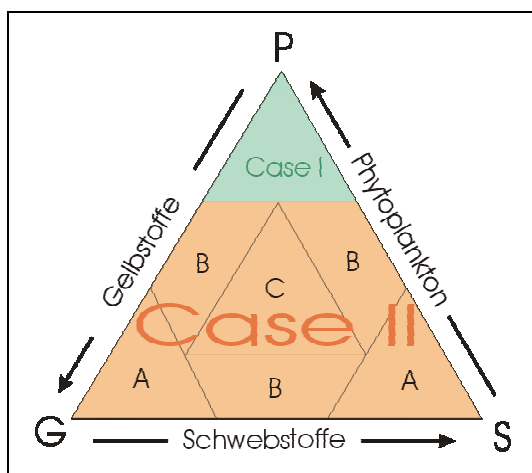


Abb. 3.6 Dreiecksdiagramm zur optischen Charakterisierung der Gewässer (nach PRIEUR & SATHYENDRANATH 1981).

In diesem Diagramm wird einerseits die Einteilung in Case I- und Case II-Gewässer abgebildet, andererseits lassen sich die Case II-Gewässer weiter untergliedern. So dominiert in Case I-Gewässern das Phytoplankton (wie definiert), während in den Case II-Gewässern auch Gelbstoff und Schwebstoff nicht zu vernachlässigbare Anteile liefern. Die Untergliederung der Case II-Gewässer kann in sechs Gruppen erfolgen:

- A Gewässer, in denen Gelbstoffe oder Schwebstoffe dominieren (2 Gruppen),
- B Gewässer, in denen zwei der drei Wasserinhaltsstoffe dominieren (3 Gruppen),
- C Gewässer, in denen alle drei Wasserinhaltsstoffe gleich stark vorkommen.

Eine ähnliche Klassifizierung wurde von KIRK (1980) an australischen Binnengewässern anhand von Absorptionsspektren der partikulären und löslichen Fraktionen vorgenommen.

Eine andere Art der Gliederung von Gewässern schlug RIJKEBOER ET AL. (1998A) vor, in der verschiedene Gewässertypen anhand ihres Maximums und der Wellenlänge dieses Maximums unterschieden werden können.

3.3 Entwicklung der Gewässerfernerkundung

Die frühesten Fernerkundungsuntersuchungen von Gewässern wurden an Aufnahmen des ersten Landsat-Satelliten bereits 1972, also gleich nach dessen Start, am Erie- und Utahsee durchgeführt und 1974 veröffentlicht (STRONG 1974). Im Jahre 1978 startete der Coastal Zone Color Scanner (CZCS) der NASA, welcher eigens für die Untersuchung der Ozeanfarbe und Ozeantemperatur konzipiert wurde. Im Gegensatz zum Landsat hatte der CZCS zwar eine besserer spektrale Auflösung (von 400 nm bis 800 nm verfügte der CZCS über fünf statt über drei Kanäle wie beim Landsat 1-3), aber eine schlechtere räumliche Auflösung (800 m Pixelgröße anstatt 79 m beim Landsat). Aufgrund der geringen räumlichen Auflösung wurde der CZCS, der nur bis 1986 in Betrieb war, für Pigment- und Schwebstoffableitungen sowie für Gelbstoff- und Temperaturbestimmung hauptsächlich in Ozeangewässern (GORDON ET AL. 1983, GORDON & MOREL 1983) und Küstengewässern (DOERFFER & FISCHER 1994) verwendet. Die Landsat-Aufnahmen dagegen wurden schon von Beginn an für die Ableitung von Wasserinhaltsstoffen (Chlorophyll, Schwebstoff) und der Trophie sowohl von Ozeangewässern (TASSAN 1987, DWIVEDI & NARAI 1987) als auch von Binnengewässern in vielen Ländern genutzt (ABIODUN 1976, SCARPACE ET AL. 1979, CARPENTER & CARPENTER 1983, LATHROP & LILLESAND 1986, LATHROP ET AL. 1991, DEKKER & PETERS 1993, LINDELL ET AL. 1999). Weitere Satellitensysteme, die für die Untersuchung der Gewässer breitere Anwendung finden, sind Spot, MOS-B und SeaWiFS (LATHROP & LILLESAND 1989, NEUMANN ET AL. 1999). Nur sehr selten werden IRS-Daten für die Ableitung von Gewässerparametern wie in THIEMANN (2000) verwandt.

Die verwendeten Algorithmen zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe in Binnengewässern aus Satellitendaten reichen von Korrelationen einfacher Kanäle oder Kanalverhältnisse (MAYO ET AL. 1995, SCHNEIDER 1996) über Farbanalysen (LINDELL ET AL. 1986) bis zu Faktoranalysen (FISCHER ET AL. 1986, DOERFFER ET AL. 1989). Da die Kanäle von breitbandigen Sensoren wie Landsat ein Integral über einen größeren Wellenlängenbereich darstellen (Abb. 3.7), können keine

stoffspezifischen Absorptionsbanden wie z. B. von Chlorophyll bei 676 nm detektiert werden. Breitbandige Sensoren stellen außerdem überall dort ein Problem dar, wo sich mehrere Wasserinhaltsstoffe über einen größeren Konzentrationsbereich ändern, da dann auch der Reflexionsgrad in den einzelnen Kanälen von allen Wasserinhaltsstoffen unterschiedlich beeinflusst wird. Bei schmalbandigen Sensoren wie z. B. Meris (Abb. 3.7), welcher im Februar 2002 gestartet wurde, könnten dagegen mit Kanalverhältnissen sehr gute Ergebnisse erzielt werden. Da Meris eine Bodenauflösung von nur 500 m x 500 m besitzt, ist er für die Fernerkundung von kleinen und mittleren Seen aber ungeeignet.

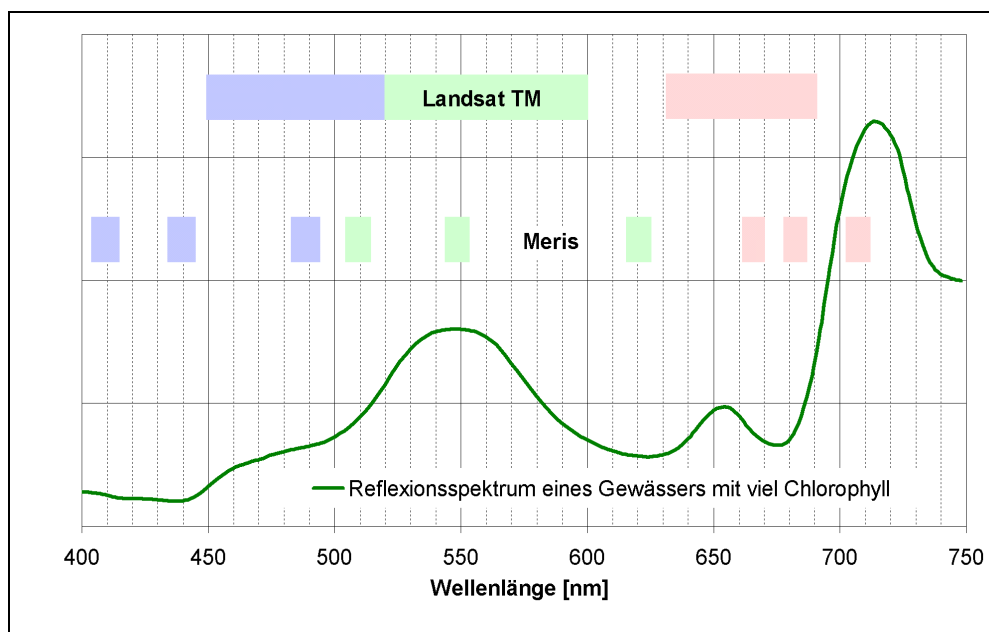


Abb. 3.7 Vergleich der spektralen Auflösung der Satelliten Landsat TM und Meris.

Um kleine und mittlere Binnenseen mit schmalbandigen Fernerkundungssensoren zu untersuchen, besteht die Möglichkeit der flugzeuggestützten Fernerkundung. Seit Beginn der 90er Jahre sind in der Literatur verstärkte Aktivitäten auf diesem Gebiet zu beobachten (HARDING ET AL. 1992, JUPP ET AL. 1994, Tab. III.a der Anlage). Die verfügbaren Sensoren zeichnen sich auf der einen Seite durch eine hohe räumliche Auflösung, auf der anderen Seite jedoch auch durch ein hohe spektrale Auflösung aus. Die Sensoren, welche in extrem vielen schmalbandigen Kanälen aufzeichnen, werden als hyperspektral bezeichnet. Eine Übersicht über die in Europa verfügbaren hyperspektralen Flugzeugsensoren gibt die nachfolgende Tabelle (Tab. 3.1).

Durch die vorhandene Projektkonfiguration erfolgten die Untersuchungen in dieser Arbeit mit dem Sensor *casi* (Kapitel 5.3). Außerdem wurde dieser Sensor besonders für die Gewässerfernerkundung schon vielfach erfolgreich angewendet und steht operationell zur Verfügung. In der Tabelle III.a der Anlage ist eine Übersicht über die wichtigsten bisherigen Arbeiten auf dem Gebiet der flugzeuggestützten Gewässerfernerkundung zusammengestellt. Die Arbeiten reichen von der Ableitung eines oder mehrerer Wasserinhaltsstoffe mit semi-empirischen Methoden bis zu analytischen Methoden und Faktoranalysen. Einen Überblick und Vergleich der verschiedenen Methoden zu Ableitung der Wasserinhaltsstoffe wird in Kapitel 3.4 gegeben.

Tab. 3.1 Übersicht über in Europa verfügbare hyperspektrale Flugzeugsensoren.

Sensor	Wellenlängenbereich [nm]	Spektrale Auflösung		Pixelanzahl pro Zeile	Field of View (Öffnungswinkel) [°]	Pixelbreite* bei 2.500 m Flughöhe [m]
		[Kanäle]	[nm]			
AISA ¹	430 – 900	max. 288	1,6 – 9,8	360	21	2,57
<i>casi</i> ²	430 – 975	max. 288	min. 1,8	512	34,2	2,99
Dais ³	400 – 2.500 3.000 – 12.600	72 7	15 – 45 900-2.000	512	52	4,76
Hymap ⁴	440 – 2.500 3.000 – 10.000	128 2	10 – 20	512	62	5,86
MIVIS ⁵	430 - 2.478 8.180 – 12.700	92 10	9 – 50 340 - 540	755	71,05	4,73
Rosis ⁶	430 – 850	max. 84	min. 15,2	167 – 500	16	4,21-1,41

*Pixelbreite = $((\tan(\text{Field of View}/2))^2 * \text{Flughöhe}) / \text{Pixelanzahl}$

¹ – <http://www.specim.fi/aisa.html> (26.04.2002)

² – OLBERT (2000)

³ – <http://op.dlr.de/dais/dais-scr.htm> (26.04.2002)

⁴ – COCKS ET AL. (1998)

⁵ – <http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/ISSSR-95/mivisair.htm> (18.04.2002)

⁶ – <http://op.dlr.de/ne-oe/fo/rosis/specifications.html> (26.04.2002)

3.4 Vergleich verschiedener Algorithmen zur Ableitung von Wasserinhaltsstoffen

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, können die Gewässer grundsätzlich in Case I (offener Ozean) und Case II (Küste und Binnengewässer) unterschieden werden. Da bei den Case I-Gewässern alle drei Wasserinhaltsstoffe (Phytoplankton, Schwebstoffe und Gelbstoffe) voneinander abhängen, können einfache empirische Beziehungen genutzt werden, um z. B. die Chlorophyll-a-Konzentration abzuleiten. Das Problem bei der Ableitung der Wasserinhaltsstoffe in Case II-Gewässern ist, dass sich die optischen Eigenschaften aller drei Substanzen lokal und saisonal unterscheiden können sowie die nichtlineare Natur der Abhängigkeiten untereinander. Daraus folgt, dass für die Ableitung der Parameter mehr Kanäle benötigt werden als für Case I-Gewässer und dass es keinen einheitlichen Algorithmus zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe (WIS) für alle Case II-Gewässer geben kann (SATHYENDRANATH 2000). In den letzten Jahren sind vielversprechende Algorithmen für Case II-Gewässer entwickelt worden. Basierend auf den existierenden Untersuchungen und Ergebnissen können Fehler bis zu 30 % in Abhängigkeit des Wellenlängenbereiches auftreten (SATHYENDRANATH 2000).

Für die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe aus Fernerkundungsdaten können grundsätzlich drei verschiedene Ansätze genutzt werden (MOREL & GORDON 1980), (Tab. 3.2).

Tab. 3.2 Methodenüberblick zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe.

Methode	empirisch	semi-empirisch / semi-analytisch	analytisch
Beschreibung	Beziehung zwischen den WIS und dem Reflexionsgrad aufgrund individueller Beobachtungen	statistische Beziehung zwischen den WIS und dem Reflexionsgrad aufgrund der Beziehungen zwischen den optischen und Reflexionseigenschaften der WIS	inverse Modellierung unter Verwendung der optischen Eigenschaften und Vorgabe der Konzentrationen
Optische Eigenschaften	unbekannt	bekannt	bekannt
Vorteile	einfache Methode, geringe Rechenzeiten	einfache Methode, geringe Rechenzeiten, kausaler Zusammenhang besteht, stabile Ergebnisse im betrachteten Konzentrationsbereich	Gleichzeitige Ableitung aller drei WIS, unabhängig von in situ-Messungen, z. T. regional übertragbar
Nachteile	Kausaler Zusammenhang zu den WIS muss nicht bestehen, daher fehlerhafte Interpretationen möglich, nur regional anwendbar	Meist nur regional anwendbar, d. h. jede Untersuchung muss individuell kalibriert werden	Hoher Rechenaufwand, genaue Kenntnis der optischen Eigenschaften notwendig

Die empirische Methode ist dabei die am wenigsten wissenschaftliche und wird hauptsächlich für die Ableitung der WIS aus breitbandigen Satellitendaten wie z. B. Landsat TM genutzt (DEKKER 1993, FISCHER ET AL. 1986). Mit der Einführung hyperspektraler Satelliten- (z. B. Meris) und Flugzeugsensoren (z. B. *casi*) und der fortschreitenden Untersuchung der optischen Eigenschaften und ihrer Beziehung zum Reflexionsgrad wurden zunehmend semi-empirische/ semi-analytische und analytische Methoden entwickelt. Semi-empirische und semi-analytische Methoden werden aufgrund ihrer einfachen Implementierung heutzutage am meisten verwendet (SATHYENDRANATH 2000). Bei den semi-empirischen Methoden werden zwar die Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften der WIS genutzt, jedoch nur, um die Bereiche der größten Wirksamkeit abzuleiten und dort die statistischen Beziehungen anzusetzen. Bei den semi-analytischen Methoden wird dagegen das Reflexionsspektrum anhand der optischen Eigenschaften und der vorgegebenen Konzentrationen modelliert und daraus statistische Beziehungen abgeleitet. Die analytischen

Methoden lassen sich nach ihrem Lösungsansatz in direkte und indirekte Methoden gliedern (MOBLEY 1994). Die analytischen Methoden wurden erstmals von JAIN & MILLER (1976) und später von FISCHER (1983 und 1984), DEKKER (1993), GEGER (1994) und DOERFFER & FISCHER 1994 erfolgreich angewendet. Die entwickelten indirekten analytischen Methoden basieren auf der Anpassung der gemessenen Reflexionsspektren an die modellierten, wobei die Modellierung mit verschiedenen Modellen durchgeführt wird. So benutzte HEEGE (2000) die von GORDON ET AL. (1975) aufgestellte Gleichung (Kapitel 4.3), um mit einem Simplex-Algorithmus die beste Übereinstimmung zwischen dem gemessenen und dem modellierten Spektrum zu finden. OLBERT (2000) verwendete hingegen das Strahlungstransportmodell MOMO zur Simulation der Spektren, verglich diese mit den Fernerkundungsdaten und extrahierte so das beste übereinstimmende Spektrum. Eine andere Entwicklung zur Ableitung der WIS mit analytischen Methoden ist der Einsatz von neuronalen Netzen (SCHAAL ET AL 1998, DOERFFER & SCHILLER 1998). Nach HOOGENBOOM ET AL. (1998A) ist die direkte Bestimmung der WIS nach der Matrix Inversion Method (MIM), welche von HOGE & LYON (1996) für Ozeane entwickelt wurde, effizienter als die indirekte Methode, da die Rechenzeiten erheblich reduziert werden können. Das Hauptproblem bei der Anwendung analytischer Methoden ist die zeitliche und räumliche Variabilität der optischen Eigenschaften (FELL 1997), wodurch die Übertragbarkeit nur bei optisch gleichen Gewässern gegeben ist.

Da in dieser Arbeit statistische Beziehungen auf der Grundlage der optischen Eigenschaften zur Ableitung der WIS aus Flugzeugdaten genutzt werden, wurden aus der Literatur bekannte Beziehungen von hyperspektralen Flugzeugsensoren sowie von spektrometrischen Feldmessungen in den Tabellen III.b und c der Anlage zusammengestellt (ein Ausschnitt aus Tab. III. b ist in Tab. 3.3 dargestellt).

Tab. 3.3 Ausschnitt aus der Tab. III.b der Anlage (Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten).

Literatur	Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer
DEKKER 1993	Chlorophyll a	0 - 140 µg/l	R(706)/R(676)	LIN	0,96	Nieder- ländische Seen
	CP-cyanin	0 - 120 µg/l	(R(600)+R(648))/2- R(624)	LIN	0,99	
	Schwebstoff	0 - 45 µg/l	R(748)	LIN	0,78	
			R(706)	LIN	0,72	
			R(698)-R(714)	LIN	0,72	
Sichttiefe	30 - 500 cm	R(706)/R(676)	EXP	0,67		

Es ist festzustellen, dass Chlorophyll a der am häufigsten abgeleitete Parameter ist, wobei meist das Verhältnis des Reflexionsgrades bei 706 nm zu 676 nm verwendet wird. Die Schwebstoffkonzentration wird ebenfalls oft abgeleitet, wobei die verwendeten Algorithmen sehr unterschiedlich sind. Außerdem wird die Sichttiefe über verschiedene Methoden abgeleitet sowie in Einzelfällen die Pigmente Phycocyanin und Carotinoide sowie die DOC-Konzentration.

3.5 Gewässerfernerkundung von Tagebaurestseen

Im Rahmen der Binnengewässer stellen die Tagebaurestseen aufgrund ihres signifikant unterschiedlichen Chemismus (siehe Kapitel 2.3) eine eigene, sehr spezifische Gewässergruppe dar. Die gegenwärtig bekannten Anwendungen von Fernerkundungsmethoden auf Bergbau- bzw. Tagebaurestseen sind in der Tabelle III.d der Anlage aufgelistet.

Die bekannten Arbeiten außerhalb des Institutes für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg sind von zwei Arbeitsgruppen aus den USA durchgeführt worden. In beiden Fällen wurde eine 4-kanalige Videokamera benutzt und über Regressionen versucht, die Bergbaugewässer zu klassifizieren bzw. einzelne Parameter anzuleiten. So wurde von ROBBINS ET AL. (1996) festgestellt, dass die sauren Flüsse einen gelb bis gelb-orangen Eisenniederschlag aufweisen, wogegen der Eisenniederschlag der neutralen Bergbauflüsse eine rot bis rot-orange Farbe zeigt und das Reflexionsmaximum niedriger ist. REPIC ET AL. (1991) versuchte in einem sehr engem pH-Wertbereich von 6,1 bis 6,7 den Reflexionsgrad im gelb-grünen Wellenlängenbereich mit dem pH-Wert und der Eisenkonzentration zu korrelieren, welches zu keinem befriedigenden Ergebnis führte. In WILLIAMS ET AL. 2002 wurde eine neue Methode zur Ableitung des pH-Wertes von sauren bis neutralen Bergbauflässen anhand der verschiedenen Eisenniederschläge vorgestellt. Der pH-Wert dort mit einer Genauigkeit von $R^2 = 0,76$ aus einem vierkanaligem Videosystem durch den Vergleich des gemessenen Reflexionsspektrum mit einem Referenzspektrum abgeleitet werden. Bis auf REPIC ET AL. 1991 beziehen sich so alle Arbeiten nicht auf Bergbaurestseen, sondern auf Bergbauflüsse, an denen eine Klassifizierung anhand der Niederschläge möglich ist.

Die Arbeiten von SCHMIDT (1995), SCHMIDT & GLAESSER (1998) und JÄCKLIN (1999), welche wie die vorliegende Arbeit ebenfalls am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg angefertigt wurden, zeigen die grundsätzliche Eignung von Fernerkundungsdaten zur Überwachung von Tagebaurestseen anhand von Satellitendaten. Bei JÄCKLIN (1999) wurden durch zusätzliche umfangreiche hydrochemische Untersuchungen die Seen mit Hilfe einer hierarchischen Clusteranalyse in verschiedene Stadien eingeteilt. Durch die Anwendung einer überwachten (Minimum-Distance) sowie einer unüberwachten Klassifikation an einer Landsat TM 5-Szene konnte die gewonnene Stadieneinteilung mit unterschiedlicher Güte zugeordnet werden. Sehr gute Ergebnisse wurden bei der Zuordnung der sehr sauren eisenreichen Gewässer erzielt sowie grundsätzliche spektrale Unterschiede in den Reflexionen erkannt. Um intensivere spektrale und hydrochemische Untersuchungen durchzuführen, wurde die vorgestellte Arbeit initiiert.

4 Optische Eigenschaften von Gewässern

Die optischen Eigenschaften von Gewässern gliedern sich in die inhärenten und die scheinbaren optischen Eigenschaften.

4.1 Inhärente optische Eigenschaften

4.1.1 Allgemeine Definitionen

Die inhärenten optischen Eigenschaften der Wasserinhaltsstoffe (IOP – Inherent Optical Properties) sind unabhängig von Intensität und Richtung des einfallenden Lichtes und somit Materialeigenschaften. Sie werden durch den Absorptionskoeffizient a , den Volumenstreuoeffizient b , den Rückstreuoeffizient b_b , die Volumenstreuungsfunktion $\beta(\theta)$ und die Fluoreszenz beschrieben (PREISENDORFER 1961).

Absorptions- und Volumenstreuoeffizient können als Extinktions- oder Attenuationkoeffizient c zusammengefasst werden, welcher die Verluste pro Meter für das transmittierte Licht beschreibt:

$$c[m^{-1}] = a[m^{-1}] + b[m^{-1}]. \quad \text{Gl. 4.1}$$

Die inhärenten optischen Eigenschaften folgen dem Beerschen Gesetz, so dass die optischen Koeffizienten proportional zur Konzentration der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe sind. Der gesamte optische Koeffizient k_{Ges} kann daher als Summe der einzelnen Koeffizienten k_i beschrieben werden, wobei er den Absorptionskoeffizienten a , den Streukoeffizienten b , den Rückstreuoeffizienten b_b oder auch den Extinktionskoeffizienten c darstellt:

$$k_{Ges} = \sum_{i=1}^n k_i \quad \text{Gl. 4.2}$$

Der Index i bezeichnet die Anzahl der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe sowie des Wassers selbst. Die optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe sind alle partikulären und gelösten Substanzen, welche Licht absorbieren oder streuen (Abb. 4.1).

Diese optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe, welche sich auch mit Fernerkundungsmethoden erfassen lassen, können weiter untergliedert werden. In Abb. 4.1 erfolgt im ersten Schritt eine Einteilung in gelöste und partikuläre Substanzen, wobei auch andere gebräuchliche Begriffe angegeben werden. Die absorbierenden gelösten Substanzen, im weiteren als Gelbstoff bezeichnet, können in einen organischen und einen anorganischen Anteil zerlegt werden. Beide Anteile haben im sichtbaren Bereich ähnliche optische Eigenschaften und können so durch Fernerkundungsmethoden nur zusammen erfasst werden. Die weitere Beschreibung der optischen Eigenschaften des Gelbstoffes befindet sich in Kapitel 4.1.3. Das partikuläre Material wird unter optischen Gesichtspunkten zuerst in einen „lebenden“ und einen „nicht lebenden“ Anteil gliedert. Der lebende Anteil beinhaltet

dabei das Phytoplankton mit seinen Pigmenten, welche charakteristische Absorptionsspektren aufweisen (Kapitel 4.1.4). Das nicht lebende partikuläre Material wird wie beim Gelbstoff in organische und anorganische Anteile gegliedert, welches auch hier aufgrund der ähnlichen Eigenschaften nur insgesamt als „Tripton“ (Kapitel 4.1.5) aus Fernerkundungsdaten erfasst werden kann.

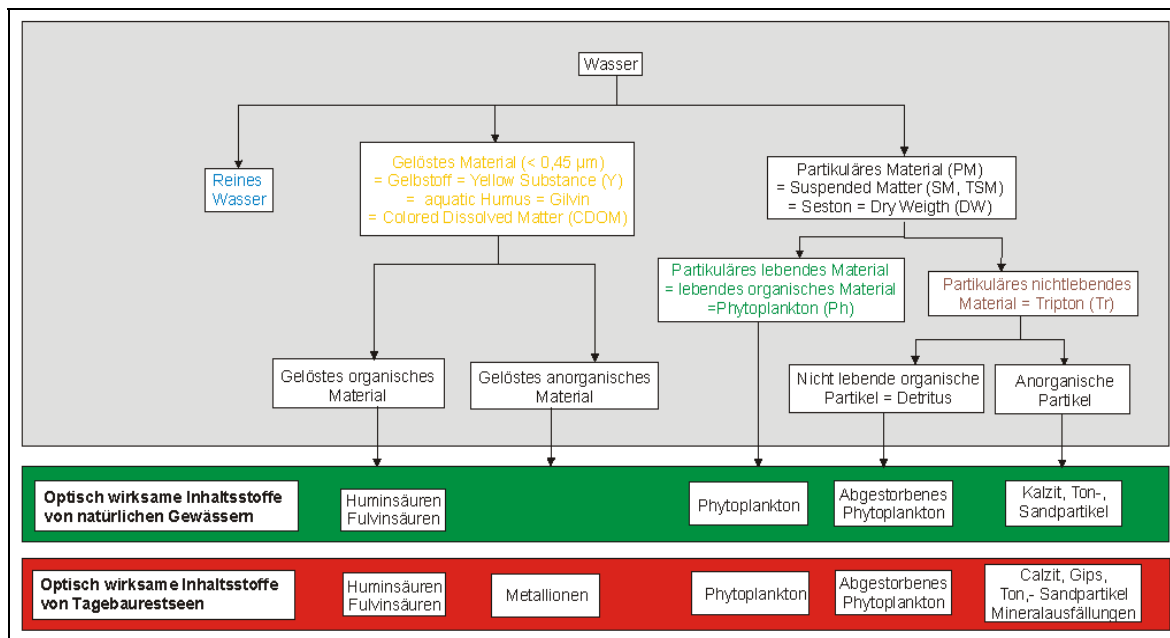


Abb. 4.1 Einteilung der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe.

Daher sind in Abb. 4.1 neben dem reinen Wasser nur die Wasserinhaltsstoffe farbig gekennzeichnet, welche aus Fernerkundungsdaten abgeleitet werden können. Dies sind die drei Gruppen Gelbstoff, Phytoplankton und Tripton.

Da es für die semi-empirische/ semi-analytische Ableitung von Wasserinhaltsstoffen aus Reflexionsspektren bzw. aus Fernerkundungsdaten notwendig ist, die optischen Eigenschaften jedes Stoffes zu kennen, werden die allgemeingültigen Eigenschaften sowie die optischen Eigenschaften der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe nachfolgend vorgestellt.









4.1.1.1 Absorption

Die Absorption stellt eine Energieaufnahme dar, die Moleküle oder Ionen von einem Grundzustand in einen angeregten Zustand überführt, wobei die absorbierte Wellenlänge ein Maß für die Energiedifferenz ΔE zwischen den beiden Zuständen ist. Auf der Grundlage der Bohrs-Einsteinschen Frequenzbeziehung:

$$\Delta E = E_2 - E_1 = h * \nu = h * \frac{c}{\lambda} \tag{Gl. 4.3}$$

ist die elektromagnetische Strahlungsenergie umgekehrt proportional zur Wellenlänge, so dass mit Verringerung der Wellenlänge die Energie der Photonen zunimmt. Die Lage des Absorptionsspektrums im Bereich der elektromagnetischen Strahlung wird daher durch die Größe der Strahlungsenergie ΔE bestimmt. Jedem Wellenlängenbereich kann dabei eine charakteristische Farbe zugeordnet werden (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 Einteilung der Spektralbereiche (KELLER 2000).

Wellenlänge [nm]	Spektralbereich	Farbe	
100-280	UV-C	-	
280-315	UV-B	-	
315-390	UV-A	-	
390-455	VIS	Violett (sichtbar ab 440 nm)	
455-480	VIS	Blau	
480-492	VIS	Blaugrün	
492-550	VIS	Grün	
550-577	VIS	Gelbgrün	
577-597	VIS	Gelb	
597-622	VIS	Orange	
622-780	VIS	Rot (sichtbar bis 680 nm)	
780-1400	nahes IR	-	
1400-3000	mittleres IR	-	
3000-15000	thermisches IR	-	

Die Beschreibung der Absorption erfolgt durch den Absorptionskoeffizienten a , welcher den absorbierten Teil des Lichts in einer Wassersäule pro m darstellt. Um die Absorptionskoeffizienten von verschiedenen Gewässern bzw. verschiedenen Probenahmezeitpunkten vergleichen zu können, wird ein spezifischer Absorptionskoeffizient a^* durch Normierung auf Konzentrationseinheiten berechnet.

$$a^* \left[\frac{m^2}{g} \right] = \frac{a [m^{-1}]}{C \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad \text{Gl. 4.4}$$

4.1.1.2 Streuung

Als Streuung wird im allgemeinen die Richtungsänderung einer elektromagnetischen Welle beim Auftreffen auf ein Medium bezeichnet. Bei der Streuung von elektromagnetischen Wellen bzw. Licht an einem Teilchen werden zwei Arten in Abhängigkeit von der Größe der Teilchen

unterschieden. Die Streuung an Teilchen, welche kleiner als die Wellenlänge des Lichtes sind, wird als Rayleigh-Streuung, Streuung an kugelförmigen Teilchen, deren Radius in der Größenordnung der Wellenlänge liegt oder größer ist, als Mie-Streuung bezeichnet (LENK 1989).

Die von Lord Rayleigh hergeleitete Rayleighsche Streufunktion gilt jedoch nur, wenn der Abstand zwischen den Teilchen so groß ist, dass keine Wechselwirkungen stattfinden können. Rayleigh-Streuung findet daher nur an Luftmolekülen statt. In Flüssigkeiten wird die Streuung durch die von SMOLUCHOWSKI (1908) und EINSTEIN (1910) aufgestellte Fluktuationstheorie beschrieben, bei der das Licht aufgrund von Dichteinhomogenitäten gestreut wird. Die Winkelabhängigkeit der gestreuten Strahlung ist identisch zu der Winkelabhängigkeit bei der Rayleigh-Streuung, d. h. dass 50 % des Lichtes vorwärts und 50 % rückwärtsgestreut wird. Ebenso identisch ist die Wellenlängenabhängigkeit, so dass die Streuung mit zunehmender Wellenlänge abnimmt (λ^{-4}), (KIRK 1994).

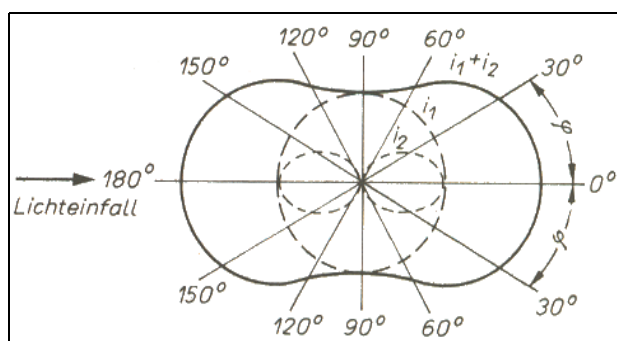


Abb. 4.2 Polardiagramm der Streuanteile bei Rayleigh-Streuung und Streuung aufgrund von Dichtefluktuationen (LENK 1989).

Die von MIE 1908 entwickelte Streutheorie gilt für sphärische Partikel jeder Größe. Wenn der Teilchendurchmesser kleiner als die Wellenlänge ist, entspricht die Mie-Theorie der Rayleigh-Streuung bzw. Fluktuationstheorie. Bei Partikeln, welche gleich oder etwas größer als die eingestrahelte Wellenlänge sind (alle Substanzen im Wasser außer das Wasser selbst), wird die Streuung als Mie-Streuung bezeichnet, welche sich durch die Bevorzugung der Vorwärtsrichtung auszeichnet (Abb. 4.3).

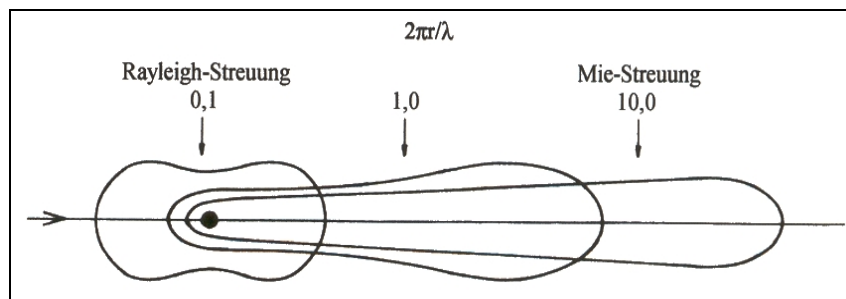


Abb. 4.3 Vergleich des Streuverhaltens von Partikeln in Abhängigkeit vom Verhältnis der Teilchengröße $2\pi r$ zur Wellenlänge λ (PERKAMPUS 1993).

Bei größeren Partikeln gilt die von Mie entwickelte Theorie zwar auch noch, es ist aber einfacher die Streuung durch die geometrische Optik, d. h. durch Brechung und Reflexion zu beschreiben (Abb. 4.4).

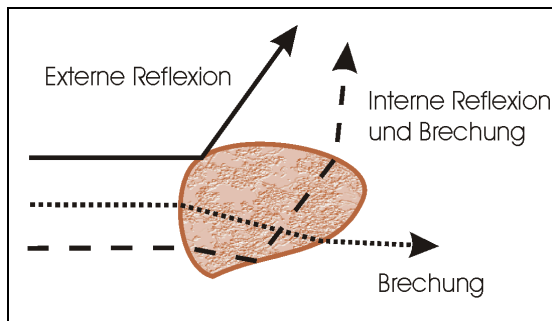


Abb. 4.4 Streuung von elektromagnetischen Wellen an Partikeln durch Brechung und Reflexion (KIRK 1994).

Die quantitative Beschreibung des winkelabhängigen Streulichtes erfolgt durch die Volumenstreufunction $\beta(\theta, \phi)$. Sie gibt den Bruchteil des einfallenden Lichtes E_d an, der durch Streuung an einem Volumen dV in die Richtung θ und ϕ abgelenkt wird (GEGE 1994), wobei β für kugelförmige Partikel unabhängig vom Azimutwinkel ϕ ist.

$$\beta(\theta)[m^{-1} sr^{-1}] = \frac{dI_2(\theta)}{E_d dV} \tag{Gl. 4.5}$$

Die Volumenstreufunction β kann in Abhängigkeit der Art der Streuung verschiedene Formen annehmen. Bei purem Wasser ist die Volumenstreufunction symmetrisch, bei natürlichen Gewässern, in denen eine gewisse Konzentration von anderen Substanzen vorhanden ist, unsymmetrisch, welches sich in einer Bevorzugung der Vorwärtsstreuung bemerkbar macht. Dabei gibt es auch Unterschiede der Winkelabhängigkeit von β zwischen klaren und trüben natürlichen Gewässern (Abb. 4.5).

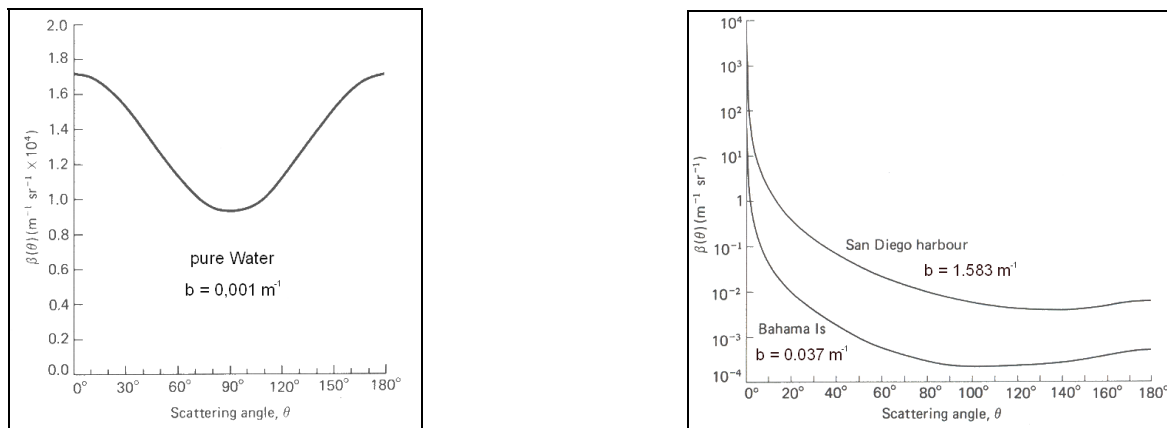


Abb. 4.5 Volumenstreufunction von reinem Wasser (MOREL 1974), von Ozeangewässern (Bahama Island) und trüben Küstengewässern (PETZOLD 1972), nach KIRK (1994).

Aus der von PETZOLD (1972) bestimmten Volumenstreuungsfunktion ist zu entnehmen, dass die rückgestreute Strahlung (θ von 90 bis 180 Grad) in Ozeangewässern 4,4 % in Küstengewässern aber nur 1,9 % beträgt, wogegen es in reinem Wasser 50 % sind.

Wird $\beta(\theta, \phi)$ über alle Raumwinkel integriert, ergibt sich der Volumenstreckoeffizient b , welcher die Verluste der Strahlung pro m durch Streuung beschreibt:

$$b[m^{-1}] = \int_{\phi=0}^{2\pi} \int_{\theta=0}^{\pi} \beta(\theta) \sin \theta d\theta d\phi \quad \text{Gl. 4.6}$$

$$b = 2\pi \int_0^{\pi} \beta(\theta) \sin \theta d\theta \quad \text{Gl. 4.7}$$

Der Volumenstreckoeffizient kann in zwei partielle Integrale des vorwärts (b_f)- und rückwärts (b_b)-gestreuten Lichtes unterteilt werden:

$$b = b_f + b_b, \quad \text{Gl. 4.8}$$

$$b_f = 2\pi \int_0^{\pi/2} \beta(\theta) \sin \theta d\theta, \quad \text{Gl. 4.9}$$

$$b_b = 2\pi \int_{\pi/2}^{\pi} \beta(\theta) \sin \theta d\theta. \quad \text{Gl. 4.10}$$

Für die Fernerkundung ist der Rückstreckoeffizient b_b wichtiger als der Volumenstreckoeffizient b , da nur das Licht, welches in den oberen Halbraum zurückgestreut wird, von Bedeutung ist.

Eine weitere wichtige Größe bei der Behandlung der Streuung ist das Verhältnis der Rückstreuung zur gesamten Streuung b_b/b . Dieses Rückstreuverhältnis ist abhängig vom Brechungsindex und der Größenverteilung der Substanzen. So ist b_b/b beim Phytoplankton infolge des niedrigeren Brechungsindex von 1,015 bis 1,075 (CARDER ET AL. 1972, KIRK 1994) mit 0,001 – 0,004 (BRICAUD ET AL. 1983, STRAMSKI & MOREL 1990) viel kleiner als bei mineralischen Partikeln ($b_b/b \sim 0,019$, Brechungsindex = 1,15 – 1,20; JERLOV 1976).

Um die Rückstreckoeffizienten von verschiedenen Gewässern bzw. verschiedenen Probenahmezeitpunkten vergleichen zu können, wird ein spezifischer Rückstreckoeffizient b_b^* durch Normierung auf Konzentrationseinheiten berechnet.

$$b_b^* \left[\frac{m^2}{g} \right] = \frac{b_b [m^{-1}]}{C \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad \text{Gl. 4.11}$$

4.1.2 Optische Eigenschaften von reinem Wasser

Reines Wasser besteht per Definition nur aus H₂O-Molekülen ohne jegliche Verunreinigungen. In der Praxis wird destilliertes Wasser als rein angenommen und verwendet.

Absorption. Erste Extinktionsmessungen von Wasser wurden bereits 1891 von HÜFNER & ALBRECHT mit einem Spektrophotometer durchgeführt, so dass die Absorptionseigenschaften von reinem Wasser im Bereich von 400 nm bis 850 nm heute ausreichend bekannt sind. Differenzen zwischen einzelnen Messungen entstehen neben experimentellen Fehlern hauptsächlich durch die Temperaturabhängigkeit des Absorptionskoeffizienten. In der vorliegenden Arbeit wird im Bereich von 400 nm bis 727 nm auf die Absorptionsspektren von POP & FREY (1997), im Bereich von 730 nm bis 800 nm auf die Absorptionsspektren von KOU ET AL. (1993) zurückgegriffen, da sie die neuesten Erkenntnisse berücksichtigen (Abb. 4.2).

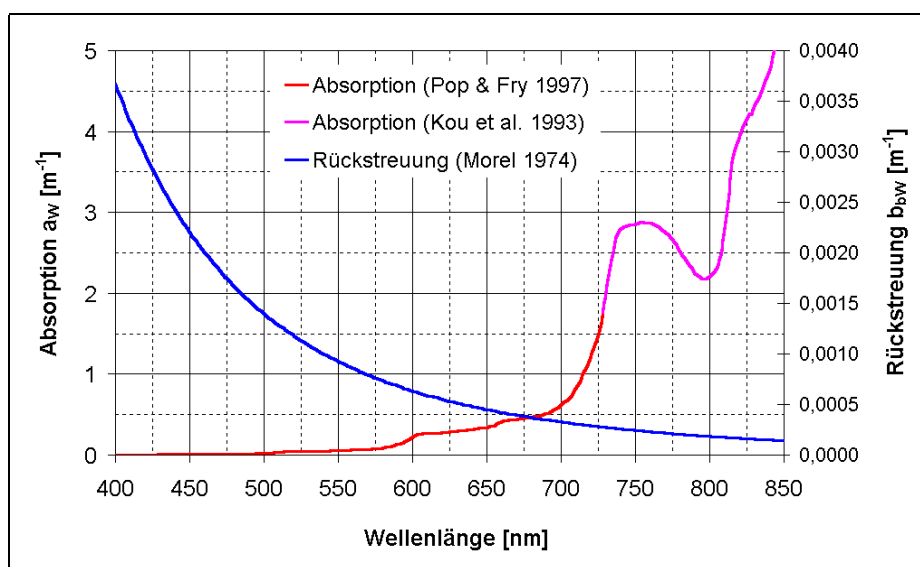


Abb. 4.6 Absorptions- und Rückstreueigenschaften von reinem Wasser.

Der kurzwellige Bereich ist durch sehr geringe Absorption, der langwellige Bereich dagegen durch sehr hohe Absorptionen gekennzeichnet. Das Absorptionsspektrum ist außerdem durch Flanken im Bereich von 610 nm bis 620 nm und 660 nm bis 670 nm (DEKKER 1993) sowie durch ein lokales Minimum bei 813 nm charakterisiert. Ferner werden bei 680 nm 35 % und bei 720 nm schon 65 % des einfallenden Lichtes allein durch reines Wasser absorbiert (SCHWOERBEL 1999). Ab einer Wellenlänge von 850 nm ist die Absorption des reinen Wassers so bedeutend, dass dieser Wellenlängenbereich für die Gewässerfernerkundung nicht mehr zugänglich ist.

Rückstreuung. Da die Wassermoleküle kleiner als die Lichtwellenlänge sind, ist die Lichtstreuung im Wasser auf die Dichtefluktuationen (Kapitel 1.1.1) zurückzuführen, d. h. proportional zu λ^{-4} und so nur im kurzwelligen Bereich von Bedeutung. Für die Rückstreuung von Wasser gibt es ebenfalls verschiedene experimentelle Daten, wobei erste Messungen der „Zerstreuung“ von Wasser schon

1928 von GANS durchgeführt wurden. Auf der Grundlage von Daten mehrerer Autoren berechnete MOREL (1974) folgende Gleichung zur Bestimmung der Streuung des Wassers:

$$b = 0,00288 * \left(\frac{\lambda}{500} \right)^{-4,32} \quad \text{Gl. 4.12}$$

Die Rückstreuung des Wassers wird durch Halbierung der Streuung erreicht, da das Licht an den Wassermolekülen gleichmäßig gestreut wird (Kapitel 4.1.1.2). Die Rückstreuung von Wasser ist in Abb. 4.6 dargestellt.

Aufgrund der geringeren Absorption und erhöhten Streuung im Wellenlängenbereich von 400 nm bis 500 nm erscheinen Gewässer blau, wenn keine oder nur geringe Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen vorhanden sind.

4.1.3 Optische Eigenschaften von gelösten Substanzen

Optisch aktive gelöste Substanzen sind alle lichtabsorbierenden Wasserinhaltsstoffe, die einen Durchmesser $< 0,45 \mu\text{m}$ besitzen (KALLE 1937). KALLE prägte 1937 den Begriff Gelbstoff, der neben den Bezeichnungen Aquatic humus, Gilvin, CDOM (Colored Dissolved Organic Matter) oder Yellow substance auch im englischen Sprachgebrauch verwendet wird. KIRK (1976) definierte Gilvin (aus dem Lateinischen von *gilvus*, übersetzt honigfarben) unabhängig von ihrer chemischen Struktur als lösliche gelbe Stoffe, die signifikant zur Absorption des Lichts im VIS-Bereich beitragen. Gelbstoffe setzten sich nach dieser Definition daher grundsätzlich aus organischen und anorganischen Bestandteilen zusammen. Da in natürlichen Gewässern die absorbierenden anorganischen Inhaltsstoffe vernachlässigbar sind, werden im allgemeinen Sprachgebrauch nur die absorbierenden organischen Anteile als Gelbstoffe bezeichnet. Im Gegensatz dazu kann in sauren Tagebaurestseen der anorganische Anteil aufgrund der hohen Konzentration von verschiedenen absorbierenden Ionen nicht vernachlässigt werden. Die Bezeichnung Gelbstoff bezieht sich in dieser Arbeit daher wie von KALLE (1937) definiert auf alle gelösten lichtabsorbierenden Substanzen organischen und anorganischen Ursprungs.

Organische Gelbstoffe. Organische Gelbstoffe entstehen durch den Abbau organischen Materials. Dieser Abbauprozess kann einerseits im Gewässer selbst (autochthoner Ursprung der Gelbstoffe) andererseits außerhalb des Gewässers im Boden erfolgen. Durch Niederschlagswässer werden diese löslichen Huminstoffe (Humin- und Fulvinsäuren) aus dem Boden gespült und gelangen durch ober- oder unterirdische Zuflüsse in das stehende Gewässer (allochthoner Ursprung der Gelbstoffe). Eine weitere Quelle allochthoner Gelbstoffe können auch Industrie- oder Hausabwässer sein.

Anorganische Gelbstoffe. Stark absorbierende gelöste anorganische Stoffe sind Metallionen (z. B. Fe, Mn, Cu, Ni), welche in natürlichen Gewässern nur in sehr geringen Konzentrationen auftreten. In Tagebaurestseen gibt es dagegen sehr hohe Konzentrationen besonders an Eisenionen.

Absorption. Gelbstoffabsorptionen werden an gefilterten Wasserproben gemessen. Spektrale Untersuchungen an natürlichen Gewässern bestätigen alle einen steilen Anstieg der Gelbstoffabsorption mit abfallender Wellenlänge (BUKATA ET AL. 1995). Das Absorptions-

spektrum der Gelbstoffe lässt sich daher gut durch eine Exponentialfunktion beschreiben (MOBLEY 1994) :

$$a_Y(\lambda) = a_Y(\lambda_0) * e^{(-S_Y * (\lambda - \lambda_0))} \quad \text{Gl. 4.13}$$

Die wichtigsten Kennwerte zum Vergleich verschiedener Gelbstoffabsorptionen sind $a_Y(\lambda_0)$ und die Neigung S_Y . Der Wert $a_Y(\lambda)$ bei der Normierungswellenlänge λ_0 wird als Maß für die Konzentration der gelösten Stoffe festgelegt, da infolge der komplexen Struktur der Gelbstoffe eine andere Quantifizierbarkeit schwer möglich ist (MOBLEY 1994). Die Normierungswellenlänge λ_0 variiert in der Literatur von 380 nm (JERLOV 1968) bis 450 nm (GEGE 1994), (Tab. IV.a der Anlage). In dieser Arbeit wird eine Normierungswellenlänge von 440 nm verwendet, da kleinere Wellenlängen der Fernerkundung nur schwer zugänglich sind. Die Neigung S_Y wird in der Literatur für natürliche Binnenseen als konstant im Bereich von $0,014 \text{ nm}^{-1}$ bis $0,016 \text{ nm}^{-1}$ angenommen (Tab. IV.a der Anlage). Nach verschiedenen Literaturquellen kann sie Minimalwerte von $0,008 \text{ nm}^{-1}$ (DIEHL & HARDT 1980) und Maximalwerte von $0,032 \text{ nm}^{-1}$ (DIEHL & HARDT 1980) in Abhängigkeit von der Gelbstoffzusammensetzung sowie in Abhängigkeit des für die Berechnung verwendeten Wellenlängenbereiches annehmen (Tab. IV.a der Anlage). NYQUIST (1979), DIEHL & HARDT (1980) und HEEGE (2000) stellen alle eine höhere Neigung bei der Verwendung eines geringeren Wellenlängenbereiches fest. In dieser Arbeit wurde daher die Neigung zwischen 430 nm und 650 nm berechnet, da nur dieser Bereich auch der Fernerkundung zugänglich ist. Die Absorptionsstärke von Gelbstoff in natürlichen Gewässern kann dabei sehr stark in Abhängigkeit allochthoner Einträge und des Trophiestatus (BUKATA 1995) bis 22 m^{-1} (bei 440 nm, DEKKER 1993) variieren (Tab. IV.a der Anlage). Von VODACEK ET AL. (1997) wurde außerdem eine Abnahme der Neigung mit zunehmender Gelbstoffkonzentration beobachtet (Abb. 4.7).

Andere Ansätze zur Beschreibung der Gelbstoffabsorption finden sich z. B. in GEGE (2000) in Form eines Gaussian Models.

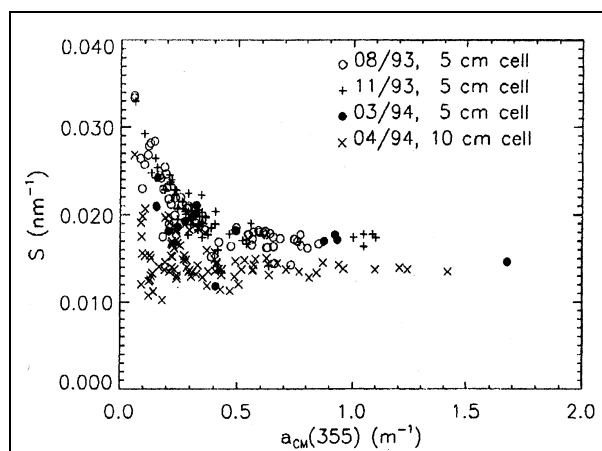


Abb. 4.7 Beziehung zwischen S_Y und des Absorptionskoeffizienten bei 355 nm (VODACEK ET AL. 1997).

Rückstreuung. Da die Teilchengröße kleiner als die Wellenlänge ist, wird das Streuverhalten durch Fluktuationstheorie beschrieben, so dass sich die Streuung proportional zu λ^{-4} verhält. Der Streukoeffizient von Gelbstoff ist damit um Größenordnungen kleiner als der Absorptionskoeffizient von Gelbstoff und kann deshalb vernachlässigt werden.

4.1.4 Optische Eigenschaften von Phytoplankton

Das Phytoplankton von Gewässern bildet den Anfang aller aquatischen Nahrungsnetze und besteht aus verschiedenen frei schwebenden Algenklassen, welche aufgrund der Veränderung physikalischer und chemischer Parameter wie Licht, Temperatur oder verfügbare Nährstoffe weder räumlich noch zeitlich konstant sind (WETZEL 1983). Die jahreszeitliche Verteilung des Planktons ergibt sich so aus der Verfügbarkeit von Licht, Temperatur und Nährstoffen (Abb. 4.8) sowie aus der Ausbildung der thermischen Schichtung (Kapitel 2.3.2), (SCHWOERBEL 1999).

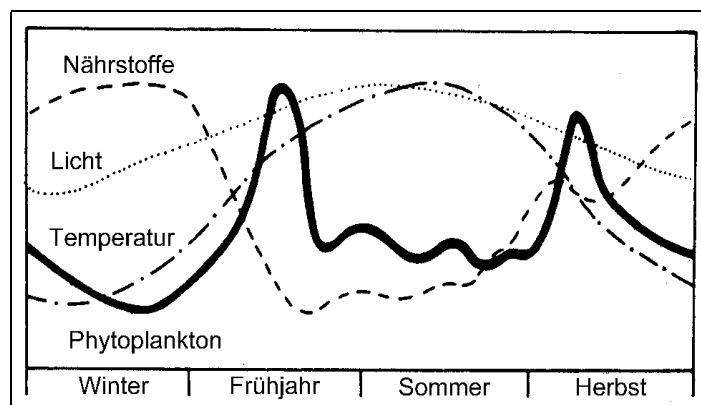











Abb. 4.8 Jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons in mesotrophen Seen (SCHWOERBEL 1999).

In den meisten natürlichen Gewässern entwickelt sich im Frühjahr und Herbst ein Diatomeenmaximum, im Sommer ein Grünalgenmaximum (oft auch mit Cyanobakterien), während in den Wintermonaten eine minimale Phytoplanktonentwicklung zu verzeichnen ist. Im Juni ist meist eine Klarwasserphase zu beobachten, welche durch das Wachstum des Zooplanktons hervorgerufen wird (SCHWOERBEL 1999).

Die einzelnen Algenklassen werden vornehmlich nach der Zusammensetzung ihrer Photosynthesepigmente und -produkte unterschieden (Tab. 4.2). Chlorophyll a ist das bekannteste Pigment, da es das Schlüsselmolekül bei der Photosynthese ist und in allen Algenklassen vorkommt. Es wird daher oft als Indikator der Biomasseproduktion herangezogen. Chlorophyll b kommt nur in den Grünalgen und Euglenophyceaeen vor, welche zu den höheren Algenklassen gehören (WETZEL 1983).

Absorption. Phytoplankton ist ein starker Absorber von sichtbarem Licht und spielt daher eine Hauptrolle in den Absorptionseigenschaften von natürlichen Gewässern. Die Absorption des Phytoplanktons wird durch die Absorption der verschiedenen spezifischen Pigmente (Tab. 4.2) verursacht.

Tab. 4.2 Wichtige Pigmente in verschiedenen Algenklassen (SENGBUSCH 2001).

Algenklasse Pigment	Algenklasse									
	Cyanobacteriales (Blaualgen)	Rhodophyceae (Rotalgen)	Chrysophyceae (Gold-Braun-Algen,	Xanthophyceae (Gelb-Grün-Algen)	Bacillariophyceae (Diatomeen)	Phaeophyceae (Braunalgen)	Dinophyceae (Dinoflagellaten)	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Chlorophyceae (Grünalgen)
Chlorophyll a	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chlorophyll b	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Chlorophyll c	-	-	x	x	x	x	x	x	-	-
Phycocyanin	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
Phycoerythrin	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
Carotinoide	β	β	β	β	β	β	β	α	β	β
Xanthophylle	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mikroskop- aufnahmen										

Jedes einzelne Pigment hat aufgrund seiner Molekülstruktur ein charakteristisches Absorptionsspektrum. Abb. 4.9 zeigt Absorptionsspektren der für die Fernerkundung wichtigsten Pigmente, welche sich durch ihre starken Absorptionsbanden bei hohen Konzentrationen auch im Reflexionsspektrum widerspiegeln können.

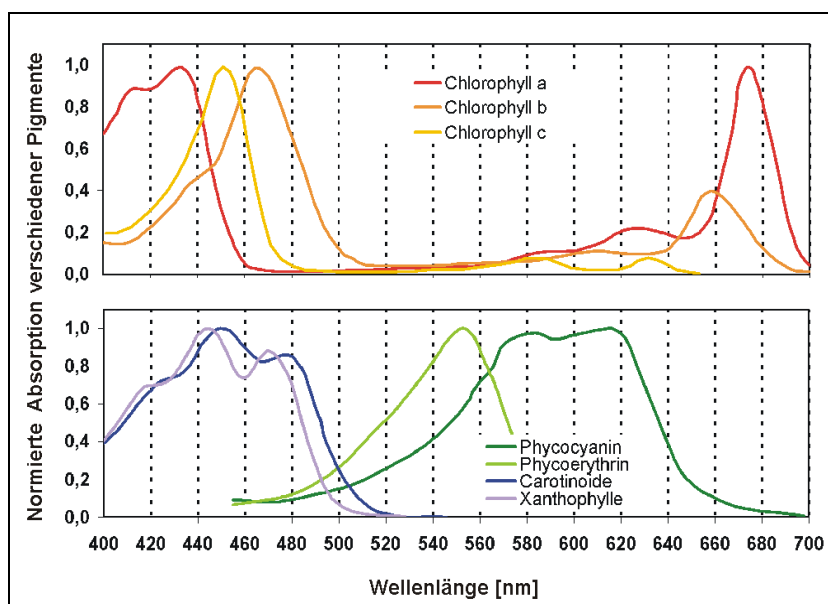


Abb. 4.9 Normierte Absorptionsspektren von Chlorophyll a, b und c, Phycoerythrin, Phycocyanin, Carotinoide (β -Carotin) sowie Xanthophylle (Lutein) von Algen, (nach GEGE 1994).

Für die Modellierung der Reflexionsspektren werden jedoch nicht die Absorptionsspektren der einzelnen Pigmente benötigt, sondern die spezifischen Absorptionen des Phytoplanktons. Die Absorption des Phytoplanktons ist dabei von der Absorption der einzelnen Algenklassen abhängig, welche wiederum von der Absorption der enthaltenen Pigmente (Tab. 4.2, Abb. 4.9) abhängt. Weiterhin wird die Absorption des Phytoplanktons auch durch die Größe und Form der Algen sowie durch den Packungseffekt beeinflusst. Packungseffekt bedeutet, dass große Zellen oder Zellen mit einem hohen Pigmentinhalt bei gleicher Chlorophyll-a-Konzentration weniger Licht absorbieren als kleine Zellen bzw. Zellen mit einem niedrigen Pigmentinhalt (KIRK 1994). Ein Laborversuch von JUCKELAND (1999) zeigt dies deutlich (Abb. 4.10), wobei Erfahrungen im Feld noch fehlen.

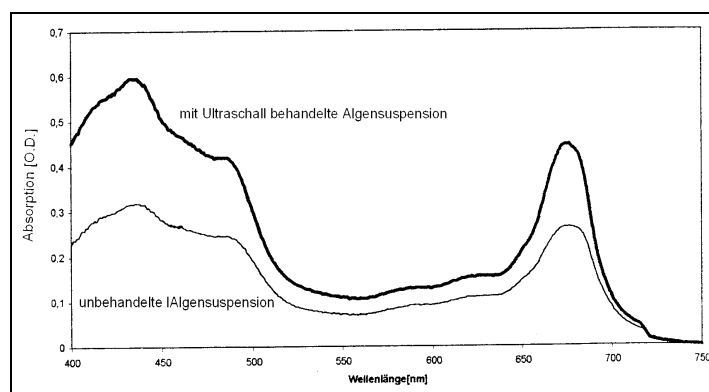


Abb. 4.10 Vergleich der Absorptionen von intakten und mit Ultraschall behandelten Zellen (*Euglena gracilis*, Chl a = $5,7 \mu\text{g l}^{-1}$), (JUCKELAND 1999).

Zusätzlich hat auch die eingestrahlte Lichtintensität Einfluss auf die spezifische Absorption (MITCHELL & KIEFER 1988, NELSON & ROBERTSON 1993), so dass bei höherer bzw. längerer Lichteinstrahlung die spezifische Absorption ansteigt.

Aus den obengenannten Gründen gibt es in der Literatur kein einheitliches Absorptionsspektrum von Phytoplankton, so dass die in dieser Arbeit verwendeten Phytoplanktonspektren anhand der genommenen Wasserproben selbst bestimmt wurden (Kapitel 5.2.2 und 6.2.2).

Die in Abb. IV.a der Anlage dargestellten spezifischen Absorptionen $a_{\text{Ph}}^*(\lambda)$ von verschiedenen Phytoplanktonarten sind auf die Chlorophyll-a-Konzentration normiert (Gl. 4.4) und weisen ebenfalls eine sehr hohe Variationsbreite auf. Die Absorptionscharakteristika von Phytoplankton können im allgemeinen wie folgt beschrieben werden (DEKKER 1993, GEGE 1994):

- Chlorophyll a absorbiert stark bei 438 nm und 676 nm,
- Chlorophyll b absorbiert stark bei 435 nm und 650 nm,
- β -Carotin absorbiert stark bei 480 nm,
- Phycoerythrin absorbiert stark bei 566 nm,
- Phycocyanin absorbiert stark bei 624 nm,
- Die Absorption bei 750 nm ist nahe 0 und kann so zur Streukorrektur verwendet werden.

Für das Reflexionsspektrum phytoplanktonreicher Binnengewässer ergeben sich daher folgende Reflexionscharakteristika:

- Minimum bei ca. 676 nm und Maximum bei ca. 700 nm (welches sich bei höheren Konzentrationen zu längeren Wellenlängen verschiebt [GITELSON 1992]) aufgrund der Chlorophyll a- und Wasserabsorption, die Absorptionsbande des Chlorophyll a bei 438 nm ist aufgrund der Gelbstoff- und Schwebstoffabsorptionen in diesem Wellenlängenbereich nicht sichtbar,
- Minimum bei 480 nm durch β -Carotinabsorption, auch schwer zu quantifizieren aufgrund der Überlagerung der Gelbstoff- und Schwebstoffabsorption,
- Minimum bei 566 nm durch Phycoerythrinabsorption,
- Minimum bei 624 nm durch Phycocyaninabsorption.

Fluoreszenz. Neben der Absorption ist auch die Fluoreszenz der Pigmente eine wichtige optische Eigenschaft. Hervorzuheben ist das Pigment Chlorophyll a, welches bei 685 nm und 730 nm im Verhältnis 1:4 fluoresziert. Nach einer energetischen Abschätzung von GEGER (1994) ist die Fluoreszenz von Chlorophyll a ungefähr 200 mal kleiner als die Absorption und spielt daher bei der passiven Fernerkundung eine untergeordnete Rolle. Bei der aktiven Fernerkundung ist durch gezielte Anregung der Pigmente mit Laserlicht eine Konzentrationsbestimmung der Pigmente durch Fluoreszenz möglich (GÜNTHER 1986).

Rückstreuung. Entscheidend für die Lichtstreuung am Phytoplankton ist die Größe der Algen und ihr Brechungsindex (GEGER 1994). So haben z. B. Phytoplanktonarten mit mineralisierten Zellwänden wie Diatomeen oder Cyanobakterien mit Gasvakuolen einen höheren Streukoeffizienten (KIRK 1994). Im marinen Milieu stellt das Phytoplankton die Hauptstreuquelle dar, wogegen in Binnengewässern die Streuung an Phytoplankton eine untergeordnete Rolle im Gegensatz zur Triptonstreuung spielt (KIRK 1994).

Die spezifischen Rückstreukoeffizienten (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration, Gl. 4.11) von Phytoplankton sind von verschiedenen Autoren gemessen oder berechnet worden (Abb. IV.b der Anlage).

Die Spektren zeigen dabei nicht nur in ihren Absolutwerten (bis Faktor 50) sondern auch in ihrer Form bzw. Wellenlängenabhängigkeit große Unterschiede. Außerdem wurde von verschiedenen Autoren eine Abhängigkeit von der Chlorophyll-a-Konzentration festgestellt (Abb. IV.b der Anlage, oberer Teil). Im Gegensatz zur Rückstreuung des marinen Phytoplanktons gibt es zu den Rückstreuereigenschaften von Binnengewässern kaum Daten. Die für diese Arbeit verwendete spezifische Rückstreuung wurde deshalb dem Excel-Programm Biopti von HOOGENBOOM (1996) entnommen, welche dort schon erfolgreich für die Modellierung von niederländischen Binnengewässern verwendet wurde.

4.1.5 Optische Eigenschaften von Tripton

Tripton setzt sich aus den nichtlebenden Partikeln der Schwebstoffe zusammen, d. h. den anorganischen Schwebstoffen und den nichtlebenden organischen Schwebstoffen (Detritus). Typische Triptonproben natürlicher Gewässer zeigen auf dem Filter eine braune Farbe, welche nach KIRK (1984) auf die partikulären Huminstoffe zurückzuführen ist, die frei vorkommen oder an Mineralien gebunden sind. Anorganische Schwebstoffe werden in den natürlichen Seen hauptsächlich durch Resuspensionsprozesse und Zuflüsse zugeführt (HEEGE 2000). Bei Tagebaurestseen kann ein Großteil des anorganischen Triptons aus Eisenverbindungen bestehen (Kapitel 2.3.2.3), wodurch sich die Absorptions- sowie die Rückstreuungseigenschaften des Triptons erheblich ändern. Die Spektren, die in dieser Arbeit verwendet werden, wurden deshalb eigenständig gemessen (Kapitel 5.2).

Absorption. Die Absorption von Tripton in natürlichen Binnenseen wird hauptsächlich durch die organischen Bestandteile beeinflusst (KISHINO ET AL. 1985, HEEGE ET AL. 1999). Daher ähnelt die Absorptionskurve in den meisten Fällen ebenfalls einer Exponentialfunktion (Gl. 4.14), wie bei der Gelbstoffabsorption, ohne Maxima bzw. Flanken (Abb. IV.c der Anlage).

$$a_{Tr}(\lambda) = a_{Tr}(\lambda_0) * e^{(-S_{Tr} * (\lambda - \lambda_0))} \quad \text{Gl. 4.14}$$

Die Neigung S_{Tr} dieser Exponentialkurve schwankt auch hier sehr stark, ist jedoch nach BRICAUD ET AL. (2000) unabhängig von der Konzentration. So gibt ROESLER ET AL. (1989) eine Neigung S_{Tr} von $0,006 (\pm 0,001) \text{ nm}^{-1}$ an, wogegen BRICAUD ET AL. (2000) einen Bereich von $0,005 \text{ nm}^{-1}$ bis $0,013 \text{ nm}^{-1}$ für Küstengewässer anführt. Die Stärke der Absorption ($a_{Tr}(440\text{nm})$) korreliert dabei gut mit der Konzentration der Schwebstoffe (Abb. 4.11) und kann so auch als Konzentrationsangabe herangezogen werden, welche ebenso wie beim Gelbstoff bei 440 nm bestimmt wird (KIRK 1994, BRICAUD ET AL. 2000). Die Absorptionen bei 440 nm liegen für Ozeane im Bereich von $0,01 \text{ m}^{-1}$, bei Küstengewässern von $0,03 \text{ m}^{-1}$ bis $8,4 \text{ m}^{-1}$ und bei Binnenseen von $0,095 \text{ m}^{-1}$ bis 18 m^{-1} (KIRK 1994).

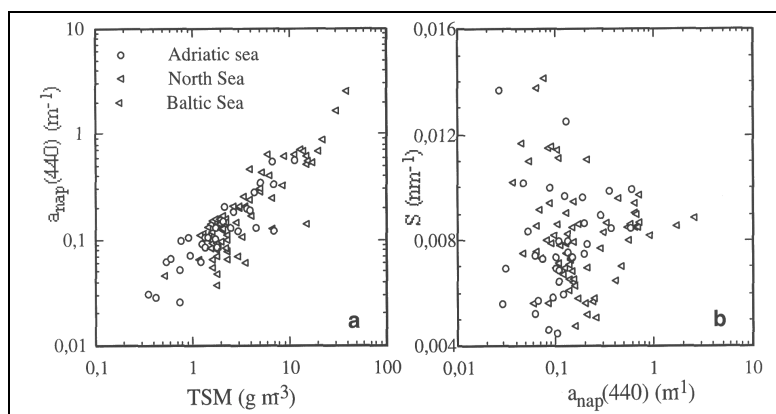


Abb. 4.11 Abhängigkeit der Schwebstoffabsorption (a_{nap}) bei 440 nm von der Schwebstoffkonzentration und der Neigung der Absorptionskurve S_{Tr} (BRICAUD ET AL. 2000).

Im Gegensatz zur Ableitung einer Exponentialfunktion ist in LINDELL ET AL. (1999) folgende Wellenlängenabhängigkeit zu finden:

$$a_{Tr}^*(\lambda) = 0.014 \sqrt{\exp[-0,01 * (\lambda - 500)]} \quad \text{Gl. 4.15}$$

Zur Beschreibung der Absorption von Tripton wird auch hier der spezifische Absorptionskoeffizient $a_{Tr}^*(\lambda)$ (Gl. 4.4) verwendet.

Rückstreuung. Die Streuung in natürlichen Gewässern ist hauptsächlich durch die anorganischen Partikel verursacht (Kirk 1994). Nach der Theorie von MOREL & PRIEUR (1977) und Untersuchungen von TASSAN & FERRARI (1995B) zeigt der spezifische Rückstreuoeffizient von Tripton einen Abfall zu höheren Wellenlängen mit einer λ^{-k} -Abhängigkeit, wobei k sich zwischen -1 und 0 bewegt. Der Rückstreuoeffizient von HOOGENBOOM (1996) liefert zwar auch eine λ^{-k} -Abhängigkeit, der Koeffizient k weist jedoch einen Wert von $-1,5$ auf.

Dagegen wurde in LINDELL ET AL. (1999) aus den Rückstreuoeffizienten verschiedener finnischer und estnischer Seen folgende Beziehung abgeleitet:

$$b_{bTr}^*(\lambda) = 0,012 * \left(1 - \left| \frac{\lambda - 540}{K_1} \right|^{K_2} \right) \quad \text{Gl. 4.16}$$

K_1 und K_2 sind Faktoren, welche im Bereich zwischen 300 und 350 bzw. zwischen 1 und 2 liegen. Ähnliche Wellenlängenabhängigkeiten zeigen auch die Rückstreuoeffizienten aus KONDRATYEV ET AL. (1998) (Abb. IV.d der Anlage)

4.2 Scheinbare optische Eigenschaften

Die scheinbaren optischen Eigenschaften sind abhängig von den inhärent optischen Eigenschaften und dem in den Wasserkörper einfallenden Licht. Wichtige scheinbare optische Eigenschaften sind die Strahldichte L (engl. Radiance), die Bestrahlungsstärke E (engl. Irradiance), der Reflexionsgrad R (engl. Reflectance) sowie der vertikale diffuse Extinktionskoeffizient K_d . Messungen des Reflexionsgrades von Gewässern wurden schon vor ca. 60 Jahren von SAUBERER (1941) durchgeführt.

Als Strahldichte L wird die Lichtintensität mit der Einheit $[W m^{-2} nm^{-1} sr^{-1}]$ bezeichnet, welche mit einem Detektor in einem definierten Öffnungswinkel erfasst wird. Die Bestrahlungsstärke E ist dagegen definiert als Integral der Strahldichte über alle Raumwinkel (Zenitwinkel θ , Azimutwinkel ϕ), (GEGE 1994):

$$E(\lambda) = \int_{\phi=0}^{2\pi} \int_{\theta=0}^{\pi/2} L(\lambda, \theta, \phi) \cos \theta \sin \theta d\theta d\phi \quad \text{Gl. 4.17}$$

Bei diffuser Reflexion an einer Oberfläche, wie z. B. an einer Spektralplatte aus gepresstem Bariumsulfat (Lambertreflektor) vereinfacht sich Gl. 4.17 zu (GEGE 1994):

$$E(\lambda) = \pi * L(\lambda). \quad \text{Gl. 4.18}$$

Für den Reflexionsgrad gibt es in der Literatur verschiedene Definitionen. Die am häufigsten für die Gewässerfernerkundung verwendeten Reflexionsgrade sind die Irradiance Reflectance unter der Wasseroberfläche $R(0-)$ und die Remote Sensing Reflectance über der Wasseroberfläche $R_{RS}(0+)$. Die Irradiance Reflectance wird bei der Modellierung des Reflexionsgrades verwendet (Kapitel 4.3) und ist definiert als Quotient der aufwärtsgerichteten (upwelling, u) Bestrahlungsstärke unter der Wasseroberfläche ($E_u(0-)$) zur abwärtsgerichteten (downwelling, d) Bestrahlungsstärke unter der Wasseroberfläche ($E_d(0-)$), (DEKKER 1993):

$$R(0-) = \frac{E_u(0-)}{E_d(0-)} \quad \text{Gl. 4.19}$$

Für die Remote Sensing Reflectance finden sich zwei Definitionen, welche sich nur durch den Proportionalitätsfaktor π (Gl. 4.18) unterscheiden. Zum einen ist dies die einfache Reflectance, auch bidirectionale Reflectance genannt (LINDELL ET AL. 1999). Sie ist definiert als Quotient der aufwärtsgerichteten Strahldichte $L_u(0+)$ zur abwärtsgerichteten Strahldichte $L_d(0+)$ über der Wasseroberfläche:

$$R_{RS}(0+) = \frac{L_u(0+)}{L_d(0+)} \quad \text{Gl. 4.20}$$

Zum anderen wird auch die Radiance Reflectance als Remote Sensing Reflectance bezeichnet (LINDELL ET AL. 1999):

$$R_{RS}(0+) = \frac{L_u(0+)}{E_d(0+)} \quad \text{Gl. 4.21}$$

Die aufwärtsgerichtete Strahldichte $L_u(0+)$ beinhaltet nicht nur Anteile, welche direkt aus dem Wasser stammen, sondern auch Anteile der spiegelnden Reflexion (auch Fresnelreflexion genannt, L_F) an der Wasseroberfläche (DEKKER 1993):

$$L_u(0+) = 0,544 * L_u(0-) + L_F \quad \text{Gl. 4.22}$$

Wird R_{RS} nicht direkt über der Wasseroberfläche gemessen, sondern in größeren Höhen, wie z. B. vom Flugzeug oder vom Satellit, müssen auch Strahlungsanteile der Atmosphäre berücksichtigt werden.

In dieser Arbeit wird nur die Irradiance Reflectance verwendet, da diese direkt mit den Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Verbindung steht (Kapitel 4.3) und keine störenden Einflüsse von der Wasseroberfläche oder der Atmosphäre enthält. Da im Feld nicht die Bestrahlungsstärke $E_u(0-)$ bzw. $E_d(0-)$ sondern die Strahldichte $L_u(0-)$ bzw. $L_u(0+)$ bestimmt wurde, muss L nach E umgerechnet werden, um den Reflexionsgrad $R(0-)$ nach Gl. 4.19 berechnen zu können (Abb. IV.e der Anlage).

Auch der vertikale diffuse Extinktionskoeffizient K_d wird zur Beschreibung des Unterwasserlichtfeldes verwendet. Er steht mit der abwärtsgerichteten Bestrahlungsstärke E_d in folgender Beziehung:

$$K_d(\lambda) = \frac{1}{z_2 - z_1} \ln \frac{E_d(z_1, \lambda)}{E_d(z_2, \lambda)}. \quad \text{Gl. 4.23}$$

4.3 Zusammenhänge zwischen den inhärenten und scheinbaren optischen Eigenschaften

Für die Modellierung der Reflexionsspektren aus den inhärenten optischen Eigenschaften sowie für die Bestimmung des Rückstreukoeffizienten von Tripton aus den Reflexionsspektren ist die Beziehung zwischen den scheinbaren und inhärenten optischen Eigenschaften notwendig. Bereits 1928 versuchte GANS, die durch Streuung verursachte Rückstrahlung rechnerisch zu erfassen und fand folgende Beziehung:

$$R = 0,08917 * \frac{b}{b+a} * I_0. \quad \text{Gl. 4.24}$$

In GORDON ET AL. (1975) wurde durch eine Monte-Carlo-Simulation die Irradiance Reflectance unter der Wasseroberfläche mit einer Polynominalfunktion der Absorptions- und Rückstreukoeffizienten verglichen. Unter Vernachlässigung der höheren Terme ergibt sich folgende in der Literatur sehr oft benutzte Gleichung, wobei die Relation erstaunlich gut mit Gl. 4.24 übereinstimmt:

$$R(0-) = C(\mu_0) * \frac{b_b}{a + b_b}. \quad \text{Gl. 4.25}$$

b_b ist der Rückstreukoeffizient, a der Absorptionskoeffizient .

Der Absorptionskoeffizient a [m^{-1}] setzt sich aus den Absorptionen der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe zusammen (DEKKER 1993), (Abb. 4.1):

$$a = a_w + C_Y * a_Y^* + C_{Chla} * a_{Ph}^* + C_{Tr} * a_{Tr}^* \quad \text{Gl. 4.26}$$

a_w	Absorption des Wassers [m^{-1}]
$C_Y = a_Y(440\text{nm})$	Absorption des Gelbstoffs bei 440 nm
a_Y^*	spezifische Absorption des Gelbstoffs [m^{-1}]
C_{Chla}	Konzentration von Chlorophyll a [$\mu\text{g l}^{-1}$]
a_{ph}^*	spezifische Absorption des Phytoplanktons [$\text{m}^2 \text{mg}^{-1}$]
C_{Tr}	Konzentration von Triptons [mg l^{-1}]
a_{Tr}^*	spezifische Absorption des Triptons [$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$]

Ebenso wie der Absorptionskoeffizient besteht auch der Rückstreckoeffizient aus verschiedenen Anteilen der einzelnen Wasserinhaltsstoffe:

$$b_b = b_{bw} + C_{Chla} * b_{bPh}^* + C_{Tr} * b_{bTr}^* \quad \text{Gl. 4.27}$$

b_{bw}	Rückstreuung des Wassers [m^{-1}]
C_{Chla}	Konzentration von Chlorophyll a [$\mu g\ l^{-1}$]
b_{bPh}^*	spezifische Rückstreuung des Phytoplanktons [$m^2\ mg^{-1}$]
C_{Tr}	Konzentration von Triptons [$mg\ l^{-1}$]
b_{bTr}^*	spezifische Rückstreuung des Triptons [$m^2\ g^{-1}$]

C in Gl. 4.25 ist ein Faktor, welcher von den Beleuchtungsverhältnissen (Sonnenstand, Bewölkungsgrad) abhängt (KIRK 1984).

$$C(\mu_0) = 0,629 * (1 - \mu_0) + 0,346. \quad \text{Gl. 4.28}$$

$$\mu_0 = \cos \Theta. \quad \text{Gl. 4.29}$$

Θ ist der Zenitwinkel. Steht die Sonne im Zenit ($\Theta = 0$) und ist der Himmel wolkenfrei beträgt $C = 0,346$. Bei bedecktem Himmel wurde von KIRK (1984) für μ_0 ein Wert von 0,856 berechnet, d. h. $C = 0,427$. Die Linearität der Gleichung A ist nur im Bereich von $b_b/a < 0,4$ gegeben (KIRK 1991).

5 Methodischer Teil

Die verwendeten Methoden setzen sich aus Feldarbeiten, Laborarbeiten und Befliegungen zusammen. Im Rahmen der Feldkampagnen wurden verschiedene Parameter direkt im Gelände bestimmt (z. B. pH-Wert, Sichttiefe und Reflexionsgrad). Die Messung anderer Parameter wie Kationen- und Anionenkonzentration oder die Absorption erfolgten später in verschiedenen Laboratorien. Zeitgleich zu den Feldkampagnen wurde das Testgebiet mit dem flugzeuggetragenen Sensor *casi* befliegen. Ein Überblick über die Probenahmen und Befliegungen ist in Abb. V.a der Anlage zu finden.

5.1 Feldexperimente

5.1.1 Bestimmung von limnologischen Parametern

An allen Probenahmepunkten erfolgte zuerst die Bestimmung der Sichttiefe mittels einer Secchi-Scheibe (nach DIN 38.404, C [1979], (Abb. 5.1). Danach wurde mit Hilfe eines 1 l Wasserschöpfers (Typ Limnos) des UFZ, der eine Wassersäule von 50 cm erfasst (Abb. 5.2), cirka 17 l Wasser aus verschiedenen Tiefen in 50 cm Schritten bis zur Sichttiefe als Mischprobe entnommen.

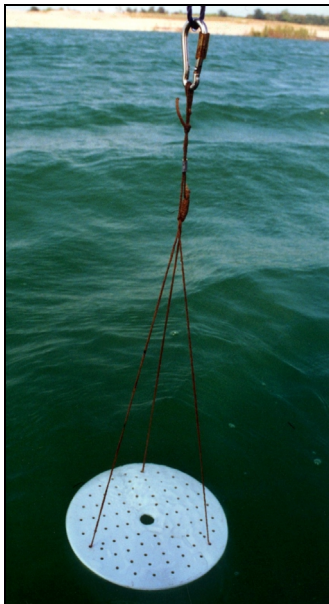


Abb. 5.1 Secchi-Scheibe.

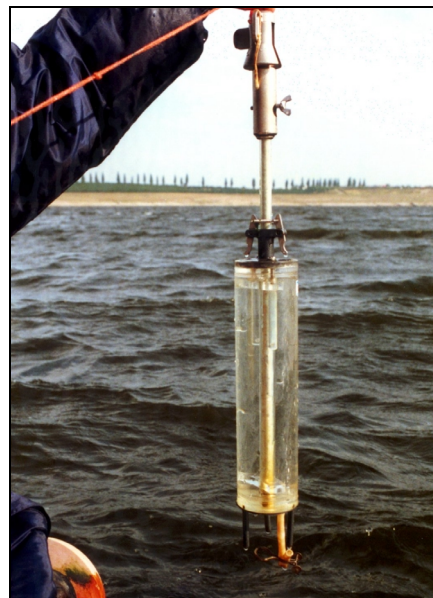


Abb. 5.2 Wasserprobennehmer.

Eine Übersicht über die Menge und die weitere Verwendung der Proben ist in Tab. 5.1 dargestellt. Alle Proben wurden nach der Probennahme in einer Kühlbox mit Kühlakkus gelagert. Der pH-

Wert, die Temperatur sowie die Leitfähigkeit wurden mit entsprechenden Sonden ca. 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche gemessen.

Zur weiteren Charakterisierung der Messbedingungen wurden die Lufttemperatur, Wolkenbedeckung sowie Windstärke und Windrichtung aufgenommen. Die Bestimmung der Base- und Säurekapazität (p- und m-Wertes) erfolgte nach DIN 38.409, H7 (1979) durch Titration mit Salzsäure bzw. Natronlauge auf den pH-Wert 4,3 (m-Wert) bzw. 8,2 (p-Wert). Alle im Feld erhobenen Daten wurden in ein Probenahmeprotokoll aufgenommen (Abb. V.b der Anlage)

Tab. 5.1 Menge und Verwendung der Wasserproben.

Menge	Zur Bestimmung von	unfiltriert /filtriert (0,45 µm)	Behälter	Bemerkungen
10 l	Schwebstoff	unfiltriert	2 x 5 l Plastekanister	
2 l	Chlorophyll a	auf Filter	Röhrchen	
1 l	Absorptionsspektren	unfiltriert	Plasteflasche	
250 ml	Basekapazität	unfiltriert	Plasteflasche	
250 ml	Säurekapazität	unfiltriert	Plasteflasche	
50 ml	Anionen	filtriert	Plasteflasche	
100 ml	Kationen	filtriert	Plasteflasche	3 Tr. Konz. HNO ₃
250 ml	DOC/ TOC	unfiltriert	Glasflasche	

5.1.2 Bestimmung des Reflexionsgrades

An jedem Probenahmepunkt wurden neben den oben beschriebenen Feldkampagnen Messungen des Reflexionsgrades in verschiedenen Tiefen durchgeführt. Die aufgenommenen Reflexionsspektren sollten verschiedene Zwecke erfüllen:

1. Aufbau einer Datenbank hochaufgelöster Reflexionsspektren von Tagebaurestseen,
2. Bestimmung des Rückstreukoeffizienten von Tripton,
3. Methodenentwicklung und
4. Referenzspektrum zum *casi*-Spektrum.

Der in der Literatur zur Modellierung benutzte Reflexionsgrad und der Reflexionsgrad der *casi*-Spektren ist der Reflexionsgrad unter der Wasseroberfläche $R(0^-)$. In den meisten bisherigen Arbeiten wurde jedoch der Reflexionsgrad über der Wasseroberfläche $R(0^+)$ gemessen. Dieser wird entweder direkt für Korrelationen mit den Wasserinhaltsstoffen genutzt (THIEMANN 2000)

oder auf den Reflexionsgrad unter der Wasseroberfläche $R(0-)$ umgerechnet. Bei dieser Umrechnung sind zwei Faktoren zu beachten.

1. Die aufwärtsgerichtete Strahlung im Wasserkörper unterliegt an der Wasser-Luft-Grenzfläche zu 51,8 % der wellenlängenunabhängigen Totalreflexion (ZIMMERMANN 1991).
2. Die spiegelnde bzw. gerichtete Reflexion an der Wasseroberfläche, welche nicht aus dem Wasserkörper selbst stammt, also auch nicht von den Wasserinhaltsstoffen abhängt, ist im Signal $R(0+)$ enthalten. Der Reflexionsgrad wird wellenlängenunabhängig mindestens um 2,11 % angehoben.

Daraus folgt:
$$R(0+) = 0,518 * R(0-) + 2,11 \quad \text{Gl. 5.1}$$

Die spiegelnde Reflexion hängt dabei stark von zeitlich und räumlich variierenden Faktoren ab:

1. Winkel der einfallenden Strahlung sowie
2. Rauigkeit der Wasseroberfläche durch Wind und Wellengang.

2,11 ist daher nur der Minimalwert und kann stark variieren (RENNERT 1997).

Um diese Fehlerquellen, welche bei der Umrechnung von $R(0+)$ auf $R(0-)$ entstehen, auszuschließen, wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Weltraumwissenschaften der Freien Universität Berlin (im weiteren WeW genannt) ein Messverfahren zur Bestimmung der Unterwasserreflexion $R(0-)$ entwickelt. Zur Bestimmung von $R(0-)$ wird, wie in Abb. VI.e der Anlage vorgestellt, einerseits die aufwärtsgerichtete Strahldichte $L_u(0+)$ einer Spektralonplatte über Wasser und andererseits die aufwärtsgerichtete Strahldichte $L_u(0-)$ unter der Wasseroberfläche benötigt.

Daher sollte das entwickelte Verfahren folgende Bedingungen erfüllen:

1. Bestimmung der aufwärtsgerichteten Strahldichte einer Spektralonplatte über Wasser $L_u(0+)$,
2. Bestimmung der aufwärtsgerichteten Strahldichte unter der Wasseroberfläche $L_u(0-)$ in verschiedenen Tiefen, um den Reflexionsgrad auf die Wasseroberfläche zu extrapolieren, da eine direkte Messung unter der Wasseroberfläche nicht möglich ist,
3. senkrechte Ausrichtung des Sensors,
4. konstante Messbedingungen sowie
5. mindestens 0,5 m Abstand vom Boot, um Abschattungen vom Boot zu vermeiden.

Messen der Strahldichten. Für die Messung der Strahldichten wurde das Spektrometer SD 1000 von der Firma Ocean Optics verwendet. Dieses Spektrometer verfügt über einen Messbereich von 400 nm bis 900 nm bei einer spektralen Auflösung von 1,2 nm. Die verwendete Glasfaser wies einen Durchmesser von 200 μm und eine Länge von 2 m auf.

Die Strahldichte über der Wasseroberfläche $L_u(0+)$ wurde vor und nach der Messung der Strahldichte unter der Wasseroberfläche $L_u(0-)$ senkrecht über einer Spektralplatte im Abstand von ca. 8 cm gemessen (Abb. 5.3), um Veränderungen der Sonneneinstrahlung während der Messung zu dokumentieren.

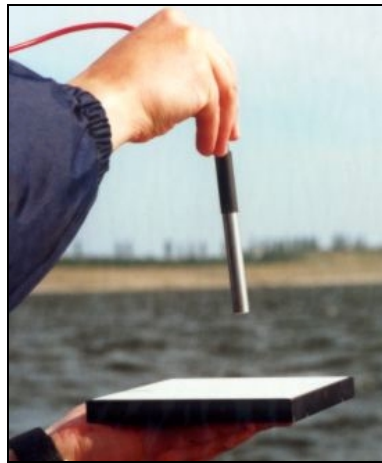


Abb. 5.3 Messung der aufwärtsgerichteten Strahldichte einer Spektralplatte über Wasser $L_u(0+)$.

Um die Strahldichte unter der Wasseroberfläche $L_u(0-)$ zu messen und die Bedingungen 3 bis 5 zu erfüllen, wurde in Zusammenarbeit mit dem WeW die in Abb. 5.4 und Abb. 5.5 dargestellte Konstruktion entwickelt und gebaut.

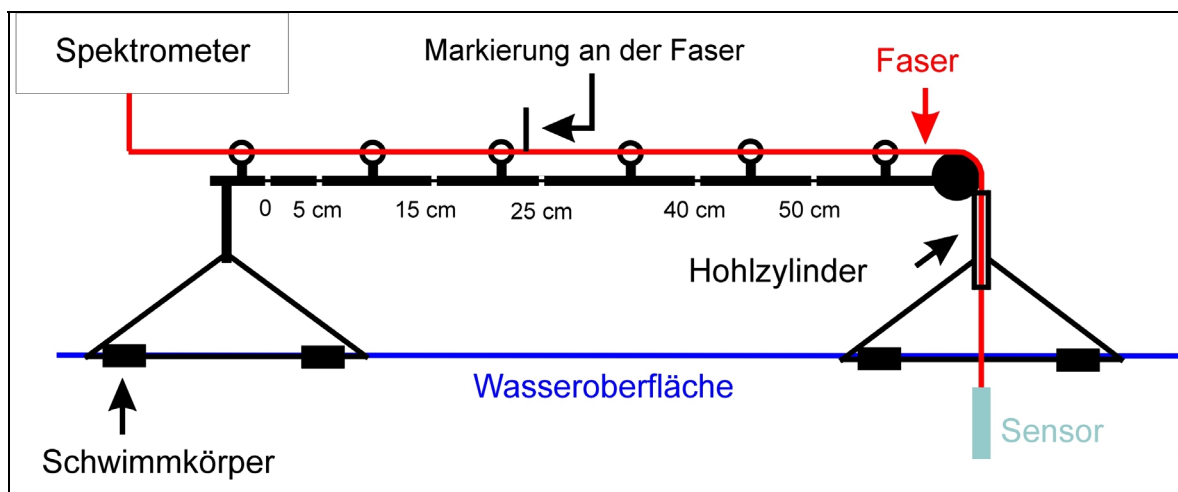


Abb. 5.4 Konstruktion zur Messung der aufwärtsgerichteten Strahlung.

Durch diese Messanordnung ist eine reproduzierbare Messung der Strahldichte unter der Wasseroberfläche $L_u(0-)$ in verschiedenen Tiefen mit genügend Abstand vom Boot gegeben. Für die weiteren Berechnungen wurde ein Mittelwert aus je 30 Messungen verwendet.

Die gesamte Messfolge bestand somit aus folgenden Schritten:

- 3 x 10 Messungen der aufwärtsgerichteten Strahldichte über der Spektralsondeplatte $L_u(0+)$,
- 3 x 10 Messungen der aufwärtsgerichteten Strahldichte unter der Wasseroberfläche $L_u(0-)$ mit Hilfe der entwickelten Konstruktion,
- 3 x 10 Messungen der aufwärtsgerichteten Strahldichte über der Spektralsondeplatte $L_u(0+)$.

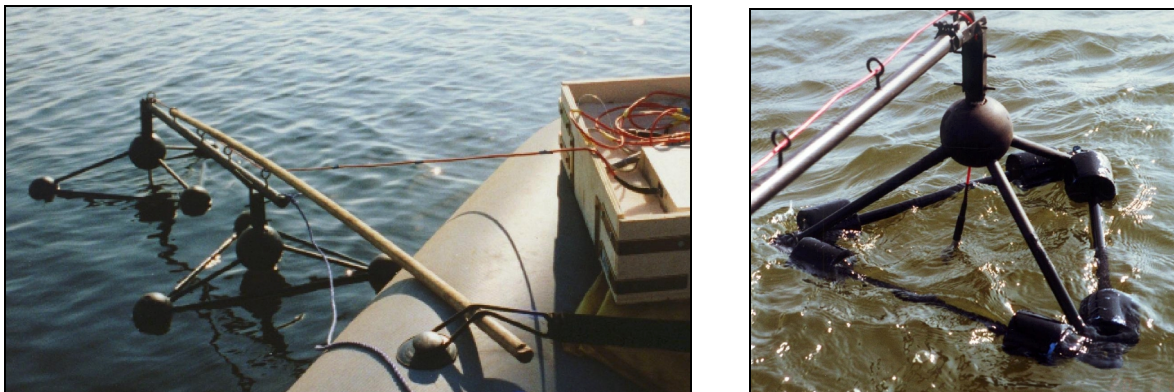


Abb. 5.5 Messaufbau in der Praxis.

Die gesamte Messzeit betrug ca. 10 min, bei einem absoluten Messfehler von maximal 5 %.

Trotz der stabilen Messbedingungen kann die Messung durch folgende Faktoren fehlerbehaftet sein:

- starke Wellenbewegung der Seeoberfläche (dadurch Schräglage des Sensorkopfes und Verkürzung der Messstrecke),
- Abschattungen durch die Konstruktion bei hohen Sonnenständen,
- Änderung der Beleuchtungsverhältnisse während der Messung.

Die Parameter wurden im Probenahmeprotokoll festgehalten und können so eine Erklärung für eventuell auftretende Abweichungen geben.

Berechnung des Reflexionsgrades. Für die Berechnung des Reflexionsgrades werden nicht die gemessenen aufwärtsgerichteten Strahldichten $L_u(0+)$ und $L_u(0-)$, sondern die Strahlungsflüsse $E_d(0-)$ und $E_u(0-)$ benötigt.

$$R(0-) = \frac{E_u(0-)}{E_d(0-)} \quad \text{Gl. 5.2}$$

Daher müssen beide Strahldichten umgerechnet werden. $L_u(0+)$ wird nach folgender Gleichung nach $E_d(0-)$ umgerechnet (siehe Abb. IV.e der Anlage) :

$$E_d(0-) = f(\lambda, \Theta) * \pi * 0,96 * L_u(0+) \quad \text{Gl. 5.3}$$

Die Funktion $f(\lambda, \Theta)$ ist eine Korrekturfunktion der Spektralplatte. Die Bestimmung dieser Korrekturfunktion erfolgte vom WeW mit Hilfe einer geeichten Ulbrichtkugel im Labor. Durch diese Messungen wurde festgestellt, dass die Reflexionen, der als idealer diffuser Reflektor geltenden Spektralplatte vom Zenitwinkel der Sonne Θ sowie von der Wellenlänge λ abhängt. Wäre die Spektralplatte ein idealer diffuser Reflektor (Lambertreflektor) müsste der Reflexionsgrad bei jeder Wellenlänge und jedem Winkel 100 % betragen. In Abb. 5.6 sind die Reflexionsgrade von zwei Spektralplatten (einer fabrikneuen und einer seit 5 Jahren im Feld benutzten) in Abhängigkeit von der Wellenlänge und dem Sonnenstand aufgetragen.

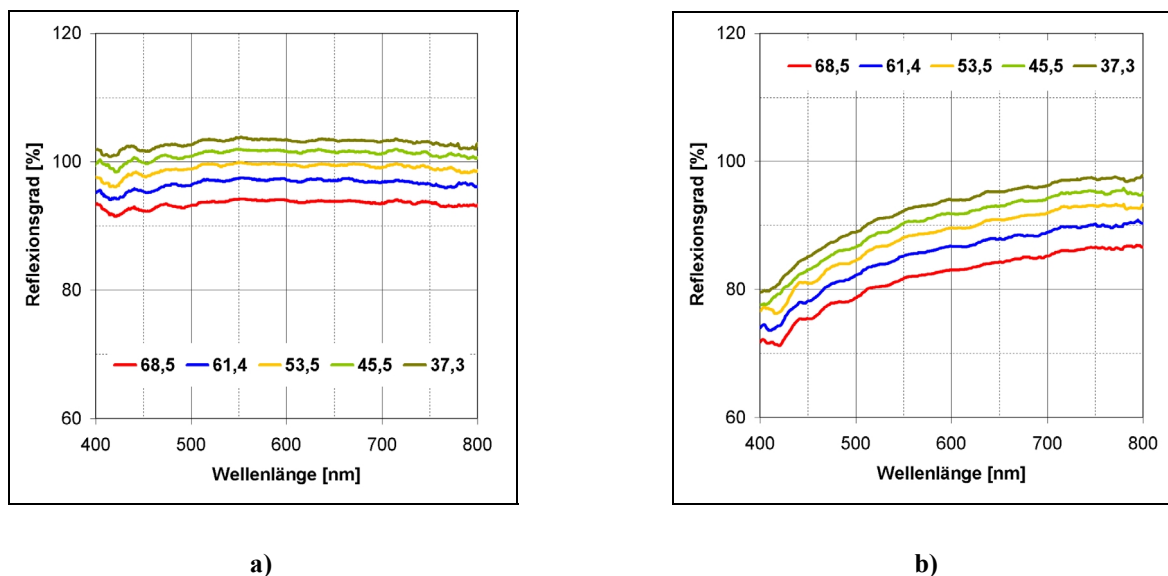


Abb. 5.6 a) Reflexionsgrade einer neuen Spektralplatte.
b) Reflexionsgrade einer älteren Spektralplatte.

Bei beiden Spektralplatten ist eine Abhängigkeit des Reflexionsgrades vom Einfallswinkel der Sonne zu beobachten. Im Gegensatz zu der neuen Spektralplatte zeigt die ältere Spektralplatte eine nicht zu vernachlässigende Wellenlängenabhängigkeit. Der starke Abfall im blauen Wellenlängenbereich ist auf die Verschmutzungen durch die Feldeinsätze zurückzuführen.

Die zweite benötigte Größe für die Bestimmung des Reflexionsgrades ist der aufwärtsgerichtete Strahlungsfluss unter der Wasseroberfläche $E_u(0-)$. Die Bestimmung von $E_u(0-)$ erfolgte aus $L_u(0-)$ nach folgender Gleichung in Abhängigkeit vom Zenitwinkel (siehe Abb. IV.e der Anlage):

$$E_u(0-) = Q(\Theta) * L_u(0-) = (1,44 * \ln(\Theta) - 1,39) * L_u(0-) \quad \text{Gl. 5.4}$$

Der Reflexionsgrad unter der Wasseroberfläche $R(0-)$ wurde dann aus dem Quotient von $E_u(0-)$ zu $E_d(0-)$ in den verschiedenen Tiefen nach Gl. 5.2 berechnet (BOINE ET AL. 1999). Mit Hilfe des Programms EXCEL wurden diese Reflexionsgrade auf die Wasseroberfläche (0 m) extrapoliert (Abb. 5.7).

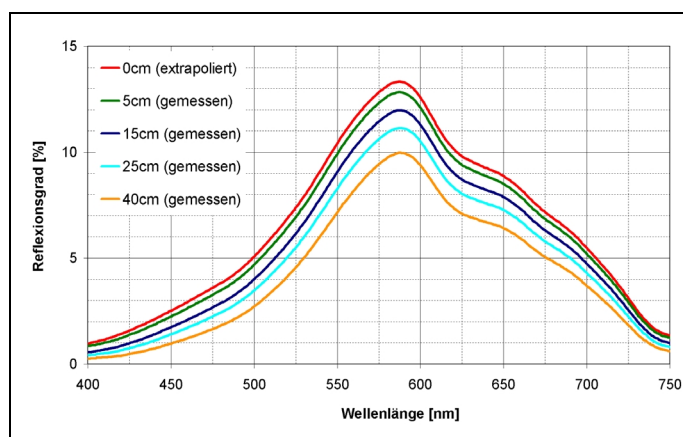


Abb. 5.7 Reflexionsgrad in verschiedenen Tiefen und extrapoliert auf die Wasseroberfläche.

5.2 Laborexperimente

5.2.1 Bestimmung chemischer und biologischer Parameter

Kationen. Die Bestimmung der Elemente Fe, Mg, Mn, Al, Cu, Cr, Pb, Ca, Cd, Zi, Ni und K erfolgte mit der Methode der induktiv gekoppelten Hochfrequenz-Plasmen - Atomemissionsspektrometrie (ICP-AES) nach DIN 38.406, E22 (1987). Das Element Na wurde durch Flammen-Atomemissionsspektroskopie ermittelt und vom Institut für Analytik des UFZ durchgeführt.

Anionen. Es wurden vom geökologischen Labor des Institutes für Geographie der Universität Halle die Chlorid-, Bromid- und Fluorid-Gehalte sowie die Konzentrationen von Sulfat, Phosphat, Nitrat und Nitrit mittels Ionenchromatographie nach DIN 38.405, D19 (1988) bestimmt.

DOC/ TOC. Die Bestimmung der Kohlenstoffgehalte wurden von der Sektion Hydrogeologie des UFZ durchgeführt. Diese erfolgte nach DIN 38.409, H3 (1997) unter Anwendung der Differenz- und Ausblasmethode.

Schwebstoffe. Die Schwebstoffbestimmung erfolgte nach DIN 38.409, H2 (1987) im geökologischen Labor des Institutes für Geographie an der Universität Halle ab Juni 1999. Da der Schwebstoffgehalt in den Tagebaurestseen nicht sehr hoch ist ($\varnothing 3,0 \text{ mg l}^{-1}$), wurde ein zu filterndes Wasservolumen von 5 l bis 10 l benötigt. Vor der Filtration wurde der Glasfaserfilter (Firma Watmann, $\varnothing 25 \text{ mm}$, Porendurchmesser $0,45 \mu\text{m}$) mit dem entsprechenden Tiegel bei $550 \text{ }^\circ\text{C}$ 2 h getrocknet und danach gewogen, um das Leergewicht zu bestimmen. Danach erfolgte die Filtration von maximal 10 l der Wasserprobe. Der beladene Glasfaserfilter wurde bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 2 h getrocknet und gewogen und anschließend bei $550 \text{ }^\circ\text{C}$ 2 h verascht und gewogen, um den organischen (C_{org}) und den anorganischen Anteil (C_{anorg}) zu bestimmen (C – steht für Konzentration nicht für Kohlenstoff, siehe Abkürzungsverzeichnis).

Für die Bestimmung des Triptongehaltes, welcher aus dem anorganischen Anteil und dem nichtlebenden organischen Anteil (Detritus) besteht (siehe Abb. 4.1), wurde nach SCHLEGEL (1985) angenommen, dass der organische Anteil zu 40 % aus nichtlebendem Material besteht. Daraus ergibt sich für die Berechnung des Triptongehaltes folgende Gleichung:

$$C_{Tr} = C_{anorg} + 0,4 * C_{org} \quad \text{Gl. 5.5}$$

In dem anorganischen Anteil sind alle mineralischen Partikel enthalten, wie z. B. die Eisenverbindungen. Der lebende organische Anteil ist nicht im Tripton enthalten, sondern wird über die Chlorophyll-a-Bestimmung berücksichtigt.

Chlorophyll a. Die Chlorophyll-a-Analysen der genommenen Wasserproben wurden am Institut für Botanik der Universität Leipzig ab Juni 1999 durchgeführt. Aufgrund des im allgemeinen geringen Chlorophyll-a-Gehaltes der Tagebaurestseen wurden meist 2 l der Wasserprobe filtriert. Bei natürlichen Gewässern reicht in der Regel 1 l. Die Bestimmung des Chlorophyll a erfolgte nach der Methode von ZIEGLER & EGGLE (1965). Der beladene Filter wurde mit 3 ml 90 %-igem Aceton und einem halben Löffel Glasperlengemisch 40 s in einem Zellhomogenisator aufgeschlossen und anschließend in ein Eppendorf-Röhrchen gefüllt und 2 min zentrifugiert. Die flüssige Phase wurde in eine Küvette überführt und in einem Hitachi-Spektrometer gegen 90 %-iges Aceton vermessen. Dort wurde die Absorption bei 630 nm, 647 nm, 664 nm und 750 nm bestimmt. Die Berechnung des Chlorophyll-a-Gehaltes erfolgte nach folgender Gleichung:

$$C_{Chla} = (11,78 * (a_{664nm} - a_{750nm}) - \frac{2,29 * (a_{647nm} - a_{750nm}) + 0,04 * (a_{630nm} - a_{750nm})}{2}) * \frac{V_{Aceton}}{V_{Probe}}$$

Gl. 5.6

V_{Aceton} - Volumen des verwendeten Acetons (3,0 ml)

V_{Probe} - Volumen der filtrierten Probe, in Abhängigkeit der Grünfärbung des Filters 1 l bis 2 l

5.2.2 Bestimmung der Absorptionseigenschaften

Gelbstoffabsorption. Für die Absorptionsmessungen des Gelbstoffs wurde die Wasserprobe durch einen Glasfaserfilter (\varnothing 25 mm) mit einer Porengröße von 0,45 μ m geleitet (laut Definition des Gelbstoffes, siehe Kapitel 4.1.3). Von Projektbeginn (Juni 1998) bis Juni 1999 wurden die Gelbstoffmessungen im Rahmen der Diplomarbeit von Katrin Kuka (KUKA 2000) an einem Einstrahlphotometer (Cadas 100 der Fa. Lange, 200 nm - 900 nm, spektrale Bandbreite 2 nm, Deuterium- und Halogenlampe, Küvettenlänge 1 cm) bestimmt. Diese wie auch die nachfolgenden Gelbstoffmessungen wurden pro Probe drei mal gegen destilliertes Wasser gemessen.

Ab Juli 1999 bestand die Möglichkeit, diese Messungen am Institut für Botanik der Universität Leipzig an dem Zweistrahlphotometer „Specord M 500“ der Firma Zeiss durchzuführen (Abb. 5.8, 200 nm - 900 nm, spektrale Bandbreite 2 nm, Küvettenlänge 1 cm).

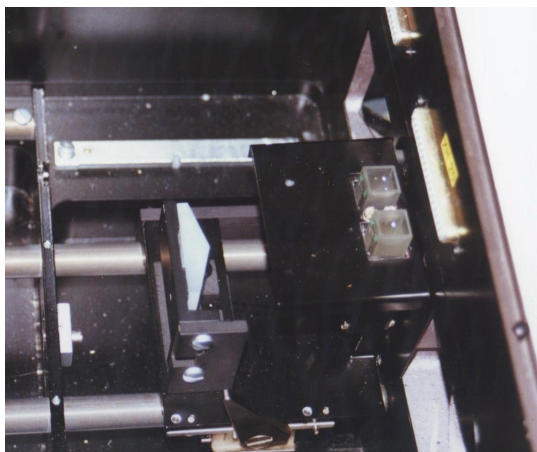


Abb. 5.8 Zeissphotometer zur Gelbstoffmessung.

Dieses Photometer bietet den Vorteil, dass die gemessenen Kurven online auf dem Bildschirm angezeigt werden und so die Möglichkeit besteht, Proben mit ungewöhnlichem Verlauf mehr als drei mal zu messen, um Fehlmessungen zu erkennen und zu korrigieren.

Die angezeigte bzw. gemessene Größe beider Photometer ist die Optische Dichte (OD). Die Umrechnung der Optischen Dichte in die Absorption der Gelbstoffe [m^{-1}], welche für alle weiteren Messungen benötigt wird, erfolgt nach folgender Formel:

$$a(\lambda) = \frac{2,303 * OD(\lambda)}{l_{\text{Küvette}}} \quad \text{Gl. 5.7}$$

$l_{\text{Küvette}}$ Länge der verwendeten Küvette (hier 1 cm)

Schwebstoffabsorption. Die Bestimmung der Schwebstoffabsorption wurde in Anlehnung an die Verfahren von MITCHEL & KIEFER (1988) und TASSAN & FERRARI (1995A) ab Juni 1999 durchgeführt, da die dort verwendete Filterpadmethode eine übliche Methode zur Absorptionsbestimmung von Schwebstoff ist (SATHYENDRANATH 2000) und als einzige mit den vorhandenen Mitteln durchgeführt werden konnte. Ein Überblick über weitere Methoden, wie z. B. die Absorptionsbestimmung mit Hilfe einer integrierenden Sphäre, ist in KRIJGSMAN (1994) zu finden.

Je nach Färbung der Filter wurden 300 ml bis 1000 ml durch einen Glasfaserfilter (\varnothing 25 mm, Porengröße 0,45 μm) geleitet. Dieser Filter wurde an dem Zweistrahlphotometer gegen einen Filter ohne Probendurchsatz gemessen, wodurch ebenfalls die Bestimmung der Optische Dichte des Probenmaterials erfolgte. Die Umrechnung in die Absorption ist komplizierter als beim Gelbstoff, da sich die Probe in konzentrierter Form auf dem Filter befindet. Die Absorption der Partikel kann nicht in der Küvette gemessen werden, da sie zu gering ist.

Für die Umrechnung der Optischen Dichte in die Absorption der Schwebstoffe [m^{-1}] wurde nach MITCHEL & KIEFER (1988) folgende Formel verwendet.

$$a(\lambda) = \frac{2,303 * [OD(\lambda) - OD(850nm)]}{PV * \beta * l_{Küvette}} * CA \quad \text{Gl. 5.8}$$

- PV Probenvolumen [ml]
- CA Clearance Area (Probenfläche des Filters) = 3,8 cm²
- β Korrekturfaktor

Der Korrekturfaktor β ist notwendig, um die Mehrfachstreuung der Strahlung im Filter zu korrigieren. Die in der Literatur angegebenen β -Faktoren schwanken von 1,2 bis 8 in Abhängigkeit der Optischen Dichte (MITCHELL & KIEFER 1988, NELSON & ROBERTSON 1993). Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Schwebstoffe in Tagebaurestseen im Gegensatz zur Zusammensetzung in natürlichen Seen, wurde der β -Faktor an einer Verdünnungsreihe nach MITCHEL & KIEFER (1988) aus partikulärem Fe(OH)₃ in Wasser in Abhängigkeit der Optischen Dichte bei 400 nm berechnet und folgende Regressionsgleichung abgeleitet:

$$\beta = -0,75 * \ln[OD(400nm)] + 1,6 \quad \text{Gl. 5.9}$$

Die so berechneten β -Faktoren schwanken von 1,2 bis 2,6 und liegen damit im unteren Bereich im Vergleich zu den Literaturwerten.

Die zweite Filterpadmessung erfolgte an einem gebleichten Filter, da für die nachfolgenden Berechnungen und Korrelationen nicht die Absorption des gesamten Schwebstoffgehaltes notwendig ist, sondern die Absorption der einzelnen Bestandteile (Tripton und Phytoplankton). Dazu wurde der Filter mit 15 %-iger Natriumhypochlorit-Lösung (1 % aktives Chlor) versetzt, d.h. gebleicht, und ebenfalls im Spektrometer nach derselben Methode untersucht. Einziger Unterschied ist die Verwendung eines gebleichten Filters ohne Probendurchsatz als Referenz. Der gebleichte Filter mit der Probe enthält keine absorbierenden Partikel des Phytoplanktons und entspricht damit der Absorption des Triptons (anorganische Partikel sowie abgestorbenes d. h. nichtlebendes Phytoplankton). Die Absorption des Phytoplanktons wurde aus der Differenz der beiden Messungen berechnet.

$$a_{Ph} = a_{Ges} - a_{Tr} \quad \text{Gl. 5.10}$$

Zur Bestimmung des spezifischen Absorptionskoeffizienten von Tripton und Phytoplankton bzw. Chlorophyll a wurde der gemessene Absorptionskoeffizient durch die Konzentration an Schwebstoffen und Chlorophyll dividiert.

$$a_{Chla}^* \left[\frac{m^2}{mg} \right] = \frac{a_{Ph} [m^{-1}]}{C_{Chla} \left[\frac{\mu g}{l} \right]} \quad \text{Gl. 5.10} \quad a_{Tr}^* \left[\frac{m^2}{g} \right] = \frac{a_{Tr} [m^{-1}]}{C_{Tr} \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad \text{Gl. 5.11}$$

5.2.3 Ableitung des Rückstreukoeffizienten von Tripton

Die in der Literatur zu findenden Rückstreukoeffizienten variieren in ihrer Größe und Abhängigkeit zur Wellenlänge beträchtlich und sind nur für natürliche Gewässer gegeben (Abb. IV.d der Anlage), so dass sie für die Tagebaugewässer aufgrund der auftretenden Eisenhydroxide (Kapitel 2.3.2.3) keine Anwendung finden konnten. Da es außerdem auch keine Möglichkeit gab, den Rückstreukoeffizienten direkt zu messen, wurde im ersten Schritt der gesamte Rückstreukoeffizient b_b durch Umstellen der Gleichung 4.25 indirekt bestimmt (LINDELL ET AL. 1999).

$$b_b = \frac{R(0-) * a}{(C(\mu_0) - R(0-))} \quad \text{Gl. 5.12}$$

Der Rückstreukoeffizient des Triptons wurde danach wie folgt berechnet:

$$b_{bTr} = b_b - b_{bW} - b_{bPh} \quad \text{Gl. 5.13}$$

Zur Bestimmung der spezifischen Rückstreukoeffizienten wurden die ermittelten Rückstreukoeffizienten durch die Konzentration des Triptons dividiert. In Anlehnung an LINDELL ET AL. (1999) wurde keine lineare Abhängigkeit der Triptonkonzentration zur Streuung angenommen, sondern:

$$b_{bTr} = b_{bTr}^* * C_{Tr}^{0,8} \quad \text{Gl. 5.14}$$

5.3 *casi*-Befliegungen

5.3.1 Spezifikation des Sensors

Die Befliegung der Tagebaurestseen erfolgte mit dem abbildenden Gitterspektrometer *casi* (compact airborne spectrographic imager) vom Institut für Weltraumwissenschaften der Freien Universität Berlin (WeW). Dieser Sensor, von denen es weltweit ca. 24 Stück gibt, wurde von der kanadischen Firma ITRES entwickelt. Der aufgezeichnete Wellenlängenbereich erstreckt sich von 428 nm bis 975 nm in maximal 288 Bändern (kleinste spektrale Schrittweite 1,8 nm).

Der Sensorkopf des *casi* besteht aus einem optischen System und einem zweidimensionalen CCD (Charge Coupled Device, lichtempfindlicher Halbleiter). Durch das optische System (Objektiv, Eintrittsspalt, Sammellinsen, Reflexionsgitter) wird das an der Erdoberfläche reflektierte Sonnenlicht auf das zeilen- und spaltenweise angeordneten CCD projiziert (OLBERT 2000). In Abb. 5.9 wird der Operationsbetrieb des *casi* dargestellt. Das CCD erfasst in jeder Zeile die Strahlungsintensität von maximal 512 räumlichen Pixel bei einer bestimmten Wellenlänge. In jeder Spalte des CCD's wird die Strahlungsintensität des gesamten Wellenlängenbereiches eines bestimmten Pixels festgehalten (Abb. 5.9). Nach dem Auslesen dieser Informationen einer

Bildzeile in den digitalen Speicher kann eine neue Bildzeile aufgenommen werden. Durch die Aneinanderreihung mehrerer Bildzeilen entsteht der gewünschte Bildflugstreifen.

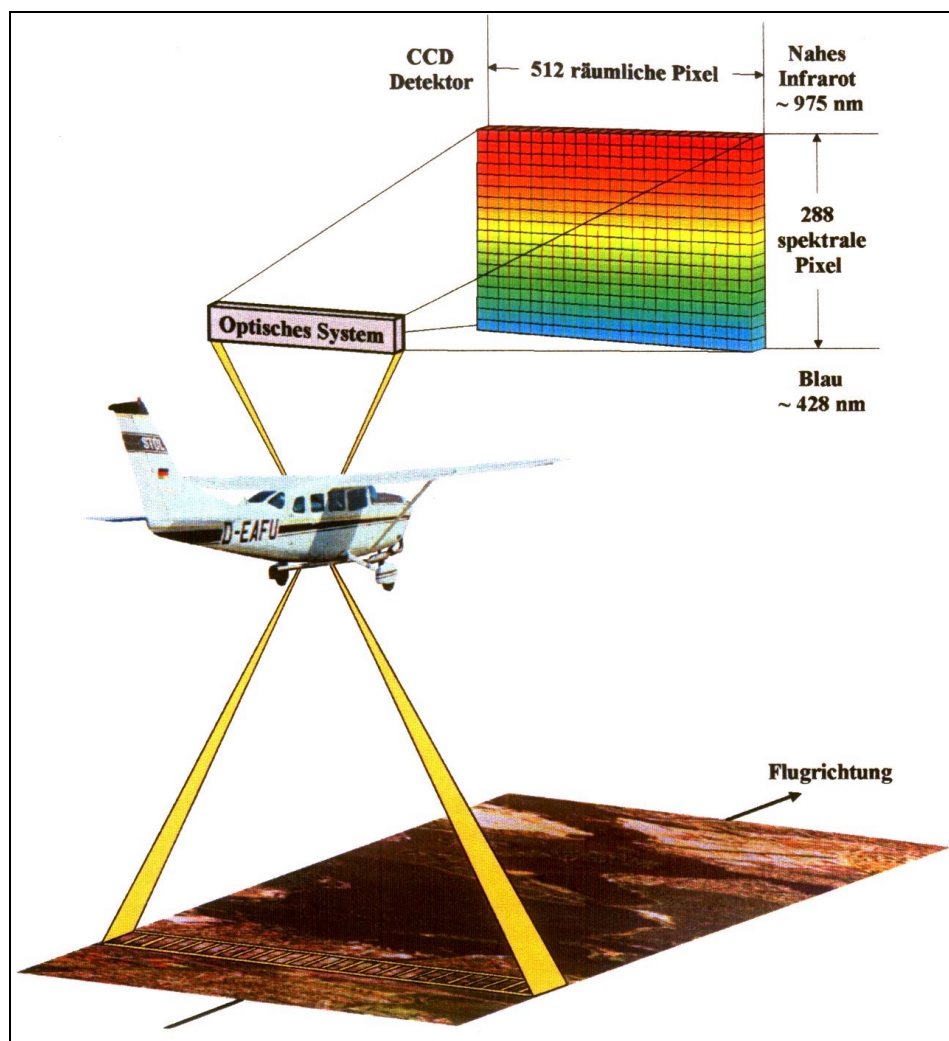


Abb. 5.9 Operationsprinzip des *casi* (OLBERT 2000).

In Abhängigkeit von der gewünschten spektralen Auflösung kann der Sensor in verschiedenen Modi betrieben werden.

- | | |
|---------------------------|--|
| 1. spatial mode | frei wählbare Bandposition und Bandbreite (max. 19 Bänder) |
| 2. spectral mode | definierte Bandposition mit 288 Bändern und 1,8 nm Bandbreite |
| 3. enhanced spectral mode | definierte Bandposition mit variierender Bandanzahl (288, 144, 96, 72 oder 48 Bänder) und fester Bandbreite entsprechend der Bandanzahl (288 – 1,8 nm; 144 – 3,6 nm; 96 – 5,4 nm; 72 – 8,1 nm, 48 – 10,8). |

Die räumliche Auflösung der „Bilder“, d. h. die Pixelgröße, wird zum einen durch die Flughöhe (Pixelbreite) und zum anderen durch die Integrationszeit und die Fluggeschwindigkeit (Pixellänge)

bestimmt (ANGER ET AL. 1990). In Abhängigkeit von diesen Parametern und der spektralen Auflösung kann die Pixelbreite bei einer Flughöhe von 150 m bis 3.000 m von 0,20 m bis 4 m variieren, die Pixellänge dagegen von 0,25 m bis 10 m. Bei einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 180 km h^{-1} und einer Integrationszeit von 57 ms betragen die gebräuchlichsten Pixelgrößen $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ bis $4 \text{ m} \times 4 \text{ m}$.

Für die Befliegungen der vorliegenden Arbeit wurde der enhanced spectral mode mit 48 Bändern verwendet, da dieser den besten Kompromiss zwischen räumlicher und spektraler Auflösung bot. Die Spezifikation der 48 Bänder ist in Tab. V.a der Anlage aufgelistet. Außerdem waren die Reflexionseigenschaften der Tagebaurestseen und eventuell vorkommende Banden oder Flanken noch unbekannt, so dass das gesamte Spektrum abgedeckt werden sollte. Die Reflexionsspektren wurden in einer Flughöhe von ca. 2.500 m aufgenommen, woraus eine Pixelgröße von $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ resultierte. Die Befliegungen wurden außerdem mit einer Blende von 2,8 durchgeführt, da diese für die im Vergleich zu Landoberflächen relativ dunklen Wasserflächen am günstigsten ist. Der relative Fehler von 428 nm bis 975 nm schwankt von 80 % im äußersten blauen bis zu 5 % im infraroten Wellenlängenbereich. Ein akzeptabler relativer Fehler für die durchgeführten Befliegungen von unter 5 % ist nur im Bereich von 489 nm bis 925 nm zu finden (OLBERT 2001).

Zur Aufnahme der Flugstreifen wurde der *casi* in einer lagestabilisierenden Plattform (SM 2000, Zeiss) aufgehängt und in eine Cessna T 207 A eingebaut. Weiterführende Informationen zu Betrieb und Funktionsweise können OLBERT (2000) entnommen werden.

5.3.2 Geometrische Korrektur

Da die Bildaufnahmen durch Flugzeugbewegungen stark beeinflusst werden können und die aufgezeichneten Flugstreifen verzerrt werden, ist es notwendig, die einzelnen Streifen einer geometrischen Korrektur zu unterziehen. Durch die Aufzeichnung der GPS-Koordinaten sowie der Roll- und Pitchwerte (Rollen und Nicken, Abb. 5.10) ist es nachträglich möglich, die einzelnen Streifen zu geokorrigieren. Diese Programmierung wurde vom WeW mit Hilfe der Programmiersprache IDL und dem Bildverarbeitungsprogramm ENVI durchgeführt. Eine hundertprozentige Passgenauigkeit der einzelnen Streifen zueinander ist damit noch nicht gegeben, da durch die verschiedenen Flugbewegungen (Abb. 5.10) die einzelnen Streifen besonders am Rand sehr stark verzerrt werden können.

Deshalb wurden die Streifen im Bildverarbeitungsprogramm ENVI zusätzlich interaktiv geometrisch aufeinander angepasst. Pro Streifen waren ca. 200 bis 300 Passpunkte notwendig, um einen durchschnittlichen Standardfehler (RMSE) von weniger als fünf Pixel zu erreichen. Die neuen Bildpunkte wurden spektral („Warp Method“) nach dem Nearest-Neighbor-Verfahren und räumlich („Resampling“) nach der Triangulationsmethode berechnet. Nachfolgend wurden die einzelnen Streifen zu einem Gesamtbild zusammengesetzt (mosaikiert).

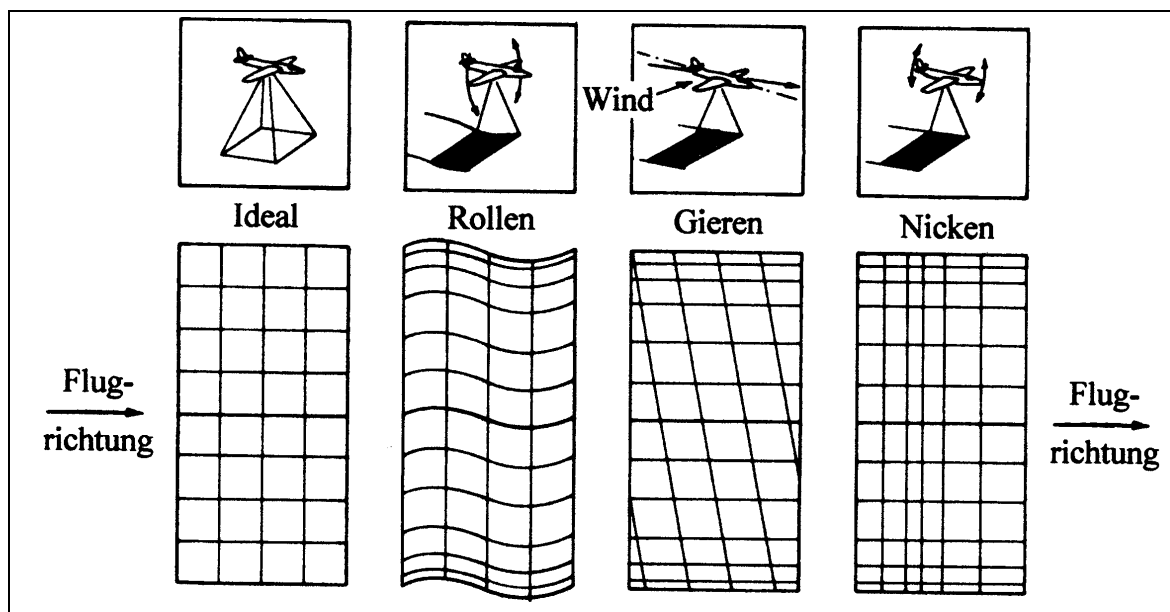


Abb. 5.10 Auftretende Verzerrungen in den Bilddaten durch verschiedene Flugbewegungen (aus OLBERT 2000, dort verändert nach LILLESAND & KIEFER 1987).

5.3.3 Atmosphärische Korrektur

Die atmosphärische Korrektur wurde ebenfalls durch das WeW mit Hilfe des Strahlungstransportmodells MOMO durchgeführt. Für eine an die jeweiligen atmosphärischen Bedingungen angepasste Korrektur der Daten war im allgemeinen das Sonnen-Aureolen-Filter-Radiometer SAFIR zur Messung der atmosphärischen Dicke im Einsatz. Im Rahmen der Untersuchungen wurde die am WeW vorhandene Atmosphärenkorrektur weiterentwickelt. Die 1998 und 1999 vorkommenden spektralen Unterschiede zwischen einzelnen Streifen konnten dadurch und durch eine verbesserte Kalibrierung des Sensors beseitigt werden (Abb. 5.11).



Abb. 5.11 Beispiele von zwei mosaikierten *casi*-Szenen vom 18.05.99 und 14.08.00.

Alle Echtfarbandarstellungen entstehen durch die Bandkombination R(24, 692 nm) : G(13, 567 nm) : B(6, 489 nm).

5.3.4 Befliegungsgebiete

Die Befliegung des Tagebauverbundes Goitsche (Abb. II.c und f der Anlage) erfolgte 1998 und 1999 mit je 6 Flugstreifen sowie 2000 und 2001 mit je 11 Flugstreifen. Die Erweiterung der Flugstreifen erfolgte ab dem Jahr 2000, da das Restloch Rösa aufgrund seines anstehenden Flutungsprozesses mit in die Untersuchungen einbezogen werden sollte. Insgesamt wurden von 1998 bis 2001 16 Befliegungen des Tagebaus Goitsche durchgeführt. Einen Überblick gibt die Tabelle V.b der Anlage, in der auch der jeweilige Bewölkungsgrad und der Einsatz des SAFIR's aufgelistet sind.

Die Befliegungsgebiete der anderen Tagebaue und ein Überblick über deren Befliegungstermine sind ebenfalls in den Abbildungen II.j bis o und in Tab. V.b der Anlage dargestellt.

6 Charakterisierung und Einteilung von Tagebaurestseen

6.1 Limnologische Eigenschaften von Tagebaurestseen

6.1.1 Allgemeine Beschreibung der Eigenschaften

Die charakteristischen limnologischen Merkmale der sauren, aber auch der neutralen Tagebaurestseen werden durch die Oxidation der Eisendisulfidminerale hervorgerufen (Kapitel 2.3.2.1). So ist die in Abb. II.e der Anlage dargestellte pH-Wertverteilung der untersuchten Seen, wie in Kapitel 2.3.2.3 ausführlich erläutert, auf die unterschiedlichen Konzentrationen an Pyrit bzw. karbonathaltigen Sedimenten in den Kippsubstraten zurückzuführen. Die in Abb. 6.1 auftretenden pH-Wertmittel um 3 und 7 können den in GELLER ET AL. (1997) beschriebenen Eisenpuffer bzw. Hydrogenkarbonatpuffer zugeordnet werden. Diese pH-Wertmittel wurden z. B. auch in GELLER ET AL. (1997) und GELLER ET AL. (1998C) an Tagebaurestseen Mitteldeutschlands beobachtet. Durch die Pyritoxidationsprodukte weisen Tagebaurestseen einerseits hohe Sulfatkonzentrationen, andererseits in Abhängigkeit von den Puffersedimenten z. T. auch hohe Eisenkonzentrationen auf. Dies wird sehr gut in Abb. 6.1 a durch die hohe Sulfatkonzentration der untersuchten Tagebaurestseen im Gegensatz zum Muldestausee, welcher als natürliches Gewässer angesehen werden kann, veranschaulicht. Bei der Eisenkonzentration lässt sich eine Zweiteilung in Abhängigkeit vom pH-Wert beobachten (Abb. 6.1 b).

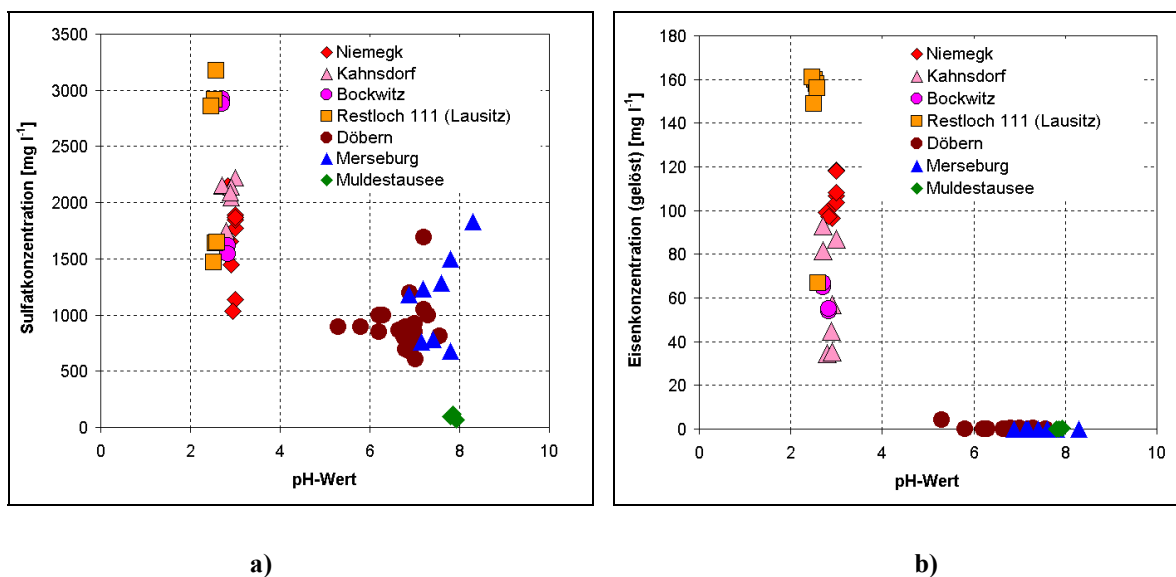


Abb. 6.1 a) Sulfatkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes, b) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser, inkl. Vergleich zum Muldestausee).

So schwanken die gelösten Eisenkonzentrationen bei niedrigen pH-Werten im Bereich von 30 mg l^{-1} bis 170 mg l^{-1} , wogegen bei höheren pH-Werten kein gelöstes Eisen in den Gewässern zu finden ist. Auch die Leitfähigkeit, die als Maß für die Gesamtmineralisation angesehen werden kann, ist in Tagebaurestseen sehr verschieden von natürlichen Gewässern (Abb. 6.2 a). So weisen saure Gewässer eine Leitfähigkeit zwischen $1,5 \text{ mS cm}^{-1}$ und $3,5 \text{ mS cm}^{-1}$ auf. Aber auch die Leitfähigkeit der neutralen Tagebaurestseen liegt noch leicht über denen der natürlichen Gewässer (Muldestausee). In manchen Tagebauregionen kann zusätzlich zur Pyritoxidation ein Salzeintrag aus Zechsteinschichten stattfinden (z. B. kommt es in Merseburg-Ost zum Eintrag von NaCl), welches sich in einer sehr hohen Leitfähigkeit bis zu 10 mS cm^{-1} niederschlägt. Die Ionenzusammensetzung der Tagebaurestseen ist dominiert durch Sulfat und Kalzium (Abb. 6.2 b), weshalb diese Gewässer auch als Ca-SO_4 -Gewässer bezeichnet werden.

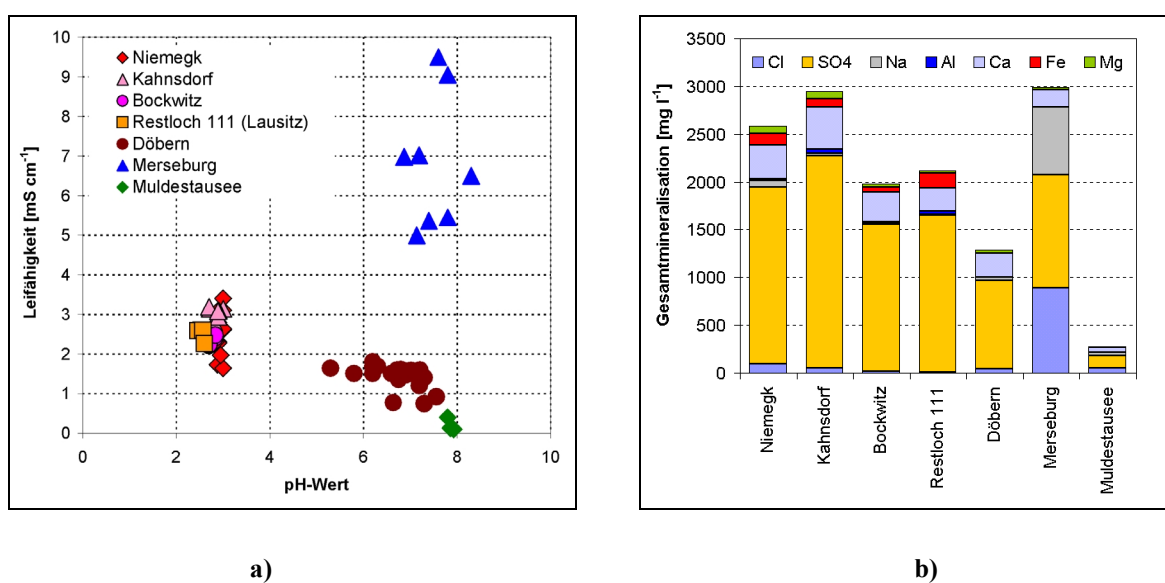


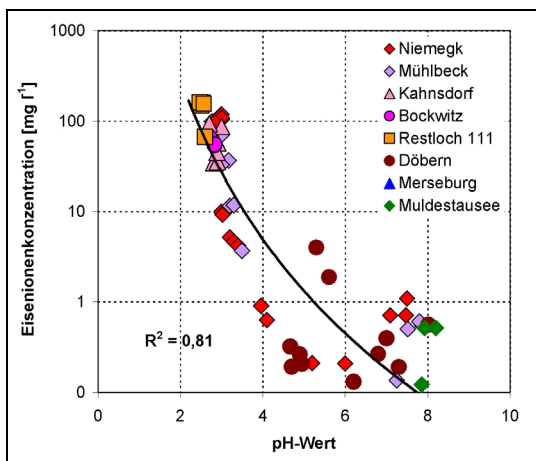
Abb. 6.2 a) Leitfähigkeit von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser),
b) Gesamtmineralisation repräsentativer Probenahmen verschiedener Tagebaurestseen (nur Daten der Seen vor der Flutung mit Oberflächenwasser).

Nach diesem allgemeinen Überblick über die Chemie der Tagebaugewässer werden im Weiteren nur die limnologischen Eigenschaften vorgestellt, welche in Beziehung zu den optischen Eigenschaften stehen, d. h. absorbieren oder streuen und somit einen Einfluss auf das Reflexionssignal haben. Dazu gehören die absorbierenden Substanzen DOC, gelöstes Eisen, Chlorophyll a und Tripton, wobei Chlorophyll a und Tripton zusätzlich durch Rückstreuung des Lichtes den Reflexionsgrad beeinflussen. Außerdem werden die Sichttiefe und die Azidität sowie der pH-Wert vorgestellt, da diese von den obengenannten Parametern abhängen.

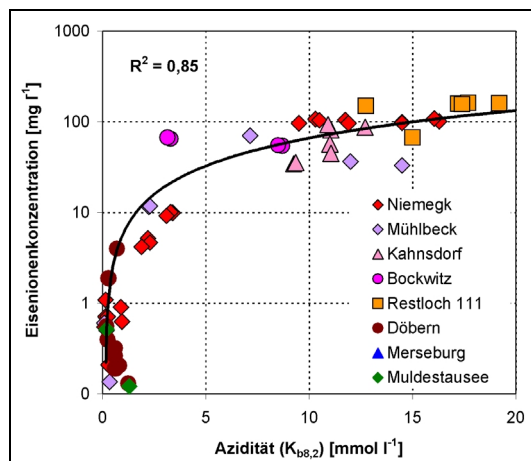
So sind die Azidität und der pH-Wert eng mit der Eisenionenkonzentration verbunden (Abb. 6.3) und stehen damit indirekt im Zusammenhang mit der Absorption des Gelbstoffes.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen in den Tagebaurestseen sind im allgemeinen sehr niedrig und liegen meist unter $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 6.5 a). Höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen sind nur

vorzufinden, wenn genügend Phosphor im Gewässer vorhanden ist. Dies ist z. B. im Restsee Niemegek vor der Flutung zu verzeichnen, wo durch nährstoffreiche Grundwässer aus dem GWL 5.0 Gesamtposphorkonzentrationen (TP) bis zu 0,3 mg l⁻¹ auftraten und so Chlorophyll-a-Konzentrationen bis zu 37 µg l⁻¹ existierten (SCHULTZE 1996, RÖNICKE 1999). Während der Flutung traten erst dann wieder höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen auf, als der Phosphor nicht mehr durch die Eisen- und Aluminiumfällungen ins Sediment verfrachtet wurden (DUFFEK 2000). Die DOC-Konzentrationen schwanken in allen Tagebaurestseen insgesamt bis zu 7 mg l⁻¹ (Abb. 6.5 a).

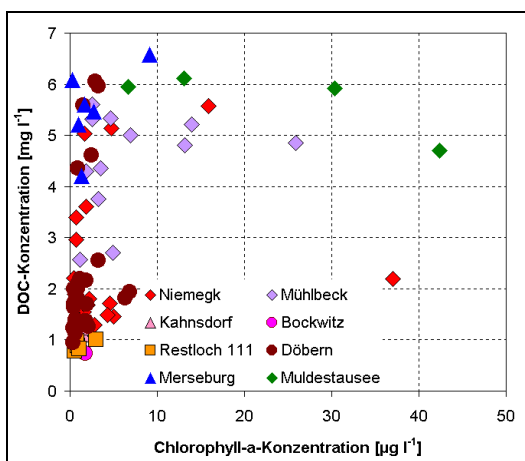


a)

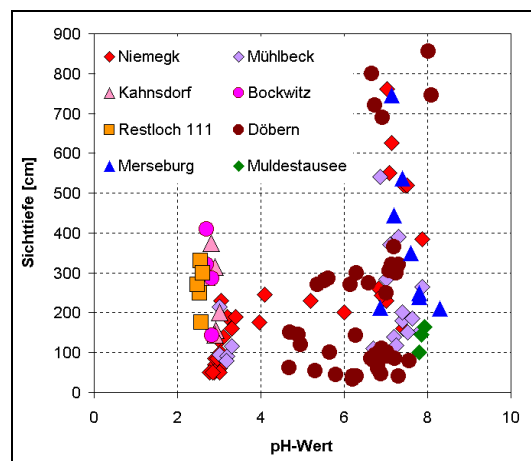


b)

Abb. 6.3 a) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit des pH-Wertes, b) Eisenkonzentration von Tagebaurestseen in Abhängigkeit der Azidität.



a)



b)

Abb. 6.4 a) Abhängigkeit der DOC-Konzentration von der Chlorophyll-a-Konzentration in Tagebaurestseen. b) Abhängigkeit der Sichttiefe vom pH-Wert in Tagebaurestseen.

Auch die Sichttiefen decken einen sehr weiten Bereich von 40 cm bis 900 cm ab (Abb. 6.5 b), wobei die geringsten Sichttiefen bei Döbern und Niemegek vor der Flutung zu finden sind, die höchsten Sichttiefen dagegen ebenfalls in Döbern und Niemegek während der Flutung (genauere Darstellung dazu im nächsten Kapitel).

In den sauren Tagebaurestseen erstrecken sich die Sichttiefen bis 400 cm, wogegen im pH-Wertbereich von 4 – 6 nur Sichttiefen bis maximal 300 cm zu finden sind. Im neutralen Bereich um pH 7 und darüber sind die Sichttiefen sehr unterschiedlich bis maximal 900 cm. Ein allgemeiner Trend bei den Sichttiefen ist die Abnahme dieser mit steigender Triptonkonzentration (Abb. 6.5 a), wobei die höchsten Triptonkonzentrationen bei den Proben auftreten, bei denen auch der anorganische Anteil sehr hoch ist (Abb. 6.5 b).

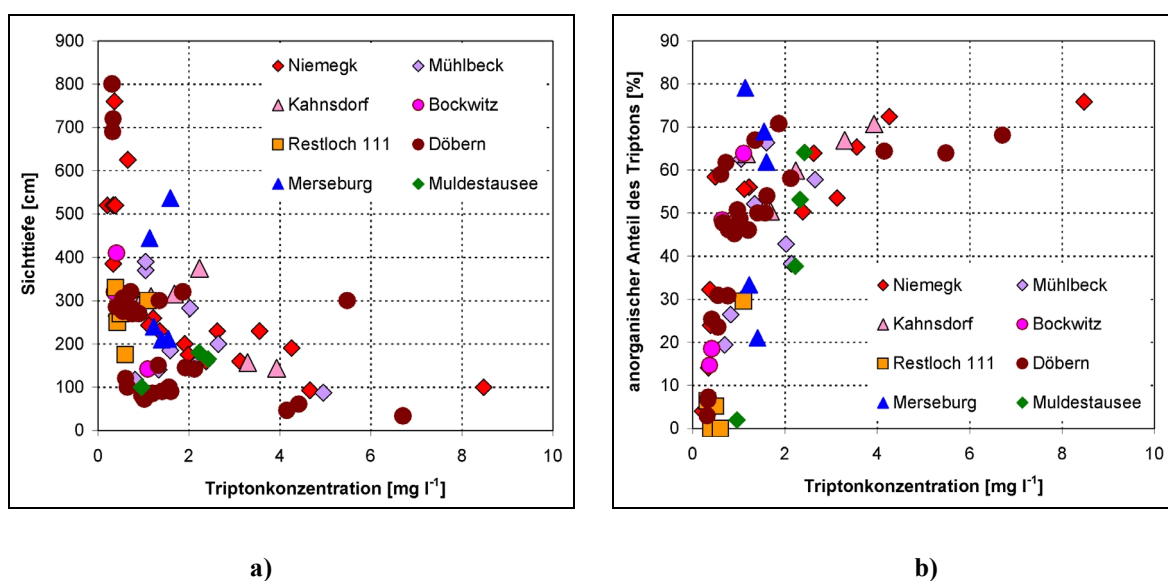


Abb. 6.5 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration in Tagebaurestseen.
b) Abhängigkeit des anorganischen Anteils des Triptons von der Triptonkonzentration in Tagebaurestseen.

Von allen Probenahmen sind die untersuchten limnologischen und chemischen Parameter in den Tabellen VI.a und b der Anlage aufgelistet.

6.1.2 Entwicklung der limnologischen Eigenschaften vor und während der Goitscheflutung

Im Folgenden werden die Veränderungen der limnologischen Parameter während der Flutung der Goitsche dargestellt. In Abb VI.a der Anlage ist dazu der zeitliche Verlauf des pH-Werts, der Azidität und der Sichttiefe sowie der Konzentrationen des gelösten Eisens, DOC, Chlorophyll a und Tripton vom 01. Juni 1998 bis 31. Dezember 2001 abgebildet, wobei die Parameter Chlorophyll a und Tripton erst mit Beginn der Flutung systematisch erfasst wurden.

Vor der Flutung waren die Restseen Niemegek und Mühlbeck sehr sauer, wobei die Eisenionenkonzentrationen von Niemegek mehr als 3 mal so hoch waren wie in Mühlbeck. Dies ist

darauf zurückzuführen, dass in Niemegk durch den anstehenden Bernsteinschluff die Pyritkonzentration um ein vielfaches höher war als in Mühlbeck (SCHULTZE 1996). Der Restsee Döbern hingegen verzeichnete von Beginn an neutrale pH-Werte und war durch eine sehr geringe Eisenionenkonzentration gekennzeichnet. Mit Beginn der Flutung am 7. Mai 1999 wurde der relativ flache Restsee Mühlbeck innerhalb von zwei Monaten durch das einströmende Muldewasser neutralisiert, welches sich in einem schnellen Anstieg des pH-Wertes, sowie dem Absinken der Eisenionenkonzentration und der Azidität niederschlug. Ebenso war ein Anstieg der DOC-Konzentration und der Sichttiefe über den gesamten Flutungszeitraum zu verzeichnen. Aufgrund des größeren Wasservolumens von Niemegk vollzog sich der Neutralisierungsprozess dort etwas langsamer. Außerdem war im September 1999 ein zeitweiliger Rückgang des pH-Wertes sowie ein damit verbundener Anstieg der Eisenionenkonzentration und der Azidität festzustellen, welches auf eine Säurefreisetzung aus den überstauten Bereichen des freiliegenden sehr pyrithaltigen Bernsteinschluffes zurückzuführen war (SCHULTZE 2000). Seit dem Sommer 2000 lagen auch die pH-Werte in Niemegk im neutralen Bereich und die Sichttiefe war auch hier erheblich gestiegen. Im Restsee Döbern erfolgte der Einstrom des Flutungswassers seit Ende Dezember 1999. Da das Flutungswasser aus dem Restsee Niemegk zu diesem Zeitpunkt noch sauer war, kam es in Döbern zu einer zeitweisen Absenkung des pH-Wertes. Ebenso wie Niemegk ist auch Döbern seit dem Sommer 2000 neutral und hat einen Anstieg der Sichttiefen zu verzeichnen.

6.2 Optische Eigenschaften von Tagebaurestseen

Die Ableitung von Wasserinhaltsstoffen aus Fernerkundungsdaten von Gewässern mit einem bestimmten Algorithmus ist nur erfolgreich, wenn sich die spezifischen Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften (Kapitel 4.1) der Wasserinhaltsstoffe dieser Gewässer nicht ändern. Das bedeutet, falls sich die spezifischen Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften von Gewässern ändern, muss ein anderer Algorithmus angewendet bzw. der vorhandene Algorithmus modifiziert werden. Aufgrund des anderen Chemismus der Tagebaurestseen, insbesondere das Auftreten von hohen Eisenionenkonzentrationen bei sauren Seen und Eisenhydroxidverbindungen bei neutralen Seen, war davon auszugehen, dass sich die optischen Eigenschaften der Tagebaurestseen einerseits von natürlichen Gewässern unterscheiden, andererseits jedoch auch zwischen den Tagebaurestseen Unterschiede auftreten (BOINE & GLÄBER 2000). Da der Literatur keine Daten zur Absorptions- und Rückstreucharacteristik der Wasserinhaltsstoffe von Tagebaurestseen zu entnehmen sind, wurden diese mit den in Kapitel 5 vorgestellten Methoden selbst bestimmt.

6.2.1 Absorptionseigenschaften von Gelbstoff

Die wichtigsten Kennwerte zur Beschreibung der Gelbstoffabsorption, welche als Exponentialfunktion beschrieben werden kann, sind die Neigung der Absorptionskurve S und die Absorption $a(\lambda_0)$ bei 440 nm. Wie in Kapitel 4.1.3 beschrieben, gibt es in der Literatur verschiedene Berechnungsmöglichkeiten der Neigung, d. h. es werden unterschiedliche Wellenlängenbereiche zur Berechnung herangezogen. Wie aus Abb. 6.6 a ersichtlich, ist es

keineswegs unerheblich welcher Wellenlängenbereich für die Berechnung der Neigung verwendet wird.

So ist gerade bei den sauren Tagebaurestseen eine 2 bis 6 mal höhere Neigung bei der Berechnung zwischen 350 nm und 450 nm festzustellen, im Gegensatz zur Berechnung zwischen 430 nm und 650 nm. Aber auch bei den meisten neutralen Tagebaurestseen ist eine höhere Neigung zu verzeichnen. Die Tendenz zu höheren Neigungen bei Verwendung eines geringeren Wellenlängenbereiches wurde z. B. auch schon von DIETHL & HARDT (1980) und HEEGE (2000) festgestellt (Tab. IV.a der Anlage). Im weiteren wird die Neigung zwischen 430 nm und 650 nm verwendet, da nur dieser Bereich der Fernerkundung zugänglich ist. Diese Neigungen schwanken wie auch bei natürlichen Gewässern in einem breiten Bereich von $0,007 \text{ nm}^{-1}$ bis $0,022 \text{ nm}^{-1}$ (in natürlichen Gewässern $0,008 \text{ nm}^{-1}$ bis $0,032 \text{ nm}^{-1}$).

Der Mittelwert der Neigungen in den Tagebaurestseen liegt mit $0,014 \text{ nm}^{-1}$ am unteren Rand des Mittelwertbereiches für natürliche Gewässer ($0,014 \text{ nm}^{-1}$ bis $0,016 \text{ nm}^{-1}$), (Abb. 6.6 b). Die Gelbstoffabsorption bei 440 nm schwankt im Bereich von $0,1 \text{ m}^{-1}$ bis 25 m^{-1} , wobei die sehr hohen Werte nur in den sauren Seen zu beobachten sind. In natürlichen Gewässern werden dagegen in der Regel Werte kleiner 10 m^{-1} gemessen in Ausnahmefällen auch $22,6 \text{ m}^{-1}$ (KRIJGSMAN 1994). Die Gelbstoffabsorptionen sowie die Neigungen der Gelbstoffabsorption sind für alle Proben in Tab. VI.c der Anlage zu finden.

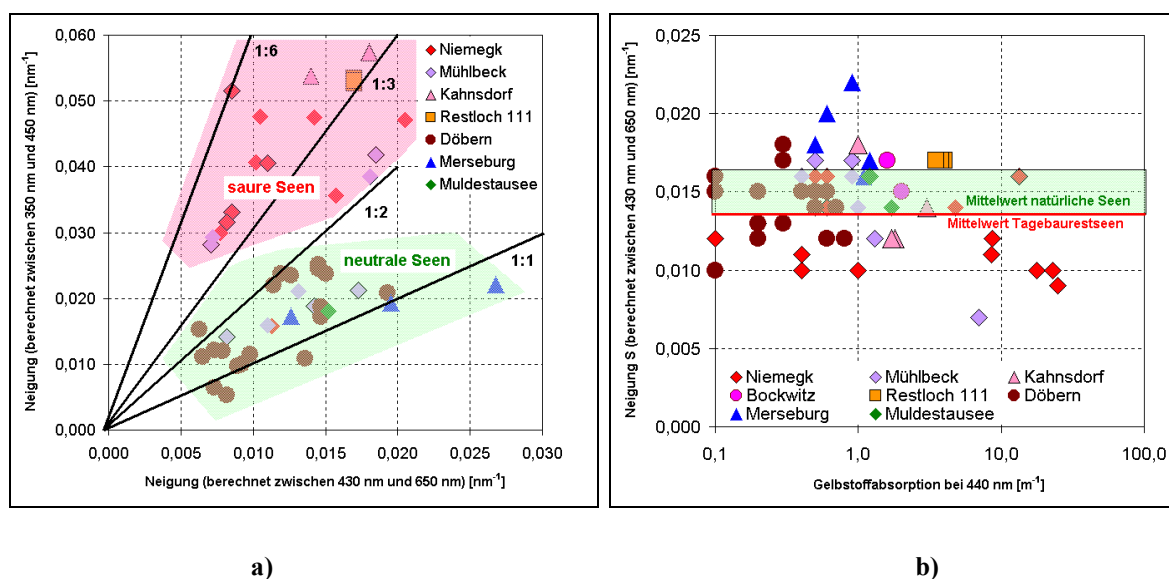


Abb. 6.6 a) Beziehung der Neigung, berechnet zwischen 350 nm und 450 nm, zur Neigung, berechnet zwischen 430 und 650 nm in Tagebaurestseen.
b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption bei 440 nm zur Neigung in Tagebaurestseen im Vergleich zu natürlichen Gewässern.

6.2.2 Spezifische Absorption von Phytoplankton

Die spezifische Absorption des Phytoplanktons wurde für die Proben gemessen, in denen über $3 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll bestimmt werden konnte, da die Signifikanz der Absorptionskurve sonst nicht gegeben ist. Bei den untersuchten Seen war dies bei ca. 1/5 der Proben der Fall. Besonders hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen traten beim Muldestausee bis $46 \mu\text{g l}^{-1}$ und in Niemeck vor der Flutung, d. h. im sauren Milieu, bis $37 \mu\text{g l}^{-1}$ (im Rahmen der Untersuchungen des UFZ sogar bis $190 \mu\text{g l}^{-1}$, ZIPPEL 2002), aufgrund der hohen Phosphorkonzentrationen (RÖNICKE 1999) auf. Da die Absorptionen erst ab Juli 1999 gemessen werden konnten, wurde die spezifische Phytoplanktonabsorption der sauren Tagebaurestseen an einer Probe des Restloches 111 vom 15. Mai 2000 bestimmt. Diese Probe wies einen pH-Wert von 2,6 auf und enthielt $86 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll a, da sie aus einer Versuchsanlage zur Neutralisierung des sauren Wassers stammte. Die spezifische Absorption des Phytoplanktons wurde nach Gleichung 4.4 berechnet.

In Abb. 6.7 sind nur die spezifischen Absorptionen vom Muldestausee und dem Restloch 111 dargestellt, da diese Proben die höchsten Gehalte an Chlorophyll a aufwiesen, die Absorptionskurven daher am genauesten bestimmt werden konnten und alle wichtigen Absorptionsbanden zeigten. Die spezifischen Phytoplanktonabsorptionen der anderen Proben sind in den Abbildungen VI.b bis g der Anlage zu finden. Die Absorptionskurve des sauren Tagebaurestsees ähnelt im Verlauf der Absorption von Grünalgen, welche von GEGE (1994) am Bodensee bestimmt wurde (Abb. 6.7 a). Diese Ähnlichkeit geht mit der Tatsache konform, dass in den sauren Seen vorrangig Grünalgen anzutreffen sind (RÖNICKE 1999, RÖNICKE ET AL. 2001, RÖNICKE ET AL. 2002, ZIPPEL 2002), welche neben Chlorophyll a (Chl a) auch Absorptionsbanden infolge von Chlorophyll b (Chl b) und Carotinoiden (Car) aufweisen.

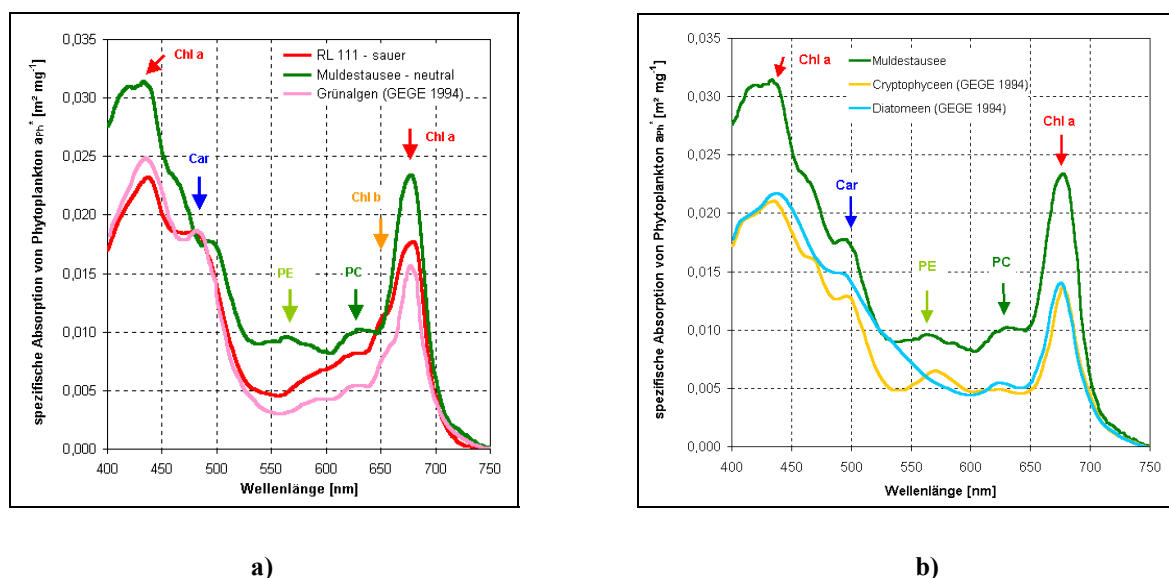


Abb. 6.7 a) Spezifische Absorption von Phytoplankton der untersuchten Tagebaurestseen im Vergleich zur Absorption von Grünalgen.
 b) Spezifische Absorption von Phytoplankton des Muldestausees im Vergleich zur Absorption von Cryptophyceen und Diatomeen.

Das Absorptionsspektrum des Muldestausees ist nicht so eindeutig einer Algenklasse zuzuordnen, weil die Algendiversität höher ist und so neben Diatomeen, Grünalgen und Cryptophyceen auch Blaualgen auftreten können. Da das aufgenommene Spektrum keinen Chlorophyll-b-Peak aufweist, ist davon auszugehen, dass Grünalgen nur einen geringen Anteil der Biomasse ausmachen. Das Spektrum zeigt Absorptionsbanden von Carotinoiden, Phycocyanin (PC) und Phycoerythrin (PE), was auf ein Vorhandensein von Cryptophyceen, Diatomeen und Blaualgen schließen lässt (Abb. 6.7 b).

6.2.3 Absorptionseigenschaften von Tripton

Ebenso wie bei den natürlichen Gewässern ähneln die Absorptionseigenschaften des Triptons in Tagebaurestseen einer Exponentialfunktion. Unterschiede zeigen sich jedoch in der Höhe der spezifischen Absorption sowie im Auftreten einer Schulter bei 500 nm (Abb. 6.8 a). Die höheren spezifischen Absorptionen kommen vor allem in Döbern vor der Flutung und in Mühlbeck zu Beginn der Flutung vor, wo die Fällungsprodukte des Eisens (Kapitel 2.3.2.3) im Wasser durch orange Ausflockungen sichtbar waren. Die Schulter bei 500 nm ist vor allem in den sauren Tagebaurestseen wie Kahnsdorf und dem Restloch 111 der Lausitz zu finden, welches ebenfalls auf die Anwesenheit von Eisenverbindungen hinweist. Die unterschiedliche Höhe dieser spezifischen Absorptionen und das Auftreten der Schulter lässt auf verschiedene Modifikationen der Eisenverbindungen infolge des unterschiedlichen pH-Wertes schließen. Nach BIGHAM ET AL. 1996 ist im sauren Milieu (pH 2,8 bis 4,5) vorwiegend Schwertmannit vorhanden, während im schwach sauren Milieu (pH 4,5 – 6,5) ein Gemisch aus Ferrihydrit und Schwertmannit und im neutralen Milieu (pH > 6,5) Ferrihydrit oder ein Gemisch aus Ferrihydrit und Goethit vorherrscht, so dass darauf die Unterschiede zurückzuführen sein könnten.

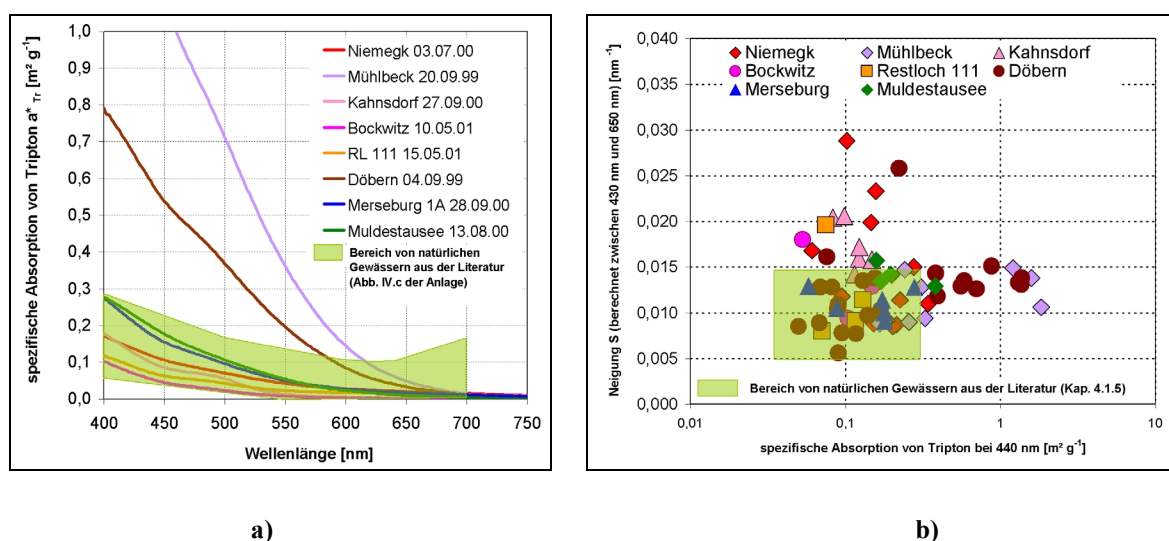


Abb. 6.8 a) Spezifische Absorption von Tripton ausgewählter Tagebaurestseen im Vergleich zu natürlichen Gewässern.
b) Neigung des Absorptionsspektrums von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.

Durch die Korrelation der Absorptionen mit einer Exponentialfunktion konnten genauso wie beim Gelbstoff die Neigungen der Kurven berechnet werden. Diese Neigungen weisen im Vergleich mit denen natürlicher Gewässer eine größere Streubreite auf, ebenso wie die spezifischen Absorptionen bei 440 nm (Abb. 6.8 b). Die Absorption des Triptons pro Meter, d. h. nicht normiert auf die Konzentration, zeigt ähnlich wie bei BRICAUD ET AL. 2000 (Abb. 4.11) eine Abhängigkeit von der Triptonkonzentration, wobei allerdings die Streubreite sowie die Absorption höher sind (Abb. 6.9 a). Ebenso weisen auch die Neigungen eine höhere Varianz auf (Abb. 6.9 b).

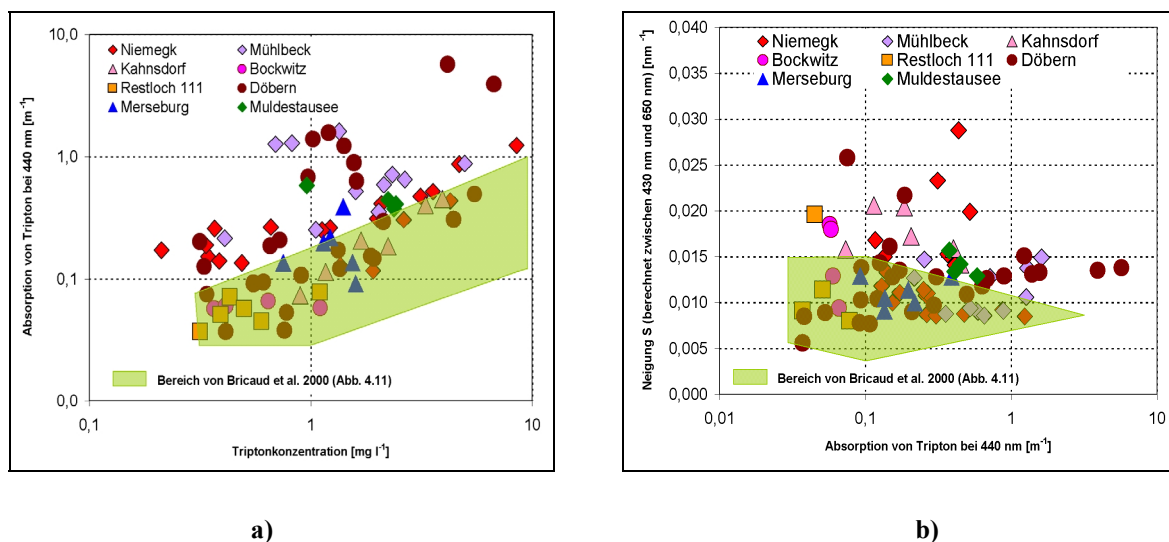


Abb. 6.9 a) Triptonabsorption bei 440 nm im Vergleich zur Triptonkonzentration von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.
b) Neigung der Absorptionskurve des Tripton im Vergleich zur Triptonabsorption bei 440 nm von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.

Alle Werte der spezifischen Absorption und der Absorption bei 440 nm sowie der Neigung der Absorption von Tripton sind in Tab. VI.c der Anlage dargestellt. Die spezifischen Absorptionsspektren der einzelnen Proben können den Abbildungen VI.h bis m der Anlage entnommen werden.

6.2.4 Rückstreuung Tripton

Die Rückstreueigenschaften des Triptons werden, wie auch die Absorptionseigenschaften, zum einen durch ihren spektralen Verlauf (Wellenlängenabhängigkeit) und zum anderen durch die Höhe der Absorption gekennzeichnet. Abb. 6.10 a zeigt, dass die hohen spezifischen Rückstreuungen ebenso wie auch schon die hohen spezifischen Absorptionen bei Seen mit sichtbaren Eisenausfällungen vorkommen. Diese Rückstreuenspektren haben nicht nur höhere Werte, sondern auch eine stark veränderte Wellenlängenabhängigkeit im Gegensatz zu den anderen Spektren, da sie ein Maximum im Gelbgrünen aufweisen (Abb. 6.10 a). In der Literatur ist solch eine Form der Wellenlängenabhängigkeit z. B. von LINDELL ET AL. 1999 bei trüben finnischen Seen beobachtet worden (Kapitel 4.1.5). Diese Tatsache geht mit den Beobachtungen an

Tagebaurestseen konform, da derartige Seen Sichttiefen bis max. 150 cm aufweisen und daher als trüb anzusehen sind. Neben den sehr hohen spezifischen Rückstreuungen treten bei den sauren Tagebaurestseen sehr niedrige spezifische Rückstreuungen auf. Ebenso wie bei den Absorptionen könnten die verschiedenen Eisenspezies (Jarosit oder Goethit) den Gewässern eine mögliche Erklärung dafür sein.

Die gesamte Breite der spezifischen Rückstreuungen aller Probenahmen ist in Abb. 6.10 b in Abhängigkeit von der Triptonkonzentration zu sehen. Alle berechneten spezifischen Rückstreuspektren sind in der Abb. VI.n bis r der Anlage, die dazugehörigen spezifischen Rückstreuungen und Rückstreuungen bei 440 nm in Tab. VI.c der Anlage zu finden.

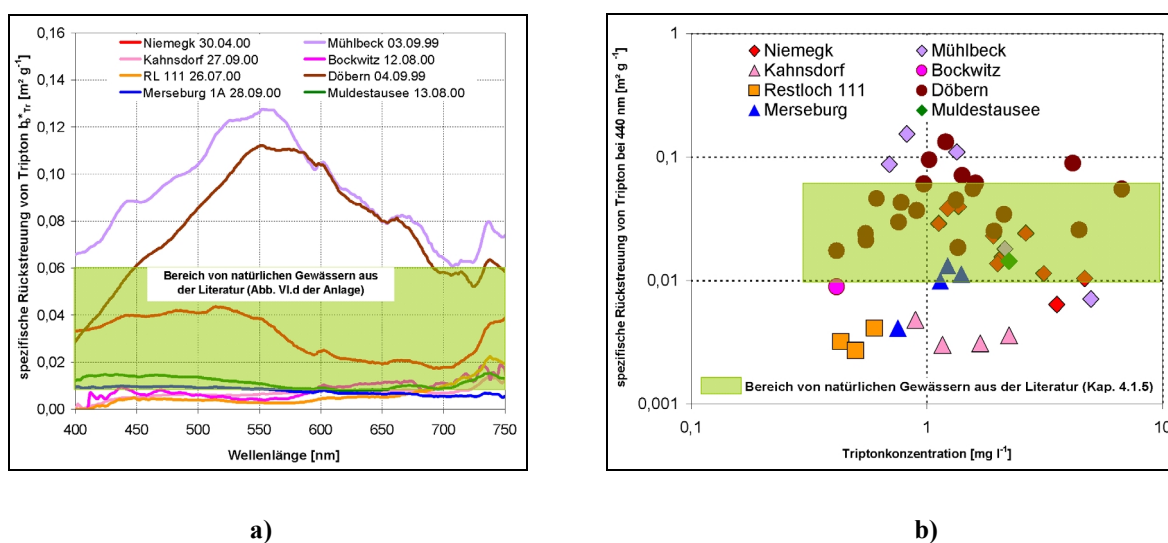


Abb. 6.10 a) Spezifische Rückstreuung von Tripton ausgewählter Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.
b) Spezifischen Rückstreuung von Tripton bei 440 nm im Vergleich zur Triptonkonzentration von Tagebaurestseen in Gegenüberstellung zu natürlichen Gewässern.

6.2.5 Reflexionseigenschaften von Tagebaurestseen

Die Reflexionseigenschaften der Tagebaurestseen unterscheiden sich, ebenso wie die Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften, sehr von einander. Auffällig sind wiederum die trüben Seen, welche sich durch einen besonders hohen Reflexionsgrad bis zu 30 % und eine hohe Wellenlänge des Reflexionsmaximums bis zu 650 nm auszeichnen (Abb. 6.11 a).

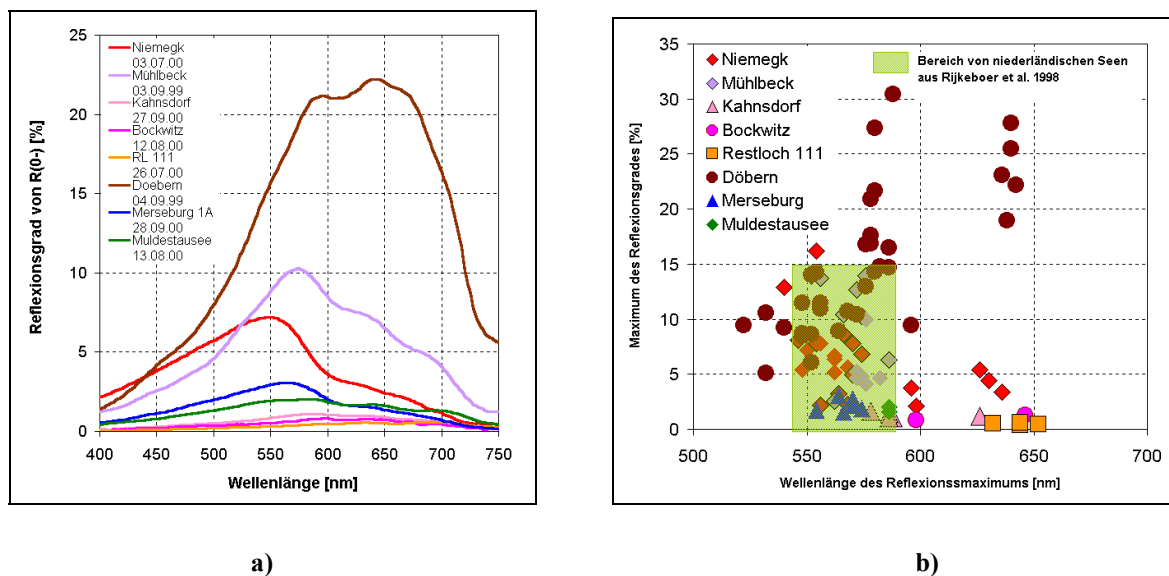


Abb. 6.11 a) Reflexionsspektren ($R(0-)$) von verschiedenen Tagebaurestseen.
 b) Maximum des Reflexionsgrades im Vergleich zur Wellenlänge des Reflexionsmaximums von Tagebaurestseen im Gegensatz zu natürlichen Gewässern.

Im Gegensatz dazu sind die Reflexionsgrade der sauren Seen sehr niedrig und weisen ein Reflexionsmaximum bei Wellenlängen größer als 590 nm auf. Diese beiden Gruppen liegen außerdem in Bezug auf Reflexionsmaximum und Wellenlänge des Reflexionsmaximums nicht im Bereich der natürlichen Gewässer (Abb. 6.11 b).

Auf weitere Reflexionseigenschaften wird im Kapitel 7 bei der Entwicklung der Algorithmen zur Stadieneinteilung näher eingegangen. Einen Überblick über die gesamten Reflexionsspektren geben die Abbildungen VI.s bis aa der Anlage.

6.2.6 Einteilung der optischen Eigenschaften

Wie schon erwähnt, ist eine Algorithmenentwicklung zur Ableitung von limnologischen Parametern nur sinnvoll, wenn die inhärenten optischen Eigenschaften sich innerhalb des Gewässers, auf den der Algorithmus angewendet werden soll, nicht ändern. Wie aus den vorhergehenden Kapiteln ersichtlich, gibt es starke Veränderungen insbesondere bei den Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften des Triptons, so dass es notwendig ist, Gruppen mit gleichen inhärenten optischen Eigenschaften zu finden.

Um diese Gruppen abzuleiten, wurden in Abb. 6.12 die verschiedenen inhärenten optischen Eigenschaften in Beziehung zueinander gesetzt. Aus diesen Diagrammen konnten zunächst vier Gruppen extrahiert werden, welche ähnliche Eigenschaften bei 440 nm aufweisen.

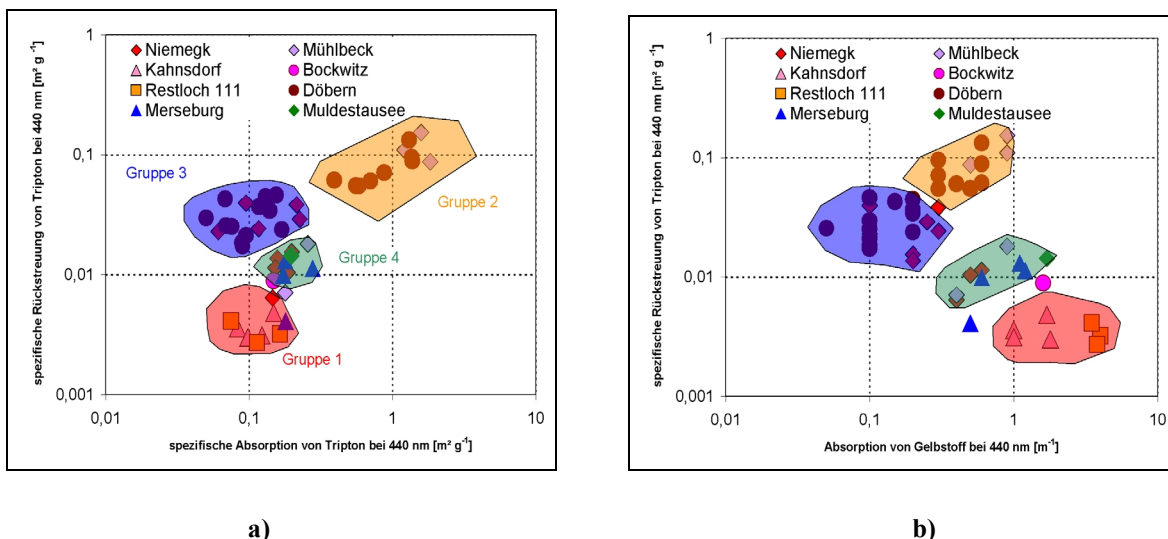


Abb. 6.12 a) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tripton bei 440 nm in Tagebaurestseen.
 b) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur Gelbstoffabsorption bei 440 nm in Tagebaurestseen.

Da neben der Höhe des Absorptions- bzw. Rückstreuspektrums auch die Wellenlängenabhängigkeit eine Rolle spielt, wurden in Abb. 6.13 die Daten nach dem Vorhandensein der Schulter bei 500 nm im Absorptionsspektrums des Triptons (siehe Kapitel 6.2.3) abgebildet.

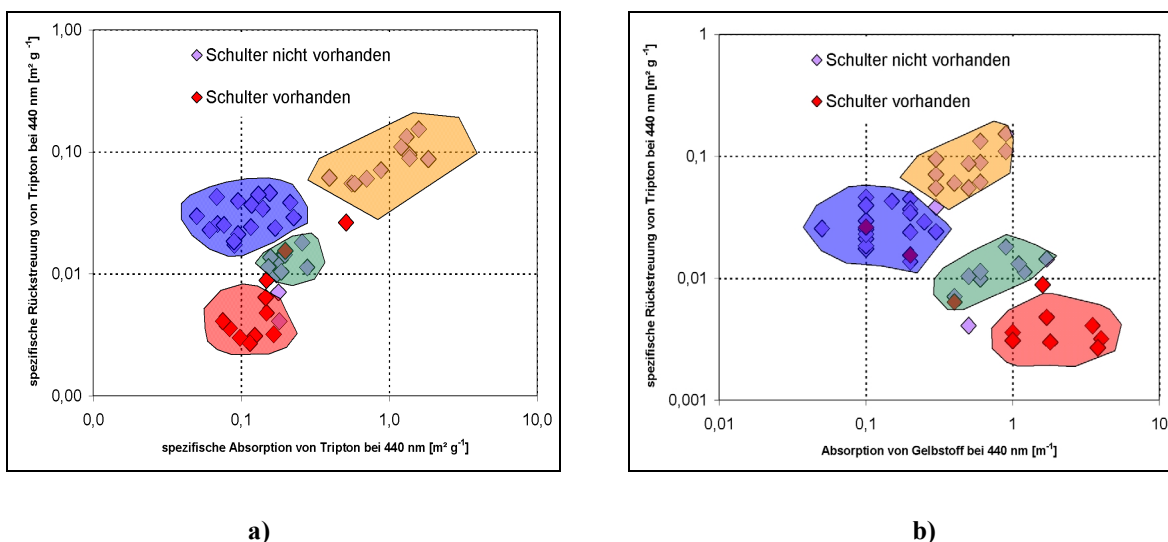


Abb. 6.13 a) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur spezifischen Absorption von Tripton bei 440 nm für Seen mit und ohne Schulter im Absorptionsspektrum in Tagebaurestseen.
 b) Spezifische Rückstreuung von Tripton im Vergleich zur Gelbstoffabsorption bei 440 nm für Seen mit und ohne Schulter im Absorptionsspektrum in Tagebaurestseen.

Es ist zu erkennen, dass einige Datensätze, in denen eine Schulter vorhanden ist, sich nicht eindeutig zu einer der vier Gruppen zuordnen lassen, daher wurde für diese Datensätze eine eigene Gruppe (Gruppe 5) gebildet. Auf der Grundlage dieser Einteilung wurden alle Datensätze der jeweiligen Gruppe zugeordnet. In den Abbildungen 6.14 und 6.15 sind alle inhärenten optischen Eigenschaften für jede Gruppe dargestellt. Die abgebildeten spezifischen Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften des Triptons für jede Gruppe wurden durch Mittelwertbildung aus den vorhandenen spezifischen Absorptions- und Rückstreuungsspektren des Triptons gewonnen.

Bei der Gelbstoffabsorption in Abb. 6.14 a ist festzustellen, dass nur die Gruppe 1 eine Abhängigkeit der Neigung der Absorptionskurve zur Absorption bei 440 nm aufweist. Für die Modellierung der Reflexionsspektren zur Ableitung der Konzentrationen wird daher für die 1. Gruppe eine Abnahme der Neigung mit steigender Gelbstoffkonzentration verwendet, wogegen für die Steigungen der Gelbstoffabsorption der 2., 3., 4. und 5. Gruppe Mittelwerte von 0,0141, 0,0138, 0,0160 und 0,0127 benutzt werden.

Für die spezifischen Absorptionsspektren des Phytoplanktons wurde für jede Gruppe das Spektrum der Probe verwendet, welche die höchste Chlorophyll-a-Konzentration, und damit die höchste Genauigkeit, aufwies. Wie aus Abb. 6.14 b zu erkennen, zeigen nur die Gruppe 1 und 5 eine Absorptionsbande des Chlorophyll b, welches, wie schon in Kapitel 6.2.2 erläutert, auf das Vorhandensein von Grünalgen verweist. Die Absorption von Phycocyanin ist dagegen in allen Gruppen zu finden, welches auf Cryptophyceen oder Blaualgen schließen lässt. Die Carotinoide sind auch in allen Gruppen vertreten, können jedoch keiner Algenklasse zugeordnet werden, da sie in allen Algenklassen auftreten (siehe Kapitel 4.1.4).

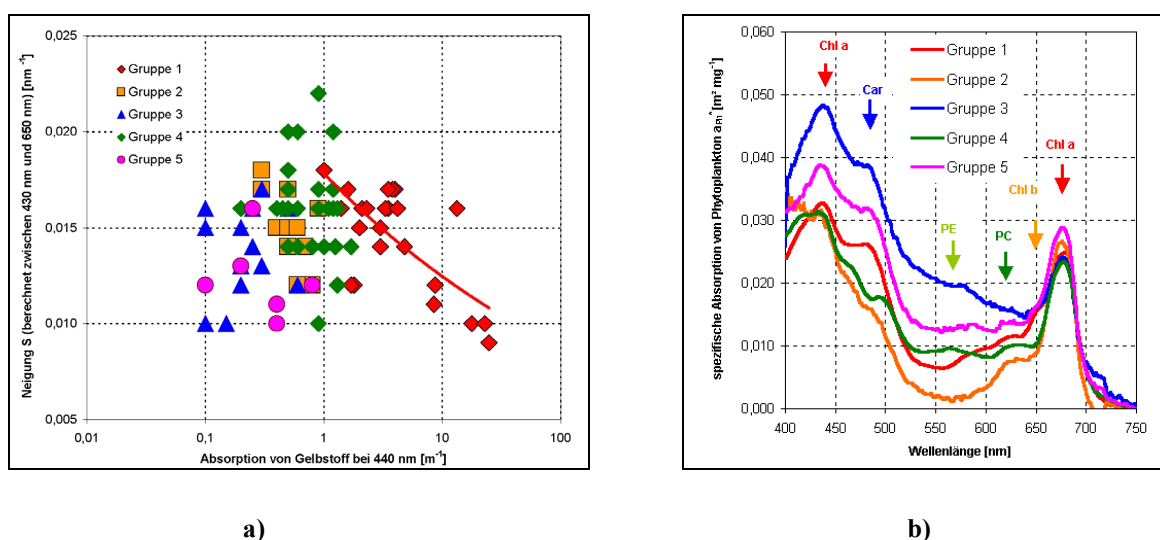


Abb. 6.14 a) Neigung der Gelbstoffabsorptionsspektren von der Gelbstoffabsorption bei 440 nm der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.
b) Spezifische Absorption von Phytoplankton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.

Bei der spezifischen Absorption und Rückstreuung des Tripton sind die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen festzustellen (Abb. 6.15). Am auffälligsten ist dabei die Gruppe

2, in der sowohl die spezifische Absorption als auch die spezifische Rückstreuung im Gegensatz zu den anderen Gruppen sehr hohe Werte aufweist.

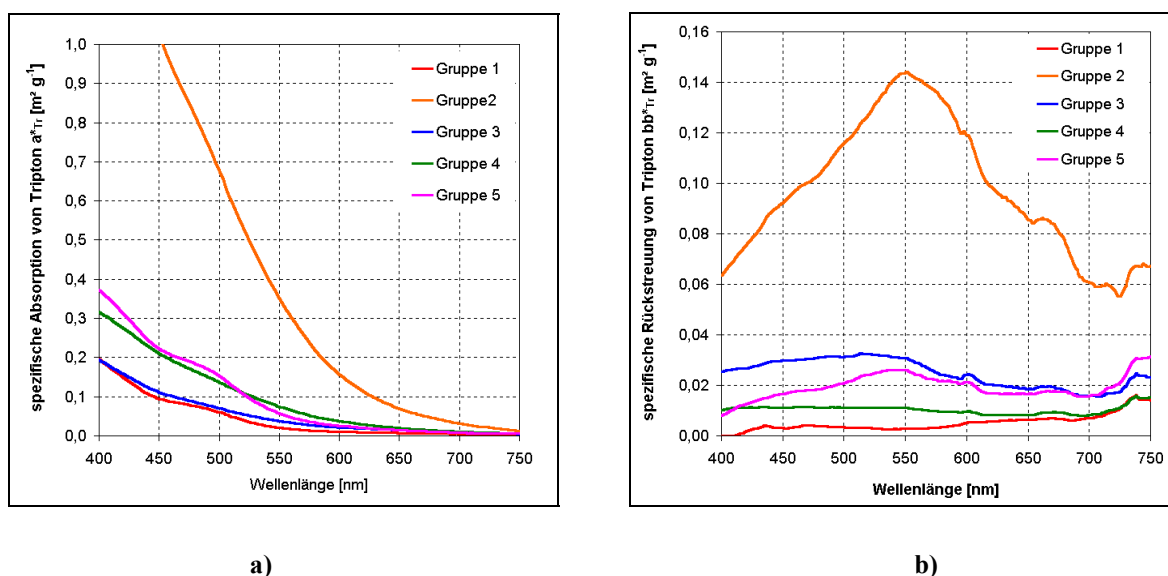


Abb. 6.15 a) Spezifische Absorption von Tripton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.
b) Spezifische Rückstreuung von Tripton der untersuchten Tagebaurestseen nach Gruppen geordnet.

Die spezifischen Absorptionen der Gruppe 1 und 3 sowie der Gruppe 4 und 5 sind sich in der Höhe sehr ähnlich, wobei die Gruppen 1 und 5 zusätzlich die schon beschriebene Schulter bei 500 nm aufweisen, welche wahrscheinlich auf die Absorption von Eisenverbindungen im sauren Milieu zurückzuführen ist. Die spezifischen Rückstreuungen der Gruppe 3 und 5 weisen ebenso wie Gruppe 2, in abgeschwächter Form, ein Maximum bei ca. 550 nm auf, wogegen die spezifische Rückstreuung der Gruppe 4 einen nahezu wellenlängenunabhängigen Verlauf zeigt. Im Gegensatz dazu steigt die spezifische Rückstreuung von Gruppe 1 mit steigender Wellenlänge etwas an.

Die inhärenten optischen Eigenschaften, die für jede Gruppe abgeleitet wurden, sind notwendig, um mit vorgegebenen Konzentrationen die Reflexionsspektren nach Gl. 4.25 zu modellieren und so semi-empirische/ semi-analytische Beziehungen für die Ableitung der Konzentrationen aus den Reflexionsspektren zu bestimmen (siehe Kapitel 8).

Es ist noch zu erwähnen, dass die optischen Eigenschaften des Triptons der Gruppe 1 nur aus den Restseen Kahnsdorf, Bockwitz und RL 111 bestimmt werden konnten, da für den Restsee Niemeck vor der Flutung die Bestimmungsmöglichkeiten nicht zur Verfügung standen (siehe Kapitel 5.2).

6.2.7 Entwicklung der optischen Eigenschaften vor und während der Goitscheflutung

In der Abb. VI.a der Anlage sind neben den limnologischen Parametern auch die Veränderung der Gelbstoffabsorption bei 440 nm sowie die Veränderung der optischen Gruppe während der Flutung in den Restlöchern Mühlbeck, Niemeck und Döbern vom 01. Juni 1998 bis 31. Dezember 2001 dargestellt.

Bei der Gelbstoffabsorption ist an allen drei Restseen ein Abfall mit einsetzender Flutung zu beobachten, was in Niemeck und Mühlbeck hauptsächlich auf Fällungsprozesse der vorhandenen Eisenionen, in Döbern aber auf Verdünnungseffekte zurückzuführen ist.

Eine Entwicklung in Bezug auf die optischen Gruppen ist bei Niemeck von 1 über 5 und 3 bis zu 4 zu erkennen. Bei Mühlbeck verlief die Entwicklung von 1 über 5 und 2 bis zu 4 und bei Döbern von 2 über 3 bis zu 4.

Bei der Flutung von sauren Seen kann daher eine optische Entwicklung von der Gruppe 1 über 5, 2 oder 3 zur Gruppe 4 prognostiziert werden.

6.3 Beziehungen zwischen limnologischen und optischen Eigenschaften

6.3.1 Zuordnung der optischen Gruppen zu den limnologischen Stadien

Um die abgeleiteten optischen Gruppen limnologisch einzuordnen, werden nachfolgend die für die Fernerkundung wichtigsten limnologischen Eigenschaften, sowie die Sulfatkonzentration der einzelnen optischen Gruppen zueinander dargestellt (Abb. 6.16).

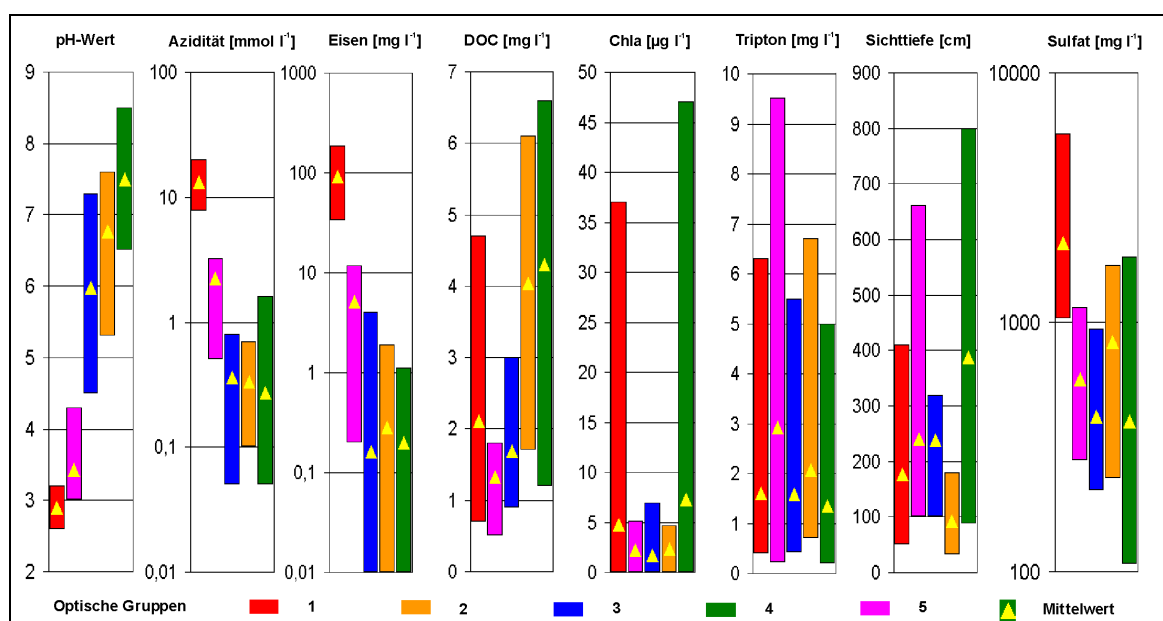


Abb. 6.16 Ausgewählte limnologische Parameter der optischen Gruppen.

Aus Abb. 6.16 ist sehr gut zu erkennen, dass sich die optischen Gruppen 1 und 5, welche eine Schulter bei 500 nm im Absorptionsspektrum des Triptons aufwiesen (Abb. 6.13 a), im pH-Wertbereich unter 4,3 befinden. Die Gruppe 1 zeigt dabei sehr hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen sowie sehr hohe Aziditäten. Diese drei Parameter der Gruppe 5 sind im Vergleich zu denen der Gruppe 1 stark gesunken. Außerdem sind in der Gruppe 5 relativ geringe DOC- und Chlorophyll-a-Konzentrationen, dafür aber hohe Triptonkonzentrationen zu verzeichnen. Die pH-Werte der Gruppen 2, 3 und 4 überlappen sich im Bereich von 4,5 bis 8,5, wobei die Gruppe 3 die geringsten und die Gruppe 4 die höchsten pH-Werte im Mittel aufweisen. Die Eisenkonzentrationen und Aziditäten dieser Gruppen liegen im Durchschnitt alle unter 1 und zeigen damit sehr geringe Werte. Die DOC-Konzentrationen der Gruppe 3 liegen unter 3 mg l⁻¹, wobei die Gruppen 2 und 4 mittlere Konzentrationen von 4 mg l⁻¹ aufweisen. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen der Gruppen 2 und 3 sind sehr gering im Gegensatz zur Gruppe 4, wo Konzentrationen bis zu 47 µg l⁻¹ auftreten. Die Triptonkonzentrationen der Gruppen 2, 3 und 4 überdecken ungefähr den selben Bereich, wobei in der Gruppe 2 die höchsten Werte zu verzeichnen sind. Die Sichttiefen der Gruppe 2 liegen unter 200 cm, wogegen bei der Gruppe 4 Sichttiefen bis zu 800 cm auftreten können.

In der nachfolgenden Tabelle (Tab. 6.1) werden die optischen Gruppen anhand der pH-Wertverteilung den in der Literatur bekannten Gewässereinteilungen von Tagebaurestseen (Abb. II.e der Anlage) zugeordnet und daraus abgeleitete Bezeichnungen für das zur optischen Gruppe gehörende limnologische Stadium vergeben.

Tab. 6.1 Zuordnung der optischen Gruppen zu den limnologischen Stadien.

Optische Gruppe	1	5	3	2	4
System GELLER ET AL. (1997)	Eisenpuffer	Aluminium-/ Eisenpuffer	Aluminium-/ Hydrogenkarbonatpuffer		Hydrogen- karbonat- puffer
System PIETSCH (1973)	Initialstadium	Frühstufe	Übergangsstufe, Altersstufe		Altersstufe
Limnologisches Stadium	Eisen- stadium	Aluminium- stadium	Übergangs- stadium I	Übergangs- stadium II	Karbonat- stadium

Die optischen Gruppen 1 und 5 werden als Eisen- bzw. Aluminiumstadium bezeichnet nach den dort wirkenden Eisen- und Aluminiumpuffersystemen. Die Gruppen 2 und 3 liegen nur teilweise in dem Hydrogenkarbonatpuffer im Gegensatz zur Gruppe 4, wo der gesamte pH-Wertbereich dem Hydrogenkarbonatpuffer zugeordnet werden kann. Die Gruppe 4 wird daher als Karbonatstadium bezeichnet. Da der pH-Wertbereich der Gruppen 2 und 3 zu einem hohen Anteil in der Übergangsstufe anzusiedeln ist, werden diese beiden Gruppen als Übergangsstadium I und II benannt.

In allen fünf Stadien gibt es bestimmte Abhängigkeiten der Parameter untereinander besonders in Bezug auf die Sichttiefe, die jedes Stadium charakterisieren. So zeigt Abb. 6.17 a, dass im Eisenstadium eine Abhängigkeit der Sichttiefe von der Gelbstoffkonzentration auftritt. Im Aluminiumstadium ist eine Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration (Abb. 6.17

a) sowie eine Abhängigkeit der Triptonkonzentration vom anorganischen Anteil des Triptons (Abb. 6.18 b) zu verzeichnen, welches auf den anorganischen Charakter der Triptons hinweist. Im Übergangsstadium I wird die Sichttiefe maßgeblich von der Chlorophyll-a-Konzentration, d. h. vom Phytoplanktonaufkommen beeinflusst (Abb. 6.17 b).

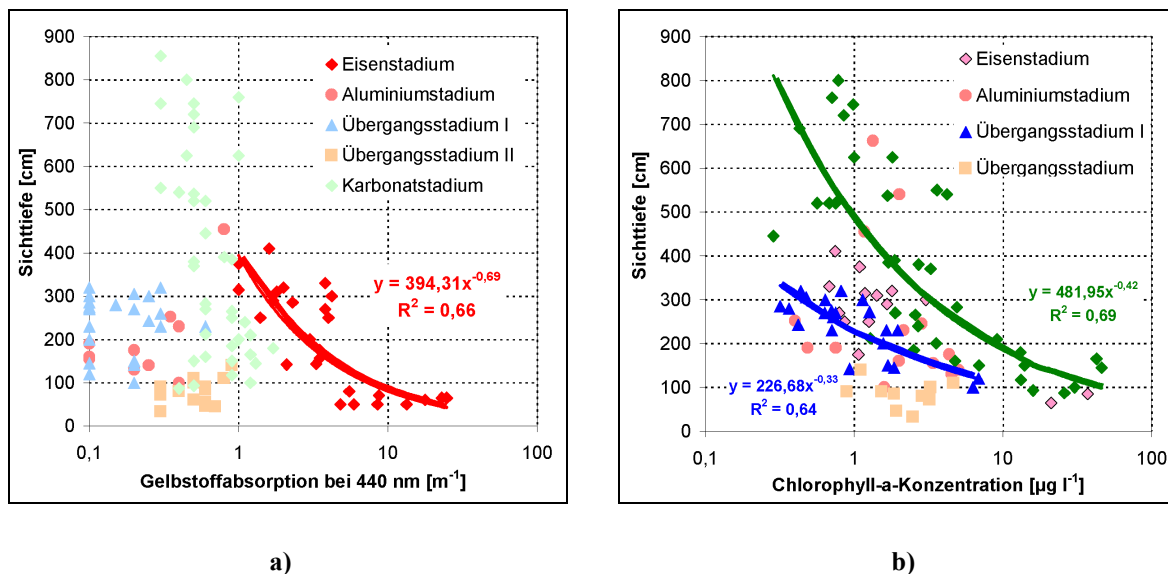


Abb. 6.17 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Gelbstoffkonzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.

b) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Chlorophyll-a-Konzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.

Im Gegensatz dazu zeigt das Übergangsstadium II eine Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration (Abb. 6.18 a). Die Triptonkonzentration ist wiederum mit dem anorganischen Anteil der Schwebstoffe (Abb. 6.18 b) verknüpft, woraus sich auch eine Abhängigkeit der Sichttiefe vom anorganischen Anteil ($R^2 = 0,65$) ergibt. Dies bedeutet einerseits, dass die Sichttiefe mit zunehmendem anorganischen Anteil abnimmt, andererseits, dass die optischen Eigenschaften des Tripton maßgeblich von den anorganischen Bestandteilen geprägt sind.

Beim Karbonatstadium ist die Sichttiefe von der Chlorophyll-a-Konzentration, d. h. vom Phytoplankton, sowie von der Triptonkonzentration abhängig (Abb. 6.17 b und Abb. 6.18 a). Da auch zwischen der Chlorophyll-a- und der Triptonkonzentration eine leichte Abhängigkeit ($R^2 = 0,51$) gegeben ist, ist die Triptonkonzentration vorwiegend organisch geprägt und damit auch die Abhängigkeit der Sichttiefe. In natürlichen Gewässern wird von einer klaren Abhängigkeit der Sichttiefe von der Chlorophyll-a-Konzentration nur ausgegangen, wenn im Gewässer wenig Tripton vorhanden ist bzw. die Triptonkonzentration von der Chlorophyll-a-Konzentration abhängt (TILZER 1988).

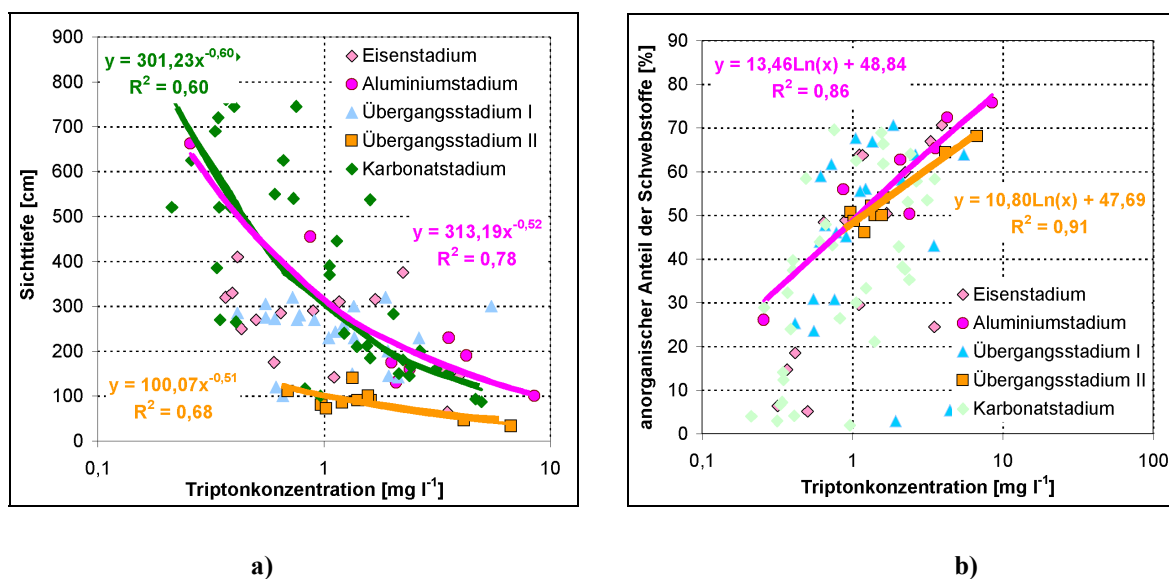


Abb. 6.18 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von der Triptonkonzentration der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.
 b) Abhängigkeit der Sichttiefe vom anorganischen Anteil der Schwebstoffe der untersuchten Tagebaurestseen für jedes Stadium.

Jedes Stadium weist so für die einzelnen limnologischen Parameter charakteristische Werte sowie ein charakteristisches Verhältnis der Sichttiefe zur Gelbstoff-, Chlorophyll-a- und/ oder Triptonkonzentration auf (Tab. 6.2).

Tab. 6.2 Überblick über charakteristische Parameter jedes Stadiums.

Limnologisches Stadium	Eisenstadium	Aluminiumstadium	Übergangsstadium I	Übergangsstadium II	Karbonatstadium
pH-Wert	< 3,0	3,0 – 4,3	4,5 – 7,3	5,3 – 7,6	6,7 – 8,2
Fe [mg l ⁻¹]	> 30	> 0,1	< 1	< 1	< 1
SO ₄ [mg l ⁻¹]	> 1.000	< 1.000	< 1.000	< 2.000	< 2.000
Azidität [mmol l ⁻¹]	> 9	< 3	< 1	< 1	< 1
C _Y [m ⁻¹]	> 1	< 1	< 1	< 1	< 1
C _{Chla} [µg l ⁻¹]	bis 100	< 10	< 10	< 10	bis 100
C _{Tr} [mg l ⁻¹]	< 7	< 10	< 7	< 7	< 7
SD [cm]	< 400	> 100	> 100	< 200	> 100
Charakteristika	SD ~ C _Y	SD ~ C _{Tr} SD ~ anA	SD ~ C _{Chla}	SD ~ C _{Tr} , SD ~ anA	SD ~ C _{Chla} , SD ~ C _{Tr}

6.3.2 Beziehungen zwischen der Gelbstoffabsorption und den limnologischen Parametern

Da die Gelbstoffabsorption kein direkter limnologischer Parameter ist, wird nachfolgend die Beziehung der Gelbstoffabsorption zu den direkten limnologischen Parametern pH-Wert, DOC- und Eisenkonzentration sowie der Azidität dargestellt. Wie in Kapitel 4.1.3 erläutert, besteht der Gelbstoff aus einer organischen und einer anorganischen Komponente. Die organische Komponente wird dabei durch die löslichen Huminstoffe, die Humin- und Fulvinsäuren, die anorganische Komponente durch die Metallionen charakterisiert. Da beide Teile dieselben Absorptionseigenschaften besitzen, können sie anhand des Absorptionsspektrums nicht unterschieden werden. In der Limnologie werden die löslichen Huminstoffe meist mit der DOC-Konzentration gleichgesetzt, da sie ca. 50 % des DOC ausmachen. Die Absorption der Metallionen kann in den sauren Tagebaurestseen mit der gelösten Eisenkonzentration gleichgesetzt werden, da die anderen absorbierenden Metallionen wie Mangan, Kupfer, Nickel weniger als 5 % der Eisenionenkonzentration ausmachen. In den neutralen Gewässern ist die Metallionenkonzentration dagegen ganz zu vernachlässigen.

Wird die Gelbstoffabsorption in Beziehung zur DOC-Konzentration betrachtet, ist einerseits eine Abhängigkeit im Eisenstadium zu verzeichnen, andererseits eine Abhängigkeit beim Übergangsstadium I und dem Karbonatstadium (Abb. 6.19 a).

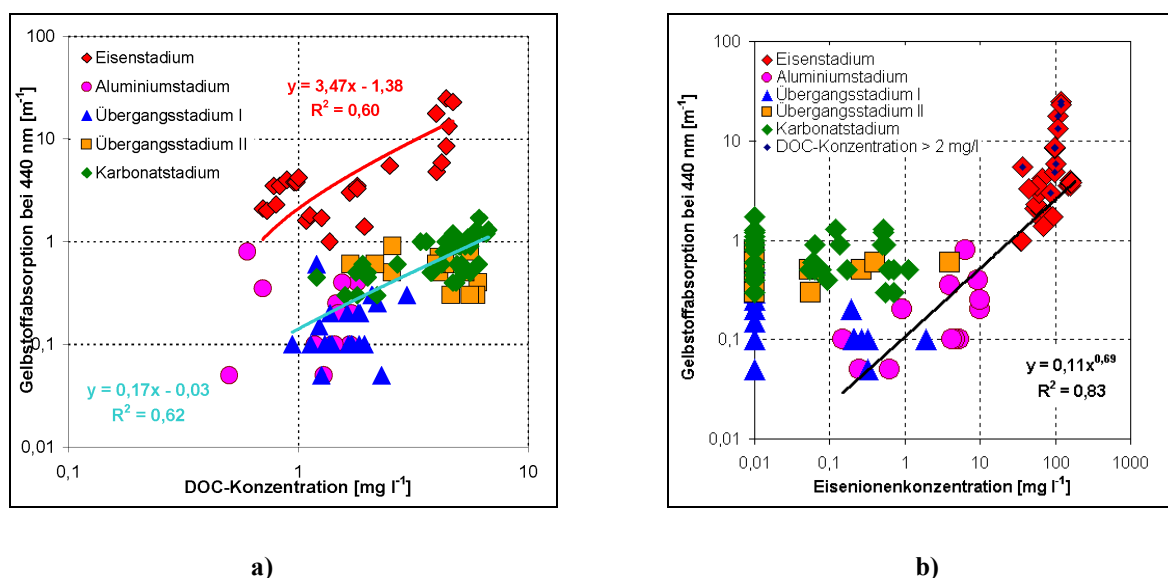


Abb. 6.19 a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der DOC-Konzentration für die untersuchten Tagebaurestseen (— - Korrelation der Gewässer im Eisenstadium, — - Korrelation der Gewässer im Übergangsstadium I und Karbonatstadium).
b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Eisenionenkonzentration für die untersuchten Tagebaurestseen (— - Korrelation der Gewässer im Eisenstadium (DOC < 2 mg l⁻¹) und im Aluminiumstadium).

Die Abhängigkeit im Eisenstadium kommt durch die hohen DOC-Konzentrationen im Restloch Niemegk vor der Flutung zustande, wo infolge eines DOC-reichen Grundwasserzuflusses (SCHULTZE 1996) Konzentrationen über 2 mg l^{-1} auftraten. Diese Konzentrationen sind in sauren Gewässern eher selten anzutreffen, wie auch in den Restseen der Lausitz, wo die DOC-Konzentrationen ebenfalls meist unter 2 mg l^{-1} liegen (LESSMANN 2001). Die sauren Seen mit DOC-Konzentrationen über 2 mg l^{-1} werden in den nachfolgenden Abbildungen daher separat ausgewiesen. Innerhalb der beiden Gruppen (saure Seen über und unter 2 mg l^{-1}) ist so keine Korrelation ($R^2 = 0,26$ und $0,4$) der Gelbstoffabsorption zur DOC-Konzentration gegeben. Wird die Gelbstoffabsorption der DOC-armen Seen in Bezug zur Eisenkonzentration gesetzt, ergibt sich eine sehr gute Abhängigkeit ($R^2 = 0,83$) für das Eisen- und das Aluminiumstadium (Abb. 6.19 b).

Die DOC-reichen Gewässer nehmen im Bereich der eisensauren Gewässer eine Sonderstellung ein, welche eventuell mit der Bildung von Eisenhuminkomplexen zusammenhängt. Daraus folgt, dass bei DOC-armen sauren Seen die Eisenkonzentration aus der Gelbstoffabsorption abgeleitet werden kann. Dagegen ist es bei den neutralen Seen durch die Bestimmung der Gelbstoffabsorption möglich, die DOC-Konzentration abzuschätzen. Treten beim Eisenstadium Gelbstoffabsorptionen über 10 m^{-1} auf, ist nicht nur mit einer hohen Eisenionenkonzentration, sondern auch mit einer höheren DOC-Konzentration zu rechnen.

Da wie erläutert die Gelbstoffabsorption von beiden Konzentrationen (DOC und Eisenionen) abhängt, werden in der nachfolgenden Abbildung diese Konzentrationen addiert und zur Gelbstoffabsorption in Beziehung gesetzt. So ist zwar eine Korrelation von $R^2 = 0,70$ gegeben (Abb. 6.20 a), aber auch eine deutliche Diskrepanz zwischen dem Eisenstadium und den restlichen Stadien.

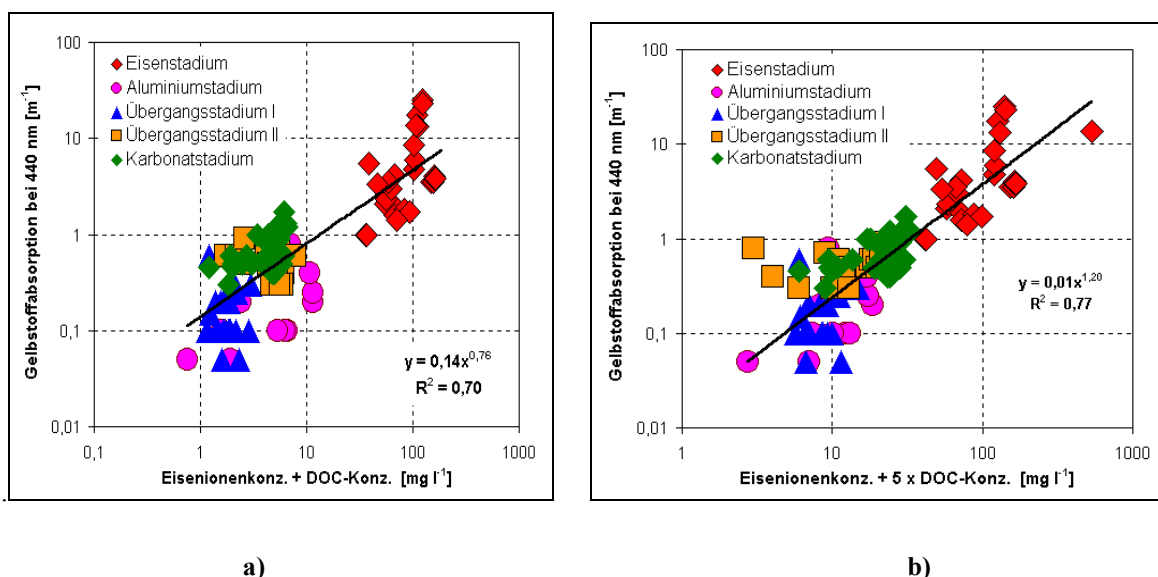


Abb. 6.20 a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Summe der Eisenionen- und DOC-Konzentration in den untersuchten Tagebaurestseen (Korrelation über alle Stadien).
b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Summe der Eisenionen- und der 5fachen DOC-Konzentration in den untersuchten Tagebaurestseen (Korrelation über alle Stadien).

Daraus wird abgeleitet, dass 1 mg l^{-1} DOC nicht die selbe Menge Licht absorbiert wie 1 mg l^{-1} gelöstes Eisen. Wird dagegen die Eisenkonzentration mit der 5-fachen DOC-Konzentration addiert, ist eine bessere Korrelation zur Gelbstoffabsorption gegeben und die Diskrepanz beseitigt (Abb. 6.20 b). Daraus wird geschlussfolgert, dass 1 mg l^{-1} DOC mehr Licht absorbiert als 1 mg l^{-1} gelöstes Eisen.

Wird nun die Gelbstoffabsorption in Abhängigkeit vom pH-Wert betrachtet, sind auch dort Korrelationen bei den neutralen und sauren Gewässern festzustellen (Abb. 6.21 a). So zeigen die DOC-armen sauren Gewässer einen Abfall der Gelbstoffkonzentration mit ansteigendem pH-Wert und die neutralen Gewässer einen Anstieg der Gelbstoffabsorption, welche hier mit der DOC-Konzentration gleichzusetzen ist, ebenfalls mit ansteigendem pH-Wert. Da die Azidität der sauren Gewässer mit der Eisenkonzentration korreliert (Abb. 6.3 b), zeigt diese auch eine Abhängigkeit von der Gelbstoffabsorption. So lässt sich aus der Gelbstoffabsorption der DOC-armen sauren Gewässer auch die Azidität abschätzen (Abb. 6.21 b).

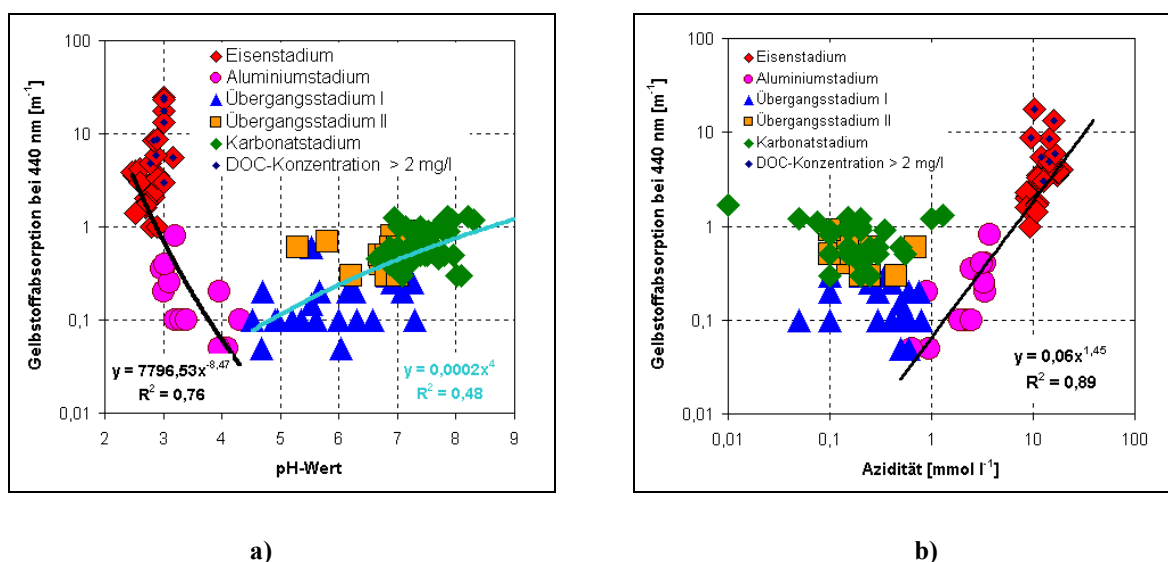


Abb. 6.21 a) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption vom pH-Wert der untersuchten Tagebaurestseen (— - Korrelation der Gewässer im Eisenstadium ($\text{DOC} < 2 \text{ mg l}^{-1}$) und im Aluminiumstadium, — - Korrelation der Gewässer im Übergangsstadium I, II und Karbonatstadium)..
b) Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption von der Azidität der untersuchten Tagebaurestseen (— - Korrelation der Gewässer im Eisenstadium ($\text{DOC} < 2 \text{ mg l}^{-1}$) und im Aluminiumstadium.

Die vorgestellten Ergebnisse der Absorptionen, Rückstreuungen sowie die Stadieneinteilung und die Beziehungen der limnologischen zu den optischen Parametern werden einerseits für die Übertragung der Stadieneinteilung auf die *casi*-Daten (Kapitel 7), andererseits für die Modellierung des Reflexionsgrades und zur Ableitung der Konzentration der Wasserinhaltsstoffe (Kapitel 8) benötigt.

7 Algorithmenentwicklung zur Übertragung der Stadieneinteilung auf die *casi*-Daten

Wie schon erläutert, können die Algorithmen zur Ableitung der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe nur auf Gewässerbereiche mit gleichen optischen Eigenschaften angewendet werden. Daher muss die in Kapitel 6 entwickelte Stadieneinteilung zuerst auf alle *casi*-Daten übertragen werden, um danach die Konzentrationen ableiten zu können (Kapitel 8).

7.1 Bestimmung von Reflexionsparametern zur Stadieneinteilung

Da die Stadien aus den Reflexionsspektren der *casi*-Daten abgeleitet werden müssen, wurde für jede Probenahme das dazugehörige *casi*-Spektrum extrahiert und dem jeweiligen Stadium zugeordnet. In Abb. 7.1 sind dazu ausgewählte charakteristische Spektren der einzelnen Stadien und Probenahmepunkte dargestellt.

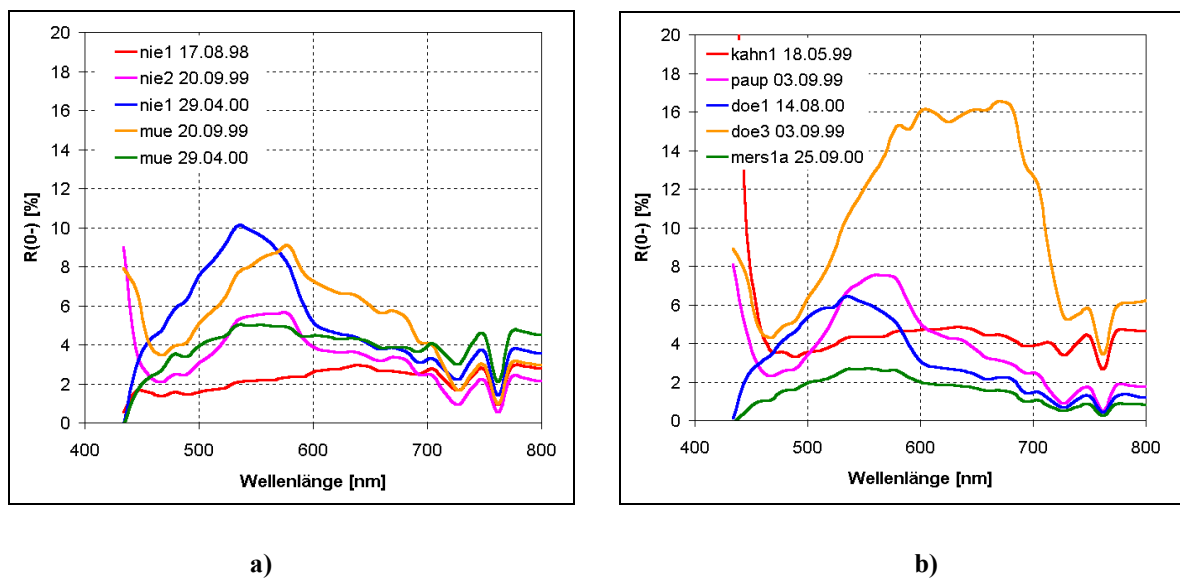


Abb. 7.1 Reflexionsspektren von charakteristischen Tagebaurestseen pro Stadium (■ Eisenstadium, ■ Aluminiumstadium, ■ Übergangsstadium I, ■ Übergangsstadium II, ■ Karbonatstadium).

Durch die visuelle Analyse aller Spektren wurden mehrere Reflexionsparameter extrahiert, durch welche die Stadien unterschieden werden können (FRAUENDORF ET AL. 2001, FRAUENDORF ET AL. 2002). Die beiden wichtigsten Parameter sind dabei die Wellenlänge (Parameter A) und die Höhe des Reflexionsmaximums. Wie in Abb. 7.1 zu erkennen, weisen die Seen des Eisenstadiums sehr geringe Reflexionsmaxima bei sehr hohen Wellenlängen auf, wogegen sich das relativ hohe Reflexionsmaximum des Übergangsstadiums I im blauen Wellenlängenbereich befindet. Das Übergangsstadium II zeigt dagegen sehr hohe Reflexionsmaxima bei sehr hohen Wellenlängen. Als Reflexionsparameter wurde jedoch nicht das Reflexionsmaximum selbst verwendet, sondern

die Differenz zwischen dem Reflexionsmaximum und dem Reflexionsminimum (Parameter B), (Abb. 7.2), da sich dieser Wert robuster gegen atmosphärische Schwankungen verhält. Bei der Analyse verschiedenster Reflexionsspektren zeigt sich außerdem, dass die Seen bei höheren Chlorophyll-a-Konzentrationen zwei Reflexionsmaxima aufweisen können. Für die Stadienbestimmung ist nur das erste Maximum von Bedeutung, da es von allen Wasserinhaltsstoffen beeinflusst wird, wogegen das zweite Maximum nur von der Chlorophyll-a-Konzentration abhängt. Daher wird das Reflexionsmaximum nur zwischen 489 nm und 658 nm berechnet. Die Berechnung des Reflexionsminimums erfolgte von 489 nm bis 750 nm, da vor 489 nm die Kalibrationsgenauigkeit des *casi* durch die sinkende Sensitivität des Sensors rapide abnimmt (OLBERT 2000) und ab 750 nm atmosphärische Störungen auftreten, die auch durch die Atmosphärenkorrektur des WeW nicht beseitigt werden konnten.

Zwei weitere wichtige Parameter zur Beschreibung der Reflexionsspektren sind die Steigungen zwischen 489 nm bzw. 624 nm und dem Reflexionsmaximum (Parameter C und D, Abb. 7.2). Diese zwei Wellenlängen wurden ausgewählt, da 489 nm den Beginn des verwendeten Wellenlängenbereiches markiert und bei 624 nm in den meisten Reflexionsspektren ein Plateau zu beobachten ist, welches durch die Wasserabsorption verursacht wird (Abb. 4.6). Ebenfalls als Parameter ausgewählt wurde aus diesem Grund die Differenz zwischen 489 nm und 624 nm (Parameter E). Bei der Bestimmung der Reflexionsparameter wurden Differenzen und Steigungen bevorzugt, da diese robuster gegen atmosphärische Schwankungen sind.

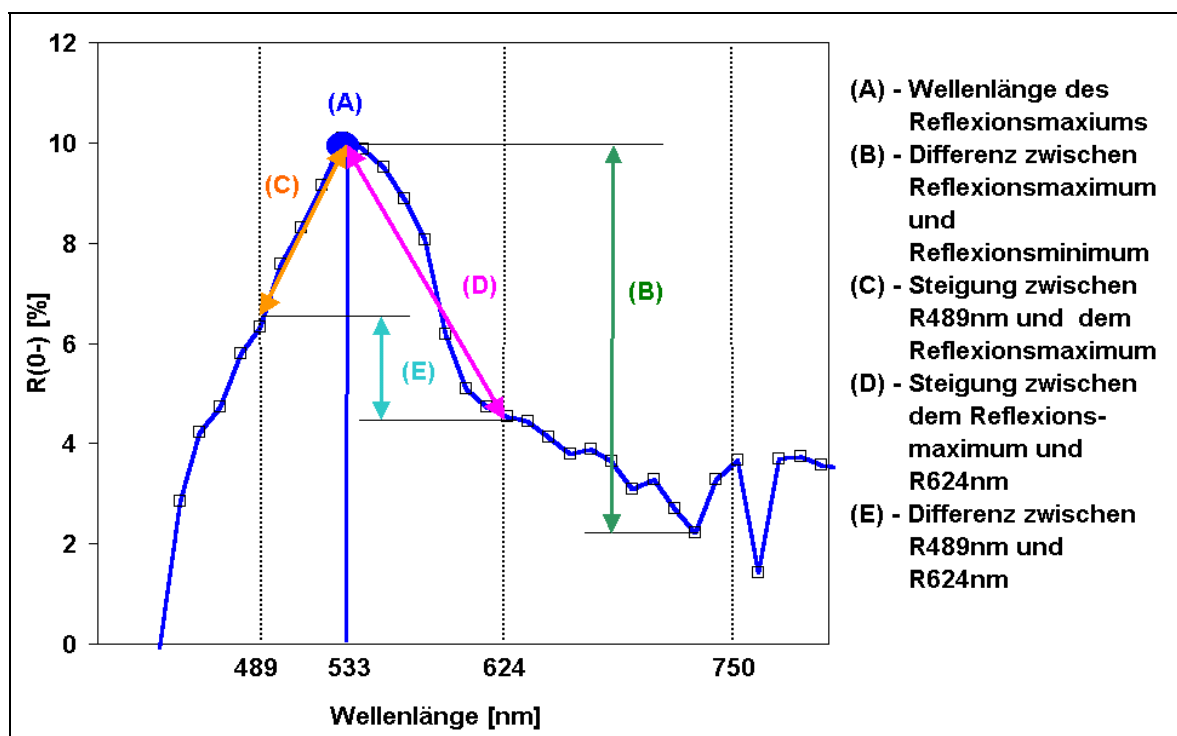


Abb. 7.2 Graphischer Überblick über die verwendeten Reflexionsparameter.

Um die Bereiche der Parameter für jedes Stadium zu bestimmen, wurden in den Abb. 7.3 a, b, c und d alle Parameter in Beziehung zu einander gesetzt.

Aus diesen Abbildungen ist es nun möglich, ein erstes Vorgehen zur Stadieneinteilung abzuleiten. Dazu werden die Bereiche extrahiert, in denen sich die Stadien nicht überlagern.

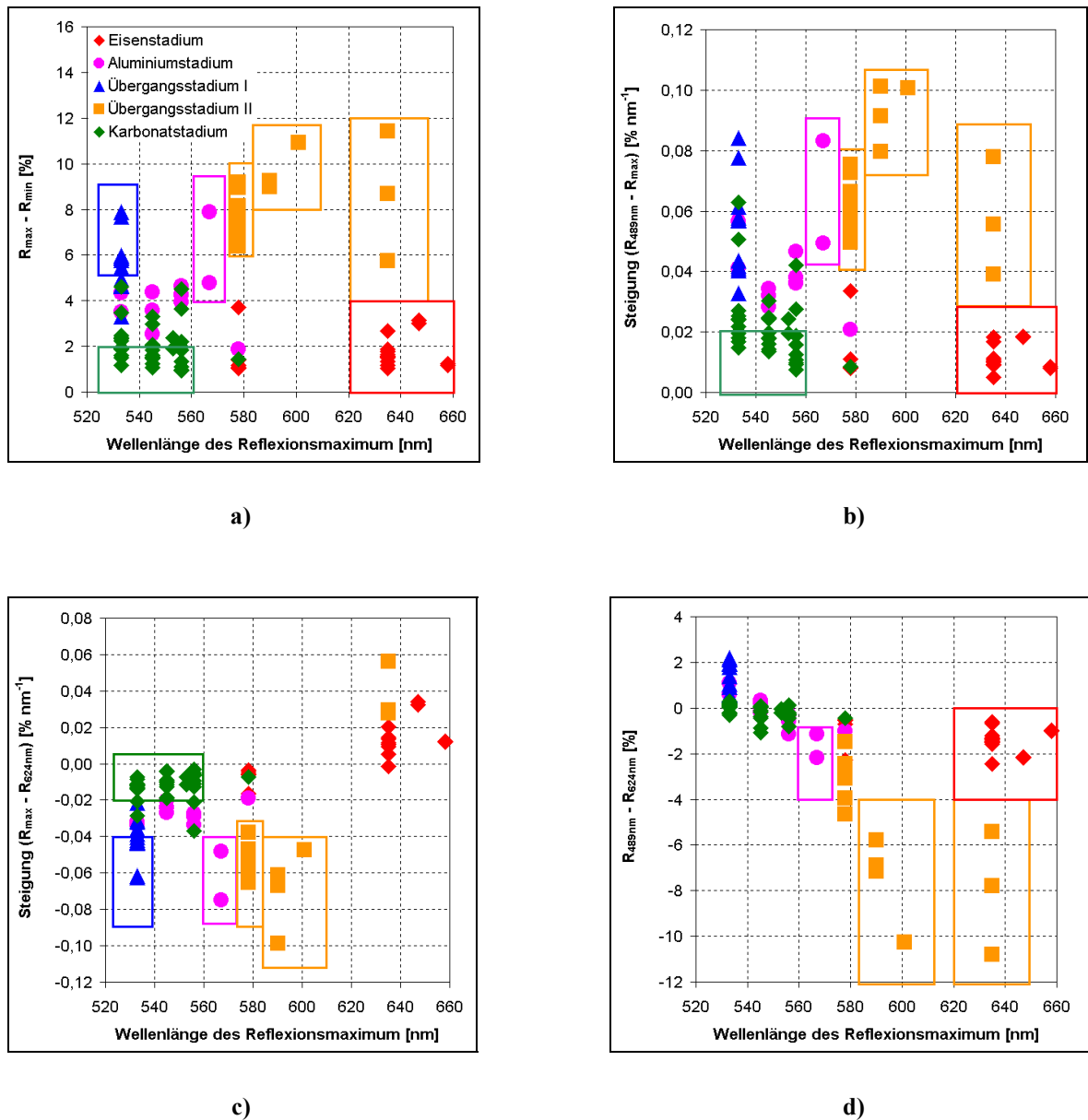


Abb. 7.3 a) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zum Reflexionsmaximum (Parameter A : Parameter B).
 b) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Steigung zwischen $R_{489\text{nm}}$ und dem Reflexionsmaximum (Parameter A : Parameter C).
 c) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Steigung zwischen dem Reflexionsmaximum und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter A : Parameter D).
 d) Beziehung der Wellenlänge des Reflexionsmaximums zur Differenz zwischen $R_{489\text{nm}}$ und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter A : Parameter E).

Im Eisenstadium gibt es zwei Wellenlängenbereiche für das Reflexionsmaximum. Im ersten Wellenlängenbereich, welcher zwischen 570 nm und 580 nm liegt, ist das Eisenstadium nicht eindeutig von den anderen Stadien zu trennen. Im Gegensatz dazu ergibt sich für den zweiten Wellenlängenbereich ab 620 nm eine sehr gute Trennung des Eisenstadiums mit Hilfe der

Parameter B, C und E. Im Aluminiumstadium kann nur zwischen 560 nm und 570 nm eine eindeutige Trennung zu den anderen Stadien erfolgen. Das Übergangsstadium I zeichnet sich durch Reflexionsmaxima bei 533 nm aus, kann sich jedoch bei bestimmten Parametern auch mit dem Aluminium- und Karbonatstadium überlagern. Nur bei Reflexionsmaxima über 5 % ist eine Trennung von den anderen Stadien möglich. Im Übergangsstadium II befinden sich die Reflexionsmaxima oberhalb von 570 nm, wobei drei Wellenlängenbereiche unterschieden werden können (570 nm bis 580 nm, 580 nm bis 610 nm und ab 620 nm). In allen drei Bereichen weisen die Parameter B bis E zu den anderen Stadien verschiedene Werte auf, und können so sehr gut getrennt werden. Die Reflexionsmaxima des Karbonatstadiums überstreichen Werte von 530 nm bis 580 nm, wobei nur im Bereich von 530 nm bis 560 nm dieses Stadium durch die Parameter B und C von den anderen Stadien zu trennen ist.

Die Tabelle VII.a in der Anlage gibt einen Überblick über die Bereiche der Reflexionsspektren, welche für eine erste Stadienabgrenzung genutzt werden. Um diese Abgrenzungen auf die gesamte *casi*-Szene zu übertragen, wurde in Zusammenarbeit mit dem WeW ein IDL-Programm entwickelt und in das Bildverarbeitungsprogramm ENVI implementiert.

7.2 Umsetzung der Stadieneinteilung als IDL-Programm

Durch das im Folgenden vorgestellte IDL-Programm ist es möglich, die Daten jedes einzelnen *casi*-Bandes, d. h. den Reflexionsgrad bei verschiedenen Wellenlängen, individuell auszuwerten und damit verschiedene Aufgabenstellungen zu bearbeiten, wie z. B. die Berechnung der Reflexionsparameter inkl. der Stadienzuordnung sowie später die Berechnung der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe (Kapitel 8).

7.2.1 Konzept des IDL-Programms

Ausgangspunkt für das IDL-Programm *xstadium* (Abb. VII.a der Anlage) ist ein *casi*-Datensatz einer einzelnen Befliegung. Die vom WeW erhaltenen *casi*-Datensätze enthielten die Bänder 1 bis 40 (423 nm bis 876 nm, siehe Anlage V.c), da die Bänder 41 bis 48 für die Gewässerfernerkundung ohne Bedeutung sind und so die Datenmenge reduziert werden konnte. Das IDL-Programm sollte nicht nur den einzelnen Gewässerbildpunkten ein Stadium zuordnen, sondern gleichzeitig verschiedene Masken sowie Grau- und Echtfarbbilder erzeugen.

Um die *casi*-Daten ein- und auszulesen sowie die einzelnen Bänder ansprechen zu können, wurde vom WeW ein IDL-Grundgerüst zur Verfügung gestellt. Die Überarbeitung dieses Grundgerüsts zur Qualitätsverbesserung der verschiedenen Ausgangsbänder erfolgte in Zusammenarbeit mit dem WeW. Das gesamte Programm kann so durch das in Abb. 7.4 dargestellte Schema veranschaulicht werden.

IDL-Band 1, welches die Bildmaske repräsentiert, trennt die Bilddaten vom Hintergrund, der durch die diagonale Lage der *casi*-Streifen existiert, und wird erzeugt, wenn die Daten in allen Bändern den selben Wert aufweisen.

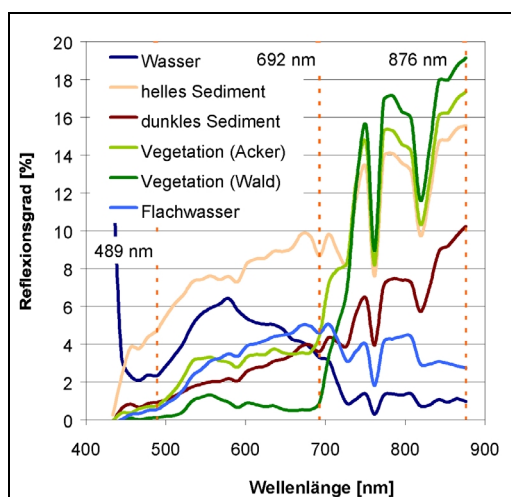
Input	Output	IDL-Band	Bild	Berechnung über
<i>casi</i> -Datensatz mit 40 Bändern (423 nm bis 868 nm)	Bildmaske	1	S/W	Bildpunktvergleich
	Landmaske	2	S/W	Schwellwerte
	Wassermaske	3	S/W	Schwellwerte
	Grauwertabb. (Land)	4	Grau	<i>casi</i> -Band 13, Landmaske <i>casi</i> -Bänder 24, 13 und 6, Landmaske
	Echtfarbabb. (Land)	5 bis 7	RGB	
	Wellenlänge vom R_{\max} (A)	12	Grau	
	$R_{\max} - R_{\min}$ (B)	13	Grau	
	Steigung $R_{489\text{nm}}$ und R_{\max} (C)	14	Grau	
	Steigung $R_{\max} - R_{624\text{nm}}$ (D)	15	Grau	
	$R_{489\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$ (E)	16	Grau	
	Stadieneinteilung	8 bis 10	RGB	Wertebereiche der Reflexionsparameter der Wasserflächen
	Stadieneinteilung	11	Grau	

Abb. 7.4 Schema des IDL-Programms.

Für die Abgrenzung der Land- von den Wasseroberflächen bzw. zur Erstellung der Landmaske (IDL-Band 2) wurde nach der Analyse der verschiedenen Oberflächenspektren folgendes Verhältnis verwendet:

$$\text{MAX}(R_{489\text{nm}} \text{ bis } R_{692\text{nm}}) - \text{MAX}(R_{692} \text{ bis } R_{876\text{nm}}) < -2 \quad \text{Gl. 7.1}$$

Die oft übliche Schwellwertsetzung in einem infraroten Band führte zwar für eine *casi*-Szene zu guten Ergebnissen, aber der Schwellwert schwankte von Szene zu Szene, so dass kein Monitoring möglich gewesen wäre. Es wurden daher die Maxima in den Wellenlängenbereichen von 489 nm bis 692 nm und von 692 nm bis 876 nm verwendet, da ab 692 nm der Reflexionsgrad der vegetationsbedeckten Oberflächen sehr stark ansteigt und Wasser durch die hohe Absorption sehr geringe Werte aufweist (Abb. 7.5 a).



a)



b)

Abb. 7.5 a) Reflexionsgrad von unterschiedlichen Oberflächen.
b) Echtfarbendarstellung des Restloches Mühlbeck vom 02.09.98.

Durch die Differenz der beiden Maxima konnten die Land- und Wasseroberflächen in allen Szenen sehr gut abgegrenzt werden. Zur Illustration des Programms ist die Wassermaske (IDL-Band 3) des Restlochs Mühlbeck am 02.09.98 (Echtfarbendarstellung in Abb. 7.5 b) in Abb. 7.6 a dargestellt. Außerdem wird die Grauwertdarstellung (IDL-Band 4), welche zur Verschneidung mit den farbigen Abbildungen der Stadienklassifikation sowie der Konzentrationen dient, in Abb. 7.6 b gezeigt. Ebenfalls für Verschneidungen kann die Echtfarbendarstellung der Landoberfläche mit Hilfe der IDL-Bänder 5 bis 7 verwendet werden.

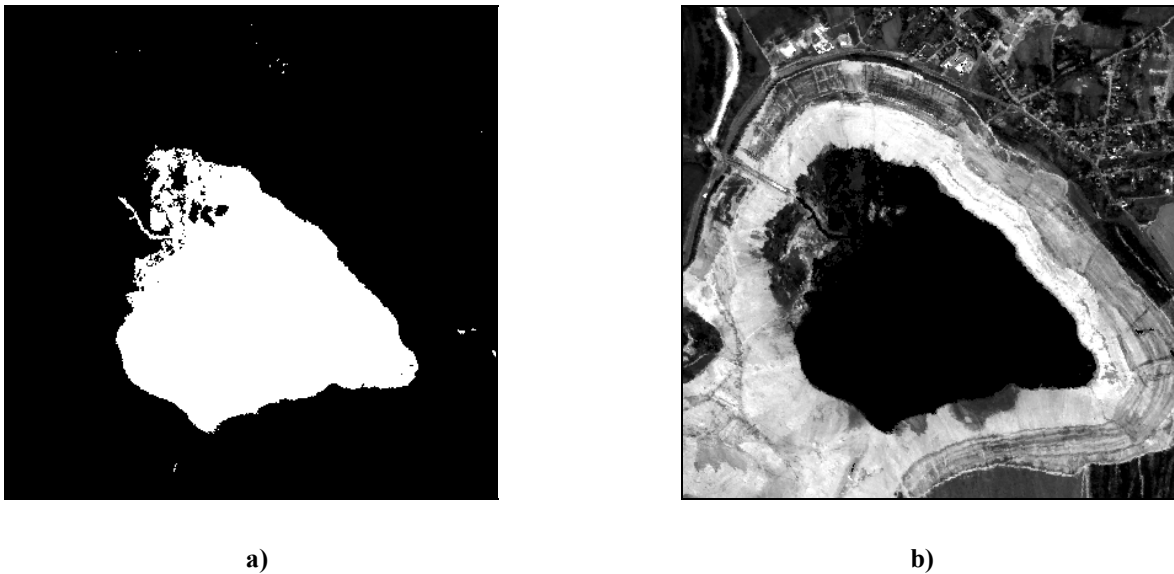


Abb. 7.6 a) Wassermaske von Abb. 7.5 b.

b) Grauwertdarstellung der Landoberfläche von Abb. 7.5 b.

Für die Stadiendarstellung stehen zwei Möglichkeiten zur Verfügung. Erstens kann durch die Auswahl der IDL-Bänder 8 bis 10 ein RGB-Bild erzeugt werden, aus dem durch die Farbdarstellung sofort das Stadium abzulesen ist. Zweitens wird im IDL-Band 11 ein Grauwertbild erstellt, in dem jedem Stadium eine Zahl zwischen 1 und 5 zugewiesen wird (Tab. 7.1).

Tab. 7.1 Farb- und Graucodierung der Stadien.

Stadium	R	G	B	Farbe	Graucode
Eisenstadium	255	0	0	Rot	1
Aluminiumstadium	255	0	255	Magenta	2
Übergangsstadium I	0	0	255	Blau	3
Übergangsstadium II	160	82	45	Orange	4
Karbonatstadium	46	139	87	Dunkelgrün	5

Dieses Grauwertbild ist aufgrund des eindeutigen Zahlencodes besser in anderen Programmen wie z. B. ArcView anwendbar und das rasterbasierte Bild kann leichter in eine Vektorgrafik überführt werden. In den Bändern 12 bis 16 werden die Reflexionsparameter erzeugt, welche zur Stadieneinteilung genutzt werden.

7.2.2 Erste Variante Durchlauf der Stadieneinteilung

Die Stadieneinteilung erfolgt nur an den Wasseroberflächen, welche durch die Wassermaske abgegrenzt werden. Ausgeschlossen von der Stadieneinteilung wurden neben den Landoberflächen die Wasseroberflächen, bei denen die maximale Änderung des Reflexionsgrades unter 1,0 % liegt, da bei diesen Wasserflächen eine Stadienauswertung aufgrund der geringen Reflexionsunterschiede nicht sinnvoll ist (Gl. 7.2). Ebenso ausgeschlossen wurden Reflexionsspektren, welche bei 876 nm einen Reflexionsgrad größer als 4,8 % besitzen, da dort Cirrus-Wolken den Bildpunkt beeinflussen und damit das Signal sowie die Auswertung signifikant verfälschen (Gl. 7.3).

$$(MAX(R_{489nm} \text{ bis } R_{750nm}) - MAX(R_{489nm} \text{ bis } R_{750nm})) * 100 < 1,0 \quad \text{Gl. 7.2}$$

$$R_{876nm} > 4,8 \quad \text{Gl. 7.3}$$

Die nach den Gleichungen 7.2 und 7.3 extrahierten Pixel werden in den Datensätzen schwarz dargestellt.

Um die in Tab. VII.a der Anlage getroffene Stadienabgrenzung an möglichst vielen Datensätzen gleichzeitig zu überprüfen, wurden zwei Testdatensätze erstellt :

1. Mosaikiertes Bild der Datensätze der Goitsche (29.06.098, 17.08.98, 02.09.98, 30.04.99, 18.05.99, 18.07.99, 03.09.99, 29.04.00, 14.08.00, 19.09.00, 20.10.00) (100 m x 100 m), Abb. VII.b der Anlage
2. Mosaikiertes Bild der Datensätze von Merseburg-Ost (20.08.98, 18.05.99, 25.09.00, 10.05.01), Bockwitz (20.08.98, 18.05.99, 25.09.00, 10.05.01) und Kahnsdorf (20.08.98, 18.05.99, 25.09.00, 10.05.01), (50 m x 50 m), Abb. VII.c der Anlage.

Durch die verbesserte Atmosphärenkorrektur des WeW's wurde die Güte der Befliegungen während der Bearbeitungszeit stetig verbessert. So ist schon an der Echtfarbdarstellung der Datensätze die unterschiedliche Qualität der Befliegungen zu erkennen (Abb. VII.b und c, Tab. VII.b der Anlage). Beim Testdatensatz der Goitsche sind besonders die sehr dunklen Datensätze vom 29.06.98 und 02.09.98 auffällig. Auch der Datensatz vom 18.05.99 zeigt gegenüber den anderen Aufnahmen einerseits Unterschiede in der Helligkeit und andererseits auch spektrale Differenzen zwischen den einzelnen Streifen. Im zweiten Testdatensatz (Merseburg, Kahnsdorf, Bockwitz) sind die Aufnahmen vom 19.08.98 von schlechterer Qualität. Einen Überblick über die Qualität aller Befliegungen gibt die Tabelle VII.b in der Anlage. Die unterschiedlichen Qualitäten sind auf die verschiedenen Bewölkungsverhältnisse bzw. auf die Funktionsstörung des *casi* im Jahr 1999 zurückzuführen. In Abb. 7.7 sind zur Veranschaulichung ein Datensatz mit schlechter und ein Datensatz mit sehr guter Qualität gegenübergestellt.



Abb. 7.7 a) Echtfarbdarstellung der Goitsche am 18.05.99.

b) Echtfarbdarstellung der Goitsche am 14.08.00.

Um die Differenzierbarkeit der Seen anhand der Reflexionsparameter visuell zu verdeutlichen, wurden die verschiedenen Bereiche der Parameter A bis E in den beiden Testdatensätzen unterschiedlich eingefärbt. Die zu erkennenden Änderungen werden an dieser Stelle nur gezeigt und nicht erläutert, da die Interpretation der Daten in den Kapiteln 9 und 10 erfolgt. In den Abbildungen VII.d und VII.e der Anlage ist die Wellenlänge des Reflexionsmaximums (Parameter A) für die Testdatensätze dargestellt. Besonders auffällig ist die sehr heterogene Struktur des Muldestausees, bei dem alle Wellenlängen auftreten. Hervorzuheben sind außerdem die sehr hohen Wellenlängen über 620 nm im Muldestausee bei den dunklen Szenen vom 29.06.98 und 02.09.98.

Das Restloch Niemeck vor der Flutung weist einheitlich nur Wellenlängen größer 620 nm auf, ebenso wie die meisten Befliegungen vom Restloch Kahnsdorf. Geringe Wellenlängen bei 533 nm treten zum großen Teil im Jahr 2000 auf. Strukturen innerhalb eines Sees sind z. B. in der Goitsche (Restloch Mühlbeck und Döbern) am 18.05.98 (Abb. 7.8 a), in Merseburg-Ost am 19.08.98 und am 18.05.99 (Abb. 7.8b) sowie in Bockwitz (Hartsee) am 25.09.00 zu sehen.

Die Differenz zwischen dem Reflexionsmaximum und dem Reflexionsminimum (Parameter B) der Testdatensätze ist in den Abbildungen VII.f und g der Anlage zu finden.

Sehr geringe Differenzen von unter 1 % weisen nur der Muldestausee, Merseburg-Ost 1a und Kahnsdorf im Jahr 1998 sowie der Restsee Südkippe im Tagebau Bockwitz auf. Besonders hohe Differenzen sind im Restloch Döbern vor und nach der Flutung zu verzeichnen. Der in der Goitsche am 14.08.00 auftretende Gradient veranschaulicht sehr gut den stattfindenden Flutungsprozess und die damit verbundenen Änderungen im Reflexionsgrad (Abb. 7.9 a).

Interne Strukturen, durch Einleitungen sauren Wassers von einem Kieswerk (BÖHRER 2001), sind sehr gut im Restloch Merseburg-Ost 1a zu erkennen (Abb. 7.9 b).

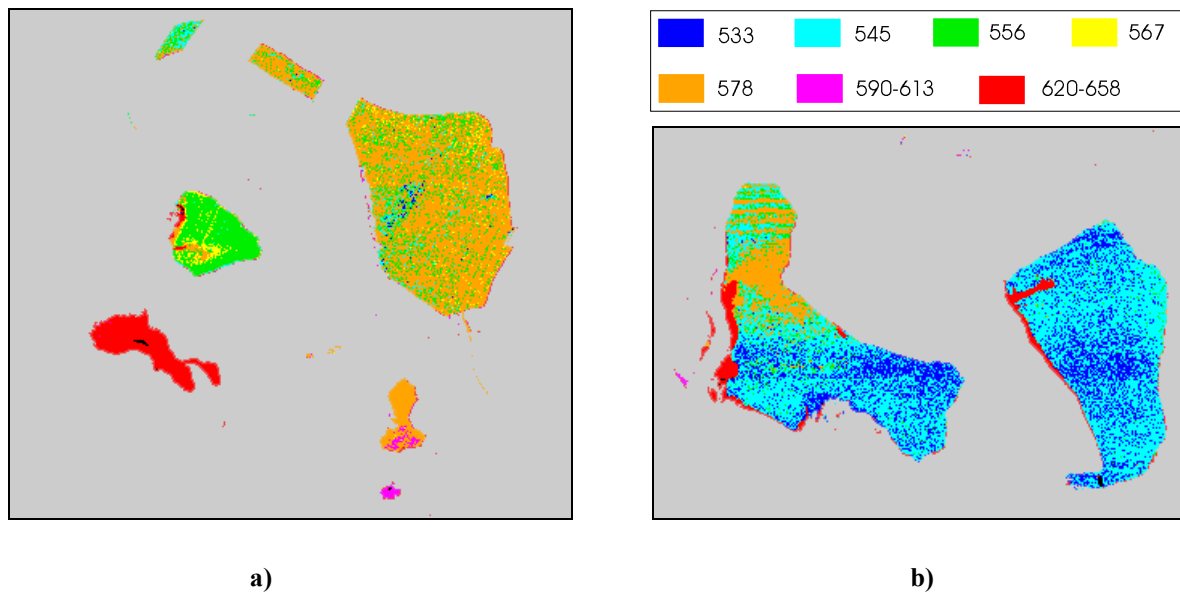


Abb. 7.8 a) Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] der Goitsche am 18.05.99.
b) Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] von Merseburg-Ost am 18.05.99.

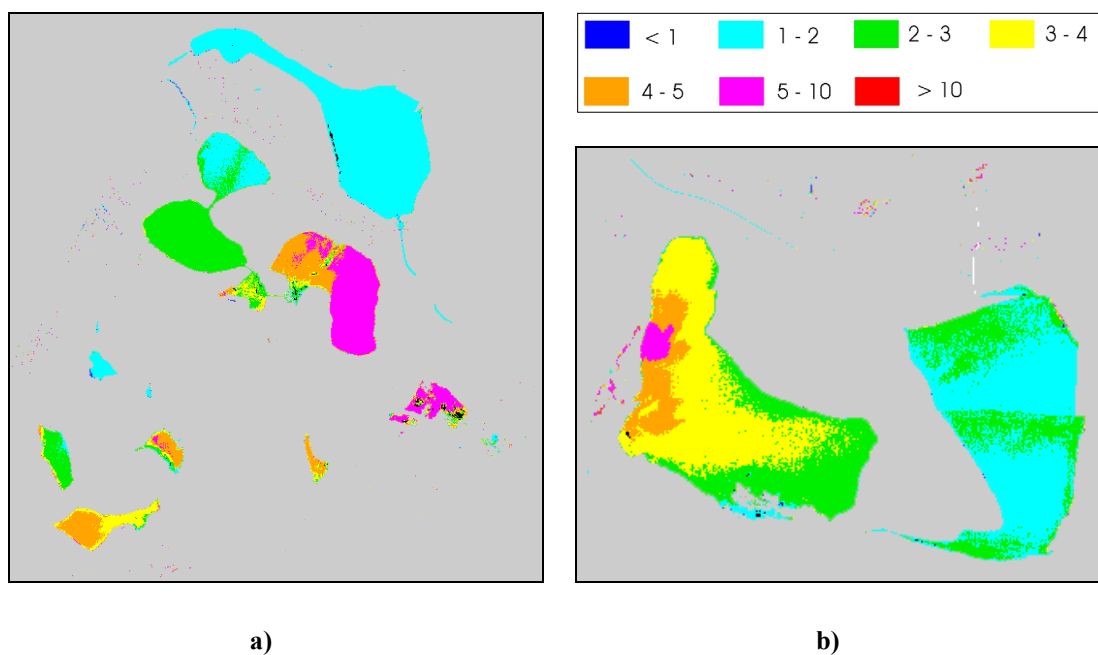


Abb. 7.9 a) Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] der Goitsche am 14.08.00.
b) Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] von Merseburg-Ost am 10.05.01.

Ein weiterer Reflexionsparameter, die Steigung zwischen $R_{489\text{nm}}$ und R_{\max} (Parameter C), ist in den Abb. VII.h und i der Anlage dargestellt. Sehr geringe Steigungen sind besonders im Muldestausee sowie in Niemeck vor der Flutung und in Kahnsdorf zu finden. Die höchsten Steigungen werden im Restloch Döbern vor sowie kurz nach der Flutung verzeichnet. Am 03.09.99 sind in der Goitsche, am stärksten in den Restlöchern Niemeck, Mühlbeck und Holzweißig-West, auch

interne Strukturen sichtbar (Abb. 7.10 a), ebenso wie z. B. in Merseburg-Ost 1a und im Hartsee des Tagebau Bockwitz am 10.05.01 (Abb. 7.10 b).

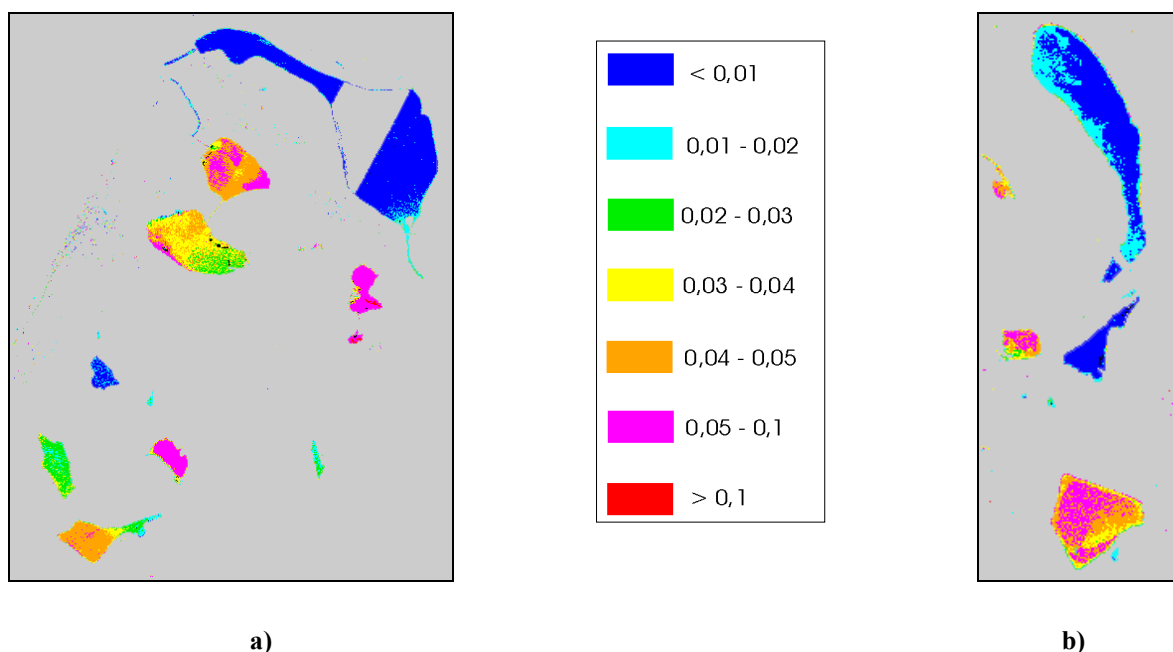


Abb. 7.10 a) Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\text{max}}$ [% nm^{-1}] der Goitsche am 03.09.99.

b) Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\text{max}}$ [% nm^{-1}] von Bockwitz am 10.05.01.

Die Steigung zwischen R_{max} und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter D) ist in den Abbildungen VII.j und k der Anlage dargestellt. So weisen der Muldestausee, Merseburg-Ost sowie Bockwitz überwiegend eine Steigung zwischen $0,02 \text{ \% nm}^{-1}$ und 0 \% nm^{-1} auf. Besondere Strukturen innerhalb eines Gewässers traten z. B. in der Goitsche am 29.04.00 (Abb. 7.11 a) und in einem kleinen See des Tagebaus Bockwitz von 25.09.00 (Abb. 7.11 b) auf. Der Restsee Niemeck vor der Flutung und die meisten Befliegungen von Kahnsdorf weisen Steigungen über 0 \% nm^{-1} auf, welches mit der Tatsache konform geht, dass die Wellenlänge des Reflexionsmaximums größer als 620 nm ist.

Ein weiterer Reflexionsparameter ist die Differenz zwischen $R_{489\text{nm}}$ und $R_{624\text{nm}}$ (Parameter E). Die meisten Befliegungen des Muldestausees und Merseburg-Ost weisen dabei Differenzen zwischen -1 \% und 0 \% auf. Höhere Differenzen treten hauptsächlich in den Restlöchern vor der Flutung auf. Differenzen unter -1 \% finden sich vor allem in Döbern im Jahr 2000. Ebenso wie bei den anderen Parametern sind auch hier in manchen Seen Strukturen sichtbar, wie z. B. in Mühlbeck und Döbern am 17.08.98 (Abb. 7.12 a) und im Hartsee am 10.05.01 (Abb. 7.12 b).

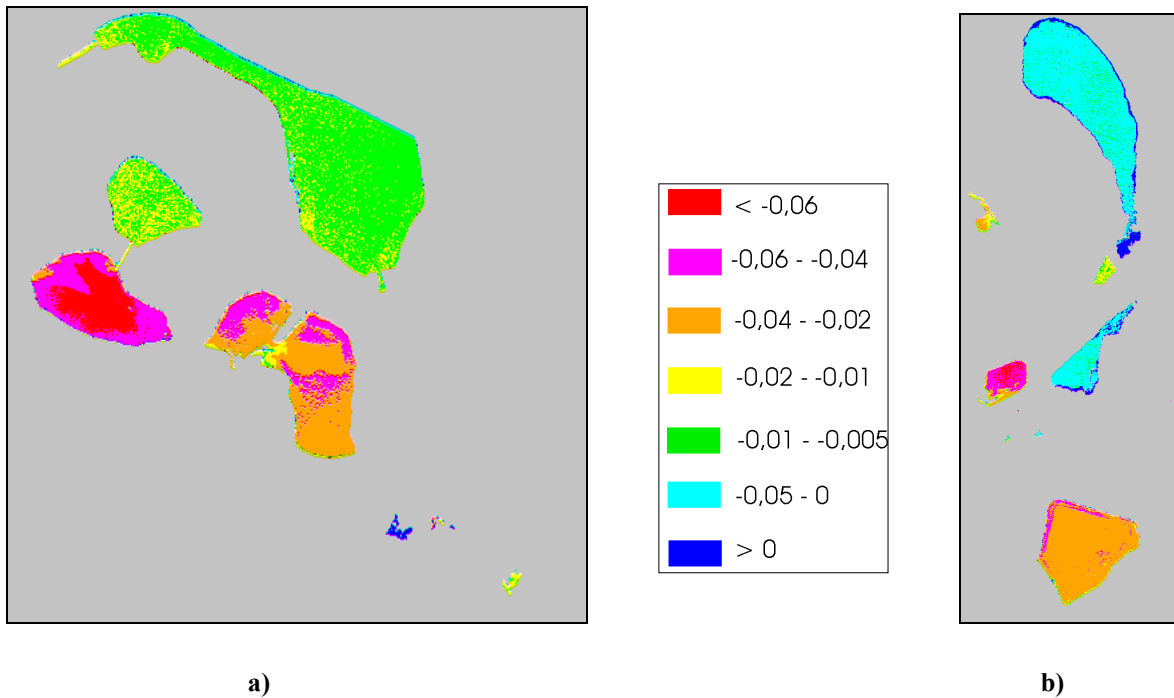


Abb. 7.11 a) Steigung $R_{\max} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] der Goitsche am 29.04.00.
b) Steigung $R_{\max} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] von Bockwitz am 25.09.00.

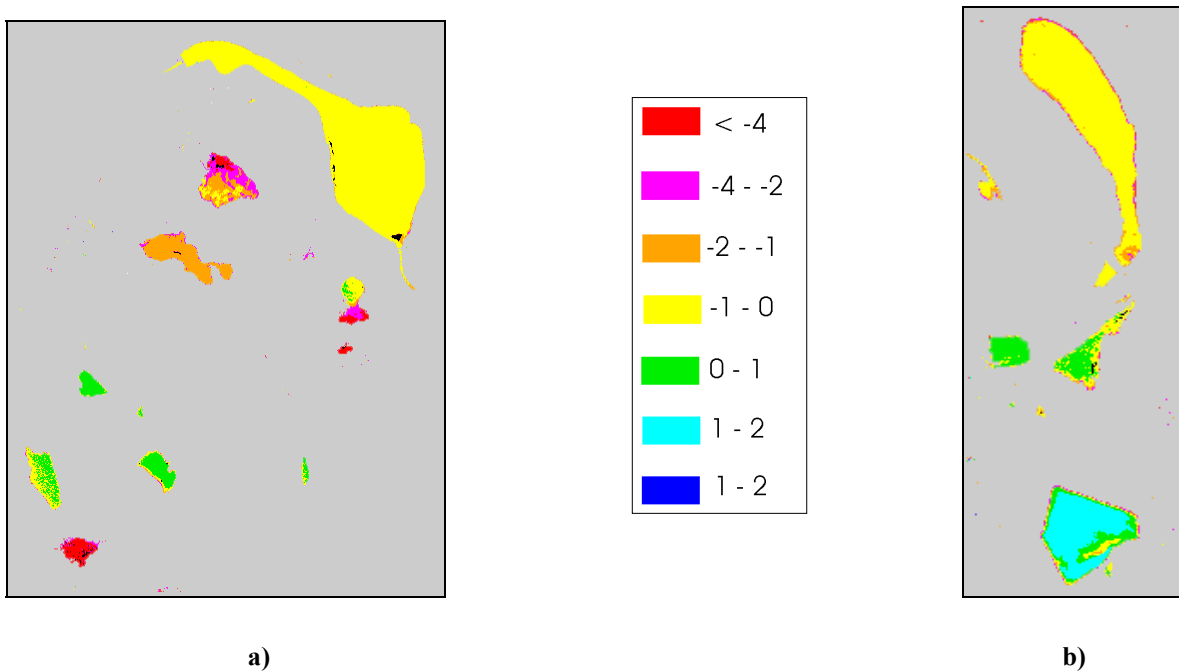


Abb. 7.12 a) Differenz $R_{489\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$ [%] der Goitsche am 17.08.98.
b) Differenz $R_{489\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$ [%] von Bockwitz am 10.05.01.

Zum Vergleich der berechneten Stadieneinteilung mit den durch die optischen und limnologischen Eigenschaften bestimmten Stadien wurde in den Abbildungen VII.n und o der Anlage den Seen das Stadium, welches durch die Beprobungen ermittelt wurde, mit Hilfe der Farbgebung aus

Tab. 7.1 zugeordnet. Entsprechend den Abgrenzungen in der Tab. VII.a der Anlage wurde die erste Variante des IDL-Programms gestartet. Ergebnis sind die Abbildungen VII.p und q der Anlage. In der Tabelle VII.f der Anlage sind die verschiedenen Stadieneinteilungen (Felddaten, 1. Variante u.s.w.) gegenübergestellt. So stimmt nach der 1. Variante das Stadium von 65 % der Gewässer mit dem Stadium der Felddaten überein, 12 % sind unklassifiziert und 29 % sind fehlklassifiziert. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Felddaten maximal zwei Punkte im Gewässer repräsentieren und so nicht die ganze Spannweite der Gewässer erfasst wurde. Auffällig ist außerdem, dass die meisten Fehlzusweisungen bei Befliegungen mit einer schlechten Qualität (Tab. VII.b der Anlage) auftreten, wie z. B. in den Befliegungen vom 29.06.98 und 02.09.98 der Goitsche. Eine sehr gute Befliegung ohne Fehlzusweisungen ist dagegen die Befliegung vom 29.04.00.

Um die Veränderungen während der Verifizierung des IDL-Programms besser zu dokumentieren, wurden zwei Beispiele in verbesserter Auflösung ausgewählt (Abb. 7.13 a und b).

Abb. 7.13 c und d zeigen die Stadieneinteilung nach der ersten Variante des IDL-Programms.

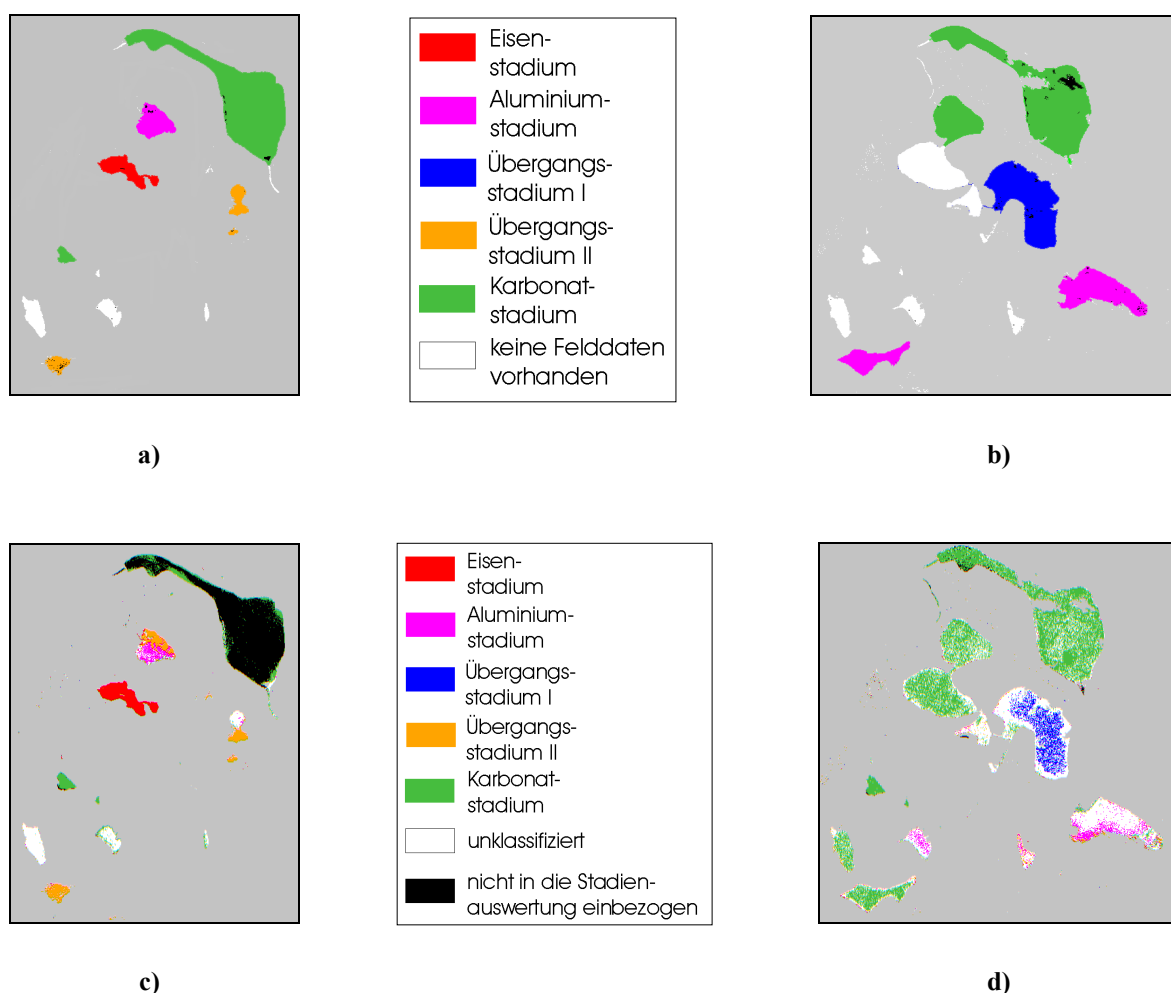


Abb. 7.13 a) **Stadieneinteilung nach den Felddaten der Goitsche am 17.08.98.**
 b) **Stadieneinteilung nach den Felddaten der Goitsche am 20.10.00.**
 c) **Stadieneinteilung nach dem ersten Durchlauf der Goitsche am 17.08.98.**
 d) **Stadieneinteilung nach dem ersten Durchlauf der Goitsche am 20.10.00.**

Der Muldestausee, Niemegk und Döbern zeigen in beiden Bildern eine gute Übereinstimmung. In Holzweißig-West am 20.10.00 sind dagegen Fehlklassifizierungen zu erkennen.

7.2.3 Zweite Variante der Stadieneinteilung

Die auftretenden Fehlzuweisungen (in Tab. VII.f rot gekennzeichnet) werden nachfolgend systematisch analysiert, um die Zuweisungsqualität zu verbessern. In Tabelle VII.c der Anlage sind dazu für die verschiedenen Kombinationen die Gewässer aufgelistet, welche Fehlpixel enthalten. Um weitere Abgrenzungen zu finden, müssen die Reflexionsspektren in den kritischen Gebieten betrachtet werden. Als erstes werden die Spektren, welche zum Karbonatstadium gehören, aber als Eisenstadium klassifiziert wurden, beobachtet (Abb. 7.14 a).

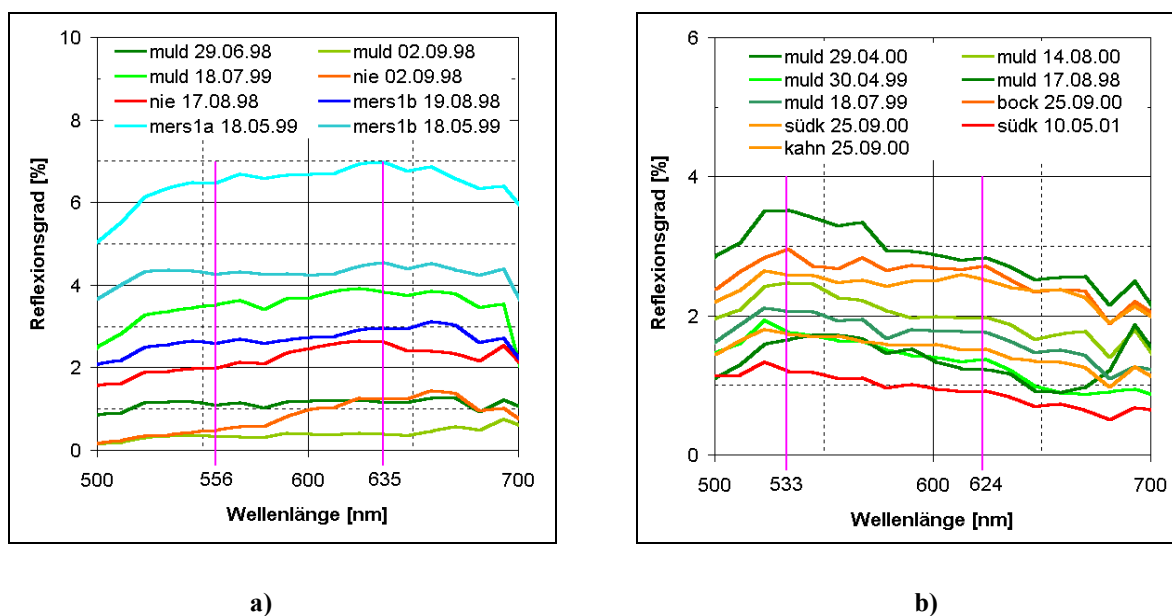


Abb. 7.14 a) Reflexionsspektren zur weiteren Parameterableitung.
b) Reflexionsspektren zur Beseitigung der Fehlklassifizierung in Kahnsdorf und Bockwitz

Als Referenz sind zwei Spektren von Niemegk eingetragen, welche zum Eisenstadium gehören. Es ist zu erkennen, dass die Differenz zwischen 556 nm und 635 nm in den Spektren des Karbonatstadiums kleiner als in denen des Eisenstadium ist. Daher wird dieser Parameter (F) zusätzlich für die Stadienklassifizierung herangezogen. Die Abbildungen VII.r und s in der Anlage zeigen besonders im Muldestausee, in Merseburg-Ost 1998 und 1999 und in Bockwitz geringe Werte um 0 %. Sehr hohe positive Werte sind in Merseburg-Ost 2000 und 2001, im Hartsee und Döbern sowie in Niemegk während der Flutung zu finden. Hohe negative Werte sind hingegen in Niemegk vor der Flutung und in Kahnsdorf 1999 und 2001 anzutreffen. Strukturen innerhalb eines Gewässer zeigt z. B. der Restsee Döbern am 02.09.98 (Abb. 7.15 a) sowie Merseburg-Ost am 19.08.98 und 18.05.99 (Abb. 7.15 b).

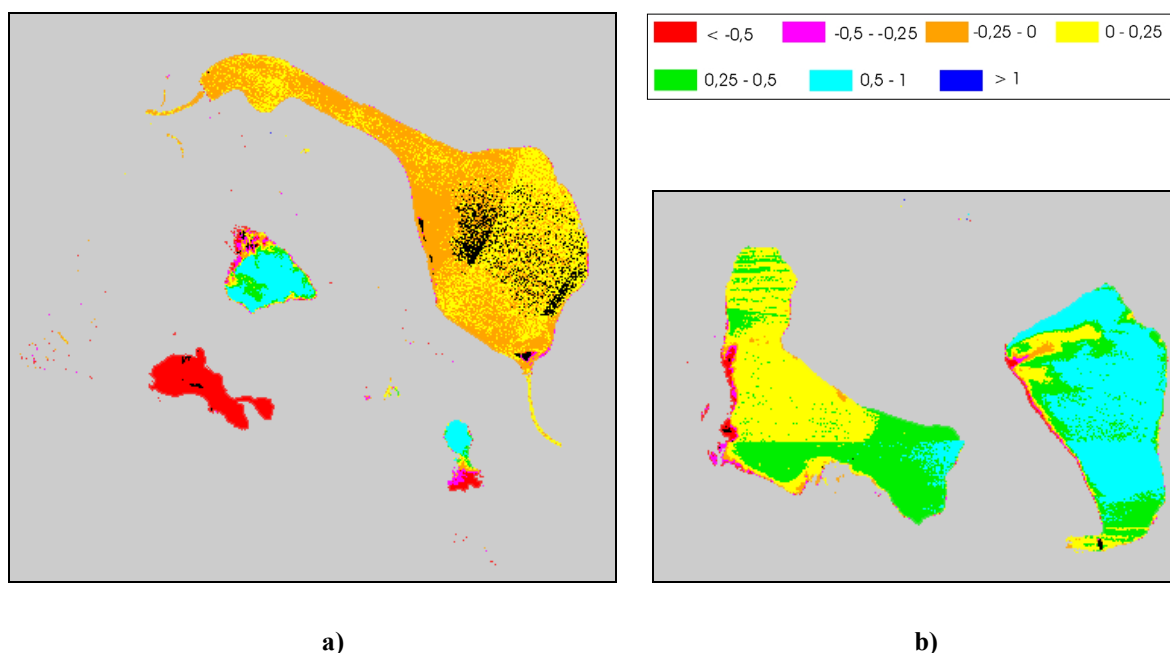


Abb. 7.15 a) Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] der Goitsche am 02.09.98.

b) Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] von Merseburg-Ost am 18.05.99.

Zur Entfernung der Fehlklassifizierungen in Kahnsdorf und Bockwitz wurden in Abb. 7.14 b diese Spektren im Vergleich zu den Spektren vom Muldestausee aufgetragen.

Es ist zu erkennen, dass die Steigung zwischen 533 nm und 624 nm bzw. der Wellenlänge des Reflexionsmaximums und 624 nm der sauren Seen geringer als die des Muldestausees ist. An den Reflexionsspektren der Abb. 7.14 a und b ist ersichtlich, dass die Unterschiede zwischen den Spektren zum Teil wenig signifikant sind.

Durch den Vergleich der verschiedenen Parameterwerte in den einzelnen Seen wurden weitere Einschränkungen vorgenommen und so die Stadienklassifizierung verbessert. In der Tab. VII.d der Anlage sind die verbesserten Abgrenzungen der Parameter abgebildet. Mit diesen Abgrenzungen wurde nun die zweite Variante des IDL-Programms gestartet. Wie aus den Abbildungen VII.t und u der Anlage ersichtlich, sind mehr als die Hälfte der Fehlklassifizierungen (nur noch 12 %) beseitigt worden. Diese Fehlpixel konnten nicht beseitigt werden, da ein Kompromiss gefunden werden musste zwischen der Fehl- bzw. der Nichtklassifizierung. Die Klassifikationsgenauigkeit konnte auf 67 % erhöht werden. Der Anteil der unklassifizierten Pixel ist von 12 % auf 24 % angestiegen (Tab. VII.f der Anlage). Auch aus den Abb. 7.16 a und b ist im Vergleich zu den Abb. 7.13 a, b, c und d die Beseitigung der Fehlpixel in Holzweißig-West und Rösa vom 20.10.00 sichtbar.

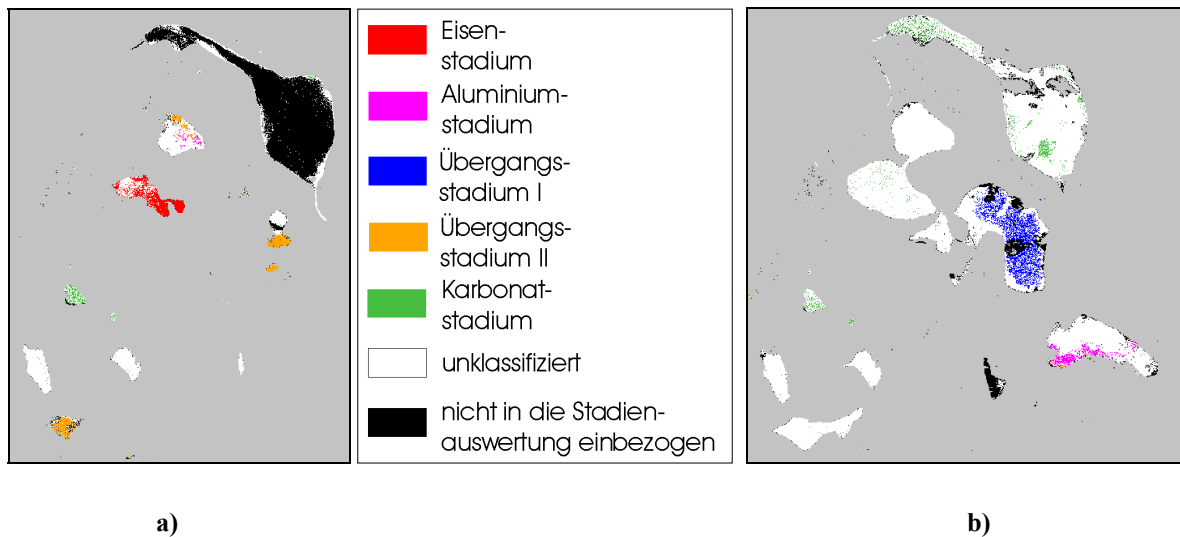


Abb. 7.16 a) Stadieneinteilung nach der zweiten Variante der Goitsche am 17.08.98.

b) Stadieneinteilung nach der zweiten Variante der Goitsche am 20.10.00.

7.2.4 Dritte Variante der Stadieneinteilung

Im dritten Schritt wurden die unklassifizierten Pixel analysiert und weitere Parameterbereiche festgelegt (Tab. VII.f der Anlage).

Die Stadienklassifizierung nach der dritten Variante der Testdatensätze ist in den Abbildungen VII.v und w der Anlage zu finden. Nach dieser Variante sind 94 % der Gewässer klassifiziert. Die auftretenden Fehlklassifizierungen von 17 % sind meist nur pixelweise vorhanden wie z. B. in Niemegk am 03.09.99, im Muldestausee am 20.09.99 oder in Holzweißig-West am 20.10.00 (Abb. 7.17 b).

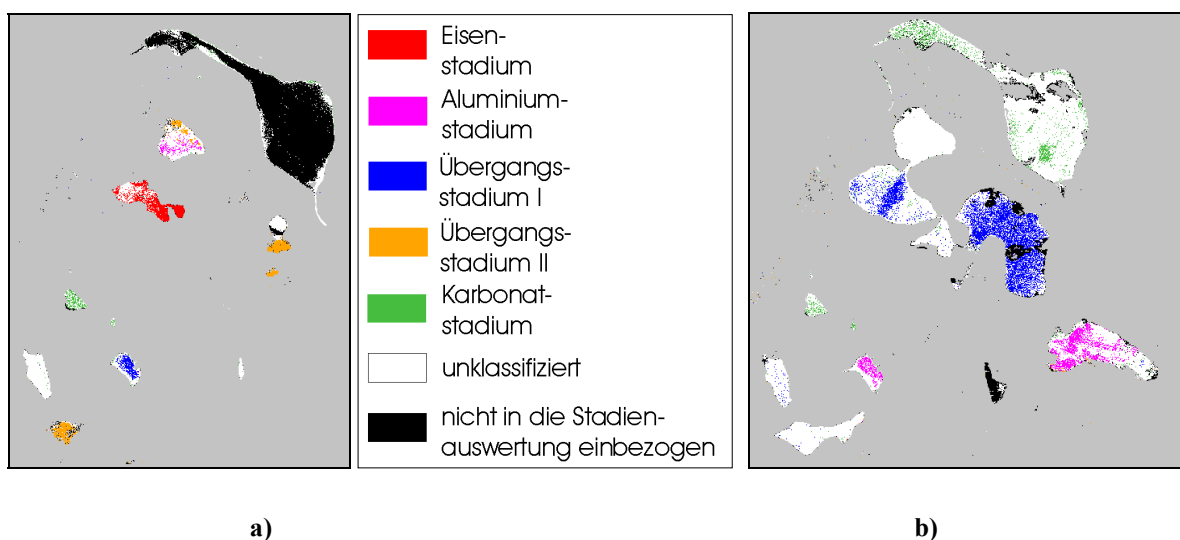


Abb. 7.17 a) Stadieneinteilung nach der dritten Variante der Goitsche am 17.08.98.

b) Stadieneinteilung nach der dritten Variante der Goitsche am 20.10.00.

Die Fehlklassifizierungen in Mühlbeck am 17.08.98 (Abb. 7.17 a) und am 30.04.99 sowie in Rösa am 14.08.00 und 19.09.00 sind auf die dort vorhandenen Flachwasserbereiche zurückzuführen. Durch den Einfluss des Seebodens wird das Reflexionssignal so erhöht, dass die Reflexionsparameter dem Übergangsstadium II entsprechen. Diese Bereiche müssen durch die Einbeziehung des Höhenmodells eliminiert werden (siehe Kapitel 9.1). Werden diese Fehlklassifizierungen nicht berücksichtigt, verringert sich der Anteil der restlichen Fehlklassifizierungen auf 12 %. Die Klassifikationsgenauigkeit ist so auf 75 % gestiegen.

7.3 Nachbearbeitung der Stadieneinteilung

Da für die Ableitung der limnologischen Parameter eine flächendeckende Stadieneinteilung notwendig ist, müssen die fehlklassifizierten sowie die unklassifizierten Pixel beseitigt werden.

Im ersten Schritt werden dazu alle isoliert auftretenden Pixel im Datensatz beseitigt. Um dies zu erreichen, wird in Form einer 5 x 5 Matrix die Umgebung jedes klassifizierten Pixels auf die Anzahl der Pixel pro Stadium untersucht und das am häufigsten auftretende Stadium berechnet. Ist die Summe der Pixel mit dem am häufigsten auftretendem Stadium größer als 3, wird dem Pixel dieses Stadium zugeordnet (Abb. 7.18). Sind in der 5 x 5 Matrix für kein Stadium mehr als 3 Pixel vorhanden, wird das Ausgangspixel als unklassifiziert ausgegeben (Abb. 7.19).

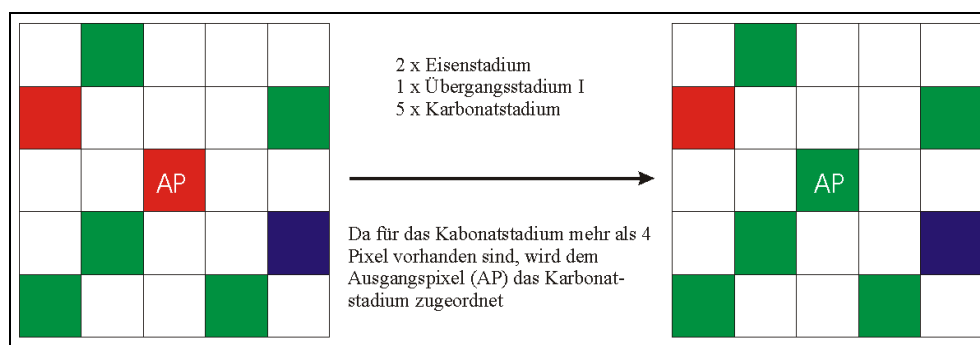


Abb. 7.18 Schematische Darstellung der Beseitigung von Einzelpixel (Resultat: AP klassifiziert).

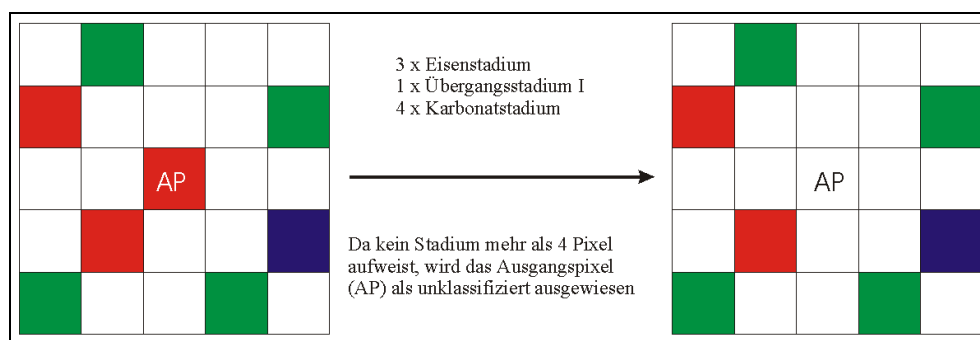


Abb. 7.19 Schematische Darstellung der Beseitigung von Einzelpixel (Resultat: AP unklassifiziert).

Der zweite Schritt ist die Beseitigung der unklassifizierten Pixel. Dazu wird ähnlich wie in Schritt 1 für jedes unklassifizierte Pixel die Umgebung in Form einer 3 x 3 Matrix auf vorhandene Stadienklassifizierungen untersucht. Sind in der Matrix klassifizierte Pixel vorhanden, wird die Anzahl pro Stadium berechnet und dem Ausgangspixel das am häufigsten vorkommende Stadium zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt nur dann, wenn ein Stadium mehr als 1 mal in der Matrix auftritt (Abb. 7.20). Dieser Vorgang wird solange wiederholt, bis kein unklassifiziertes Pixel mehr vorhanden ist.

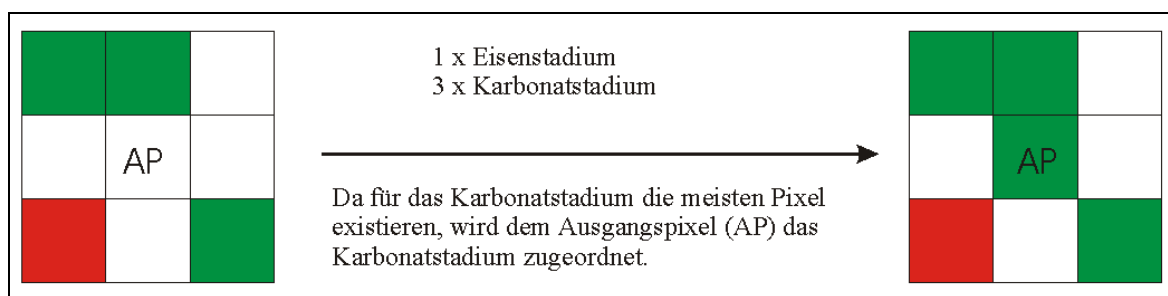


Abb. 7.20 Schematische Darstellung der Klassifizierung von unklassifizierten Pixel.

Durch diese beiden Schritte sind alle Gewässer, welche eine hohe Anzahl von klassifizierten Pixel aufwiesen, klassifiziert. Unklassifiziert bleiben jene Gewässer, welche eine geringe Anzahl von klassifizierten Pixel aufwiesen und daher bei Schritt 1 als unklassifiziert ausgewiesen wurden (Abb. 7.21 a sowie Abb. VII.x und y der Anlage). In diese erste Nachbearbeitung wurden alle Pixel miteinbezogen, auch jede die vorher aufgrund des geringen Reflexionsgrades nicht klassifiziert wurden, um das gesamte Gewässer einordnen zu können.

Um auch die nichtklassifizierten Gewässer zu klassifizieren, wird den unklassifizierten Pixel wieder die ursprüngliche Stadieneinteilung (vor der Nachbearbeitung) zugeordnet. Danach wird der oben beschriebene Schritt 1 wiederholt, mit dem Unterschied, dass das Pixel nur dann als unklassifiziert ausgewiesen wird, wenn ein Stadium weniger als 2 mal auftritt. Anschließend folgt wieder Schritt 2, um die unklassifizierten Pixel einem Stadium zuzuweisen. Um die restlichen Gewässer zu klassifizieren, werden die unklassifizierten Pixel wieder mit der ursprünglichen Stadieneinteilung überschrieben und mit Schritt 2 die unklassifizierten Pixel klassifiziert. Beispiele für die zweite bzw. dritte Nachbearbeitung sind in den Abbildungen 7.21 b sowie in den Abbildungen Abb. VII.z und aa der Anlage zu finden.

Den Gewässern, die nun noch unklassifiziert sind, konnte kein eindeutiges Stadium zugeordnet werden. Bei Verwendung der Datensätze mit der höheren Auflösung von 20 m x 20 m tritt diese Tatsache nicht mehr so stark zu Tage (vergleiche z. B. Goitsche vom 17.08.98, Abb. 7.21 a und b).

Durch die vorgestellten Nachbearbeitungen stehen nun vollständig klassifizierte Datensätze zur Verfügung. Außerdem konnten einzeln auftretende Fehlklassifizierungen wie z. B. in Niemegek 03.09.99, Muldestausee 20.09.99 oder Kahnsdorf und Bockwitz vom 25.09.00 beseitigt werden (Tab. VII.f der Anlage). Die Klassifikationsgenauigkeit wurde auf 92 % erhöht, so dass nur noch 4 Gewässer in den Testdatensätzen unklassifiziert bleiben. Falsch klassifiziert wurde Mühlbeck am

02.09.98, was wahrscheinlich auf die schlechte Datenqualität zurückzuführen ist (siehe Tab. VII.b der Anlage).

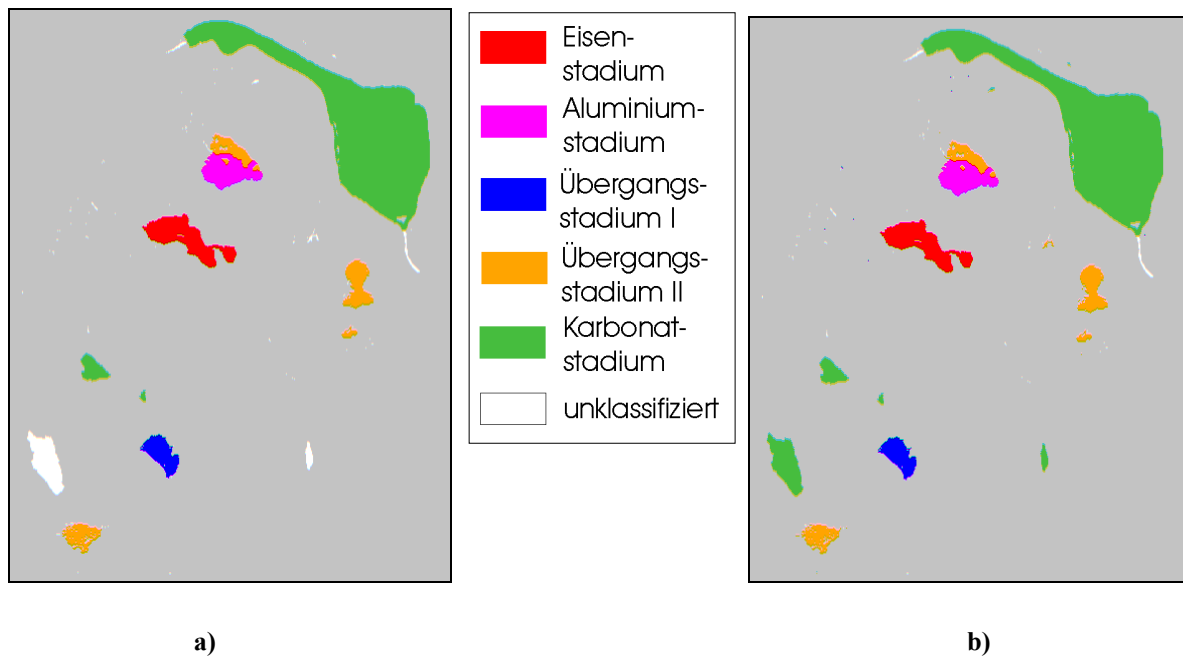


Abb. 7.21 a) Stadieneinteilung nach dem ersten Nachbearbeitungsdurchlauf (Goitsche am 17.08.98)
b) Stadieneinteilung nach dem dritten Nachbearbeitungsdurchlauf (Goitsche am 17.08.98)

7.4 Überprüfung der Stadieneinteilung

Zur Überprüfung der Stadieneinteilung dienten die *casi*-Daten der Goitsche des Jahres 2001. Es wurde wieder ein Testdatensatz angelegt, um die Daten zu überprüfen (Abb. 7.22).

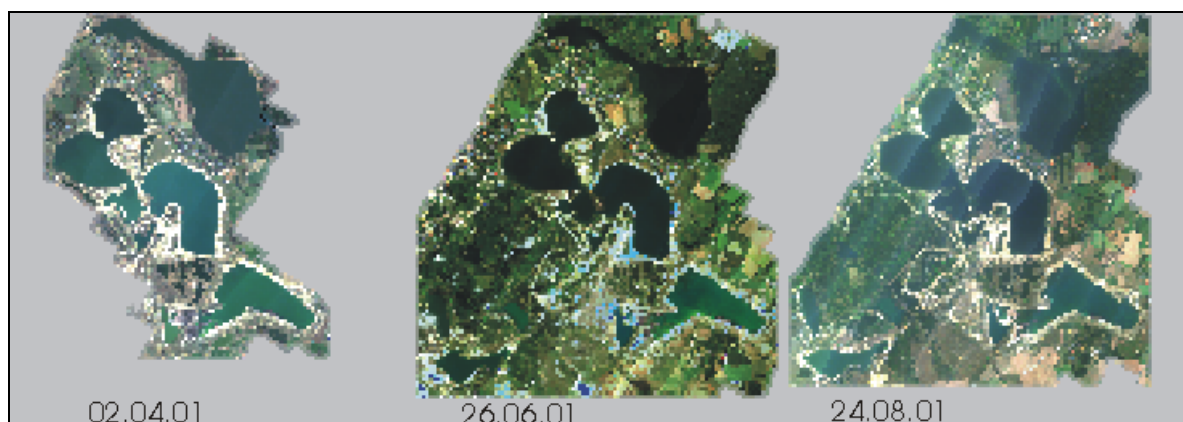


Abb. 7.22 Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes der Goitsche 2001 (100 m x 100m).

Die Qualität der Befliegungen ist dabei sehr unterschiedlich (Tab. V.b und VII.b der Anlage). Bei allen drei Befliegungen trat eine Bewölkung von 1/8 bis 2/8 Cirrus auf, so dass die Wetterbedingungen nicht optimal waren. Am 24.08.01 waren zusätzlich sehr schlechte Sichten unter 10 km anzutreffen.

Um die berechnete Stadieneinteilung überprüfen zu können, sind in Abb. VII.bb der Anlage die Stadieneinteilungen, welche anhand der Felddaten getroffen wurden, abgebildet. Die Anwendung des entwickelten Algorithmus zur Stadieneinteilung auf den Datensatz nach der dritten IDL-Variante ist in Abb. VII.cc der Anlage zu sehen, wogegen in Abb. VII.dd der Anlage die nachbearbeitete Stadieneinteilung dargestellt ist.

Sehr gute Übereinstimmungen sind beim Muldestausee, dem Bernsteinsee (Mühlbeck) sowie dem Großen See (Niemeck und Döbern) zu finden. Abweichungen stellen sich bei Holzweißig-West und Rösa ein, welches am 24.08.01 mit der schlechten Bildqualität zusammenhängt, bei den anderen Daten aber darauf zurückzuführen ist, dass sich das Stadium beider Seen im Grenzbereich zwischen Aluminiumstadium und Übergangsstadium I befindet.

Aufgrund der Überprüfung kann festgestellt werden, dass sich die Seen im Karbonatstadium und die Seen im Übergangsstadium I mit pH-Werten über 6,0 sehr gut mit der entwickelten Methode differenzieren lassen. Da für das Aluminiumstadium und das Übergangsstadium I mit pH-Werten zwischen 4,3 und 6,0 eine geringere Anzahl von Seen zur Entwicklung der Stadieneinteilung zur Verfügung stand, sind die Differenzierungen wie hier im Fall Rösa und Holzweißig-West nicht ganz eindeutig. Durch die Einbeziehung weiterer Seen könnte die Methode verbessert werden.

8 Algorithmenentwicklung zur Ableitung limnologischer Parameter aus den *casi*-Daten

Um die Wasserinhaltsstoffe Gelbstoff, Chlorophyll und Tripton aus den *casi*-Daten ableiten zu können, müssen zuerst durch die Modellierung der Reflexionsspektren anhand der optischen Eigenschaften Reflexionsparameter gefunden werden, die mit den Konzentrationen korrelieren. Dieser Prozess ist für jeden Wasserinhaltsstoff und jedes Stadium separat durchzuführen.

Die gefundenen Parameter werden auf die *casi*-Daten angewandt und mit den in situ-Konzentrationen korreliert. Um flächendeckende Verteilungen der Konzentrationen zu erhalten, werden anschließend die abgeleiteten Gleichungen auf die *casi*-Daten angewandt. Für die Korrelationen werden nur die Daten von 1998 bis 2000 der Goitsche sowie die Datensätze von Merseburg, Kahnsdorf und Bockwitz verwendet, um an den Datensätzen des Jahres 2001 der Goitsche eine Überprüfung der Algorithmen durchführen zu können.

8.1 Modellierung der Reflexionsspektren anhand der optischen Eigenschaften

Wie oben bereits erwähnt, wurden anhand der bestimmten inhärenten optischen Eigenschaften aus Kapitel 6 die Reflexionsspektren modelliert. Der zu modellierende Reflexionsgrad ist $R(0-)$, welcher über die Gleichung 4.25 mit den Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften der Wasserinhaltsstoffe (WIS) zusammenhängt. Für die Modellierung werden ideale Bewölkungsverhältnisse und ein Sonnenstand von $\Theta=0$ angenommen, so dass $C = 0,346$ (Gl. 4.28) ist. Unter Berücksichtigung der Gl. 4.26 und 4.27 ergibt sich folgende Berechnungsgrundlage:

$$R(0-) = 0,346 * \frac{b_{bW} + C_{Ph} * b_{bPh}^* + C_{Tr} * b_{bTr}^*}{b_{bW} + C_{Ph} * b_{bPh}^* + C_{Tr} * b_{bTr}^* + a_W + C_Y * a_Y^* + C_{Ph} * a_{Ph}^* + C_{Tr} * a_{Tr}^*}$$

Gl. 8.1

Die Modellierung findet für jeden Wasserinhaltsstoff in den relevanten Bereichen statt (Tab. 8.1), welche aus den in situ-Daten abgeschätzt wurden.

Um die Veränderungen in den Reflexionsspektren besser beurteilen zu können, werden nicht nur die Reflexionsspektren nach Gl. 8.1 sondern auch die Sensitivität berechnet. Mathematisch betrachtet wird die erste Ableitung einer Funktion (hier $R(0-)$) nach einer Variablen (hier C_{WIS}) als Sensitivität bezeichnet (HOOGENBOOM 1998B). Nach dem Mittelwertsatz der Differentialgleichung (BRONSTEIN & SEMENDJAJEW 1967) kann die erste Ableitung auch wie folgt geschrieben werden :

$$R'(C_{WIS}) = \frac{R(C_{WISb}) - R(C_{WISa})}{C_{WISb} - C_{WISa}} \quad C_{WISa} < C_{WIS} < C_{WISb} \quad \text{Gl. 8.2}$$

Bei Änderungen der Konzentration des Wasserinhaltsstoffes (C_{WIS}) um eine Einheit ergibt sich folgende Gleichung zur Berechnung der Sensitivität S :

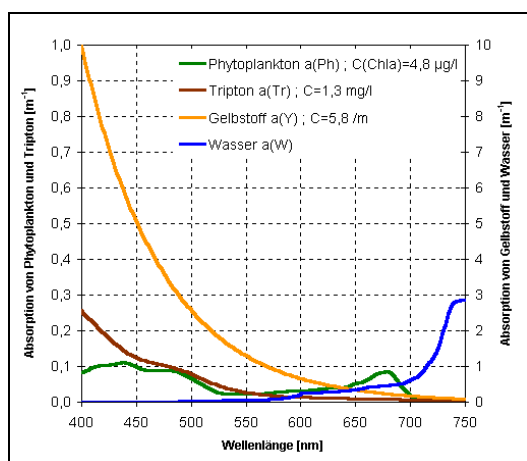
$$S = R(C_{WIS} = X + 1) - R(C_{WIS} = X) \quad \text{Gl. 8.3}$$

Tab. 8.1 Konzentrationsbereiche der WIS für die Modellierungen des Reflexionsgrads.

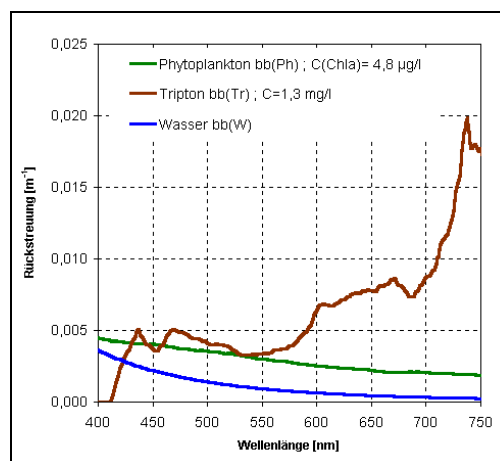
Stadium	Gelbstoff	Chlorophyll a	Tripton
Eisenstadium	1 bis 50 m^{-1} , Ø 5,8 m^{-1}	0,2 bis 50 $\mu\text{g l}^{-1}$, Ø 4,8 $\mu\text{g l}^{-1}$	0,2 bis 10 mg l^{-1} , Ø 1,3 mg l^{-1}
Aluminiumstadium	0 bis 2 m^{-1} , Ø 0,24 m^{-1}	0 bis 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ Ø 2,3 $\mu\text{g l}^{-1}$	0 bis 15 mg l^{-1} Ø 2,9 mg l^{-1}
Übergangsstadium I	0 bis 2 m^{-1} Ø 0,18 m^{-1}	0 bis 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ Ø 1,7 $\mu\text{g l}^{-1}$	0 bis 10 mg l^{-1} Ø 1,6 mg l^{-1}
Übergangsstadium II	0 bis 2 m^{-1} Ø 0,47 m^{-1}	0 bis 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ Ø 2,4 $\mu\text{g l}^{-1}$	0 bis 10 mg l^{-1} Ø 2,1 mg l^{-1}
Karbonatstadium	0 bis 10 m^{-1} Ø 0,74 m^{-1}	0 bis 150 $\mu\text{g l}^{-1}$ Ø 7,3 $\mu\text{g l}^{-1}$	0 bis 10 mg l^{-1} Ø 1,4 mg l^{-1}

8.1.1 Modellierung der Reflexionsspektren im Eisenstadium

Für das Eisenstadium werden die in Abb. 8.1 zusammengefassten inhärenten optischen Eigenschaften herangezogen.



a)



b)

Abb. 8.1 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Eisenstadiums.
b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Eisenstadiums.

In dieser Abbildung sind nicht die spezifischen Eigenschaften dargestellt, sondern die Veränderungen pro Meter Wassersäule, so dass der Einfluss der verschiedenen WIS besser erkannt werden kann. Die verwendeten Konzentrationen sind in der Abbildung angegeben und entsprechen dem auftretenden Mittelwert (Tab. 8.1). Es ist festzustellen, dass der Gelbstoff die größten Absorptionen und das Tripton die größten Rückstreuungen im Wasser hervorrufen.

Modellierungen für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen

Da alle drei Wasserinhaltsstoffe das Reflexionsspektrum in unterschiedlichem Maße im gesamten Wellenlängenbereich beeinflussen, muss für die Ableitung eines WIS auch die differenzierte Auswirkung der anderen zwei WIS berücksichtigt werden. Daher werden die Reflexionsspektren bei verschiedenen Konzentrationen an Chlorophyll a und Tripton in Abhängigkeit der Gelbstoffkonzentration modelliert.

In den Abbildungen VIII.a der Anlage sind die modellierten Reflexionsspektren in Abhängigkeit der Gelbstoffkonzentration (Bereich siehe Tab. 8.1) für geringe und hohe Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen, für geringe Chlorophyll-a- und hohe Triptonkonzentrationen sowie für hohe Chlorophyll-a- und geringe Triptonkonzentrationen sowie die dazugehörigen Sensitivitäten dargestellt.

Im Vergleich zu diesen Minimal- und Maximalwerten der Chlorophyll-a- und Triptonkonzentration sind in Abb. 8.2 a und b mittlere Konzentrationen für die Modellierung angenommen.

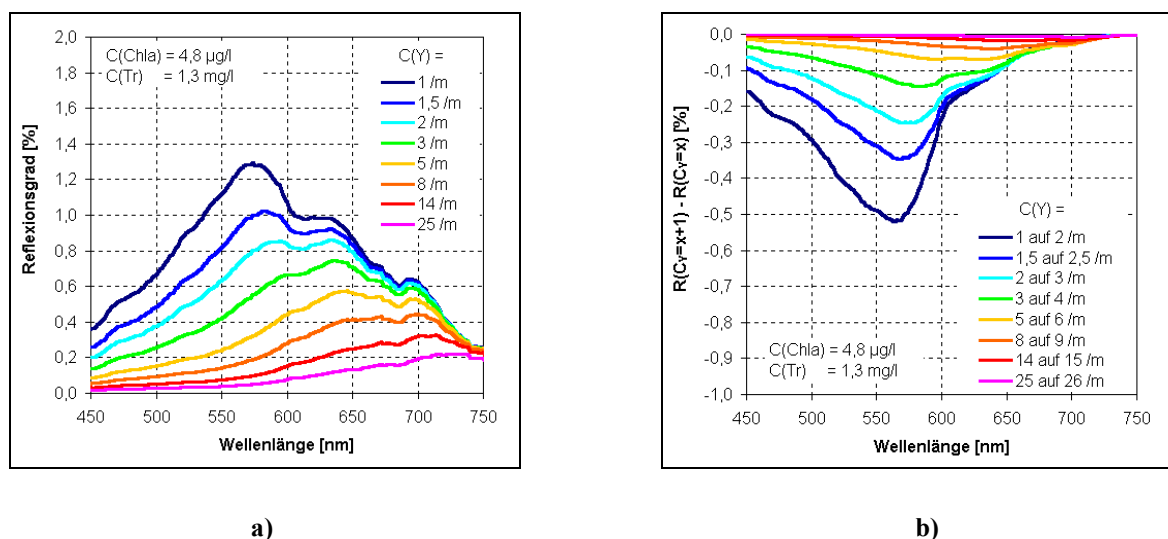


Abb. 8.2 a) **Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).**
 b) **Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).**

Aus allen modellierten Reflexionsspektren ist ersichtlich, dass das Reflexionsmaximum bei Erhöhung der Gelbstoffkonzentration in unterschiedlichem Maße sinkt und sich zu höheren Wellenlängen verschiebt, welches mit den Feldmessungen konform geht. Die Reflexionsmaxima

bewegen sich in einem Wellenlängenbereich von 560 nm bis 738 nm von 0,03 % bis 4,5 %. Die Analyse der Sensitivitäten ergibt, dass mit steigender Gelbstoffkonzentration die Sensitivität des Reflexionsgrades rapide abnimmt. Die höchsten Sensitivitäten von bis zu 1 % sind bei geringen Chlorophyll-a- und hohen Triptonkonzentrationen zu beobachten. Die Wellenlänge der höchsten Sensitivität schwankt zwischen 544 nm und 584 nm. Für mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen liegt die höchste Sensitivität bei 566 nm. Diese Wellenlänge soll daher getestet werden, um die Gelbstoffkonzentrationen abzuleiten.

Da die Konzentrationen aus den *casi*-Spektren abzuleiten sind, werden ebenso wie bei den Reflexionsparametern zur Stadieneinteilung Differenzen von Reflexionsgraden bevorzugt. Werden die optischen Eigenschaften des Eisenstadiums in Abb. 8.1 betrachtet, erscheint es ebenfalls günstig, eine Wellenlänge in der Nähe von 566 nm zu nehmen, um den Einfluss der Chlorophyll-a- und Triptonanteile zu minimieren. Es wurden verschiedene Wellenlängen getestet und mit den *casi*-Daten verglichen. Die besten Übereinstimmungen ergeben sich bei einer Differenz von $(R_{568\text{nm}} - R_{490\text{nm}})$. Der Reflexionsgrad bei 490 nm wurde wie auch schon bei der Stadieneinteilung als Anfangspunkt für die Auswertung der Spektren verwendet. Aus Abb. 8.3 a ist ersichtlich, dass sich für die verschiedenen Modellierungen unterschiedliche Korrelationskurven ergeben. Dies muss bei der Auswertung der *casi*-Daten berücksichtigt werden, wenn sehr große Unterschiede in den Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen auftreten. Werden die *casi*-Daten nach ihrem Herkunftsort aufgelöst (Abb. 8.3 b), ist eine Zweiteilung zu erkennen.

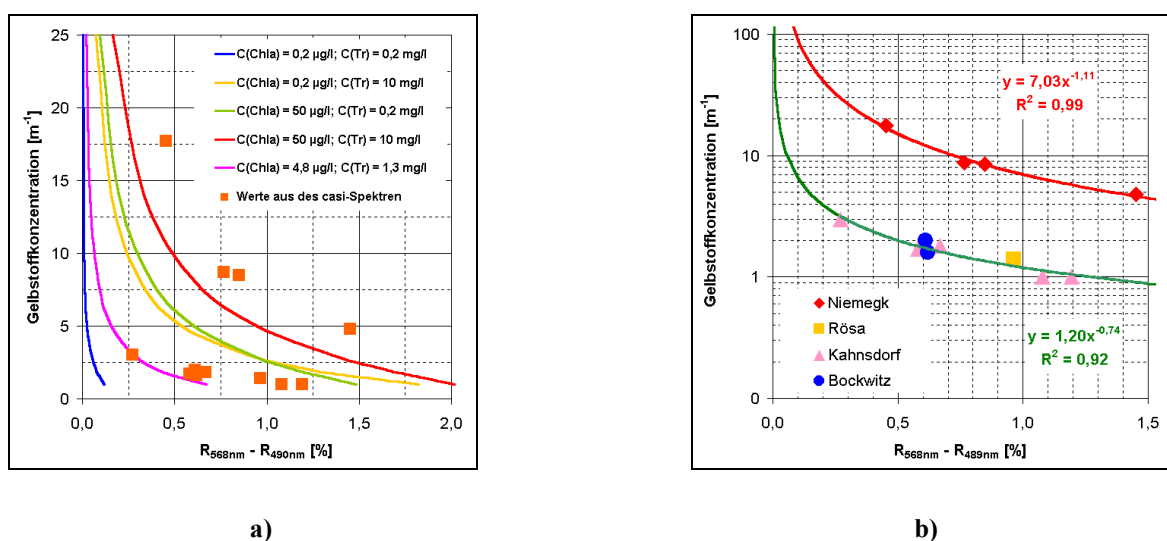


Abb. 8.3 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und $(R_{568\text{nm}} - R_{490\text{nm}})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Eisenstadium.

b) Abhängigkeit von $(R_{568\text{nm}} - R_{489\text{nm}})$ von der Gelbstoffkonzentration im Eisenstadium.

Einerseits korrelieren die Daten der Restlöcher Rösa, Kahnsdorf und Bockwitz und andererseits die Daten des Restsees Niemegek sehr gut miteinander. Diese Zweiteilung ist identisch mit der Zweiteilung aus Kapitel 6.3.2., wo sich die Daten des Restlochs Niemegek durch DOC-Konzentrationen über 2 mg l^{-1} auszeichneten und nur bei den Restseen mit DOC-Konzentration

unter 2 mg l^{-1} eine Abhängigkeit der Gelbstoffkonzentration mit der Eisenionenkonzentration auftrat.

Modellierungen für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen

Ebenso wie bei der Modellierung der Reflexionsspektren für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen wurden nun die Reflexionsspektren für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Eisenstadium modelliert. In den Abbildungen VIII.b der Anlage sind dazu die Reflexionsspektren für geringe und hohe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen sowie die dazugehörigen Sensitivitäten abgebildet. Die Modellierungen für die mittleren Konzentrationen sind in Abb. 8.4 dargestellt.

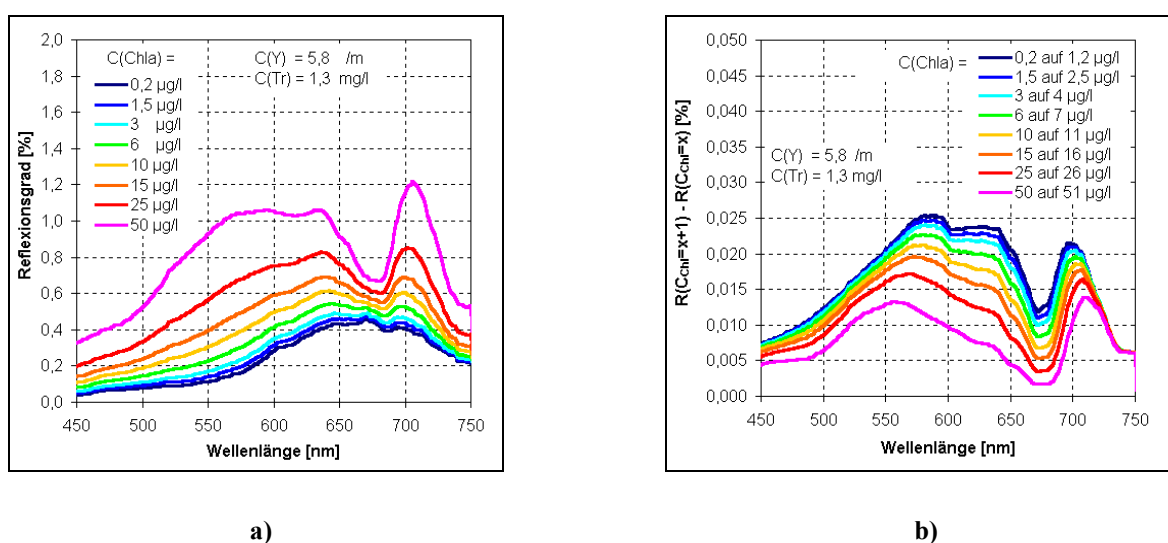


Abb. 8.4 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).

Aus den Abbildungen geht hervor, dass bei geringen Triptonkonzentrationen der Reflexionsgrad mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration im gesamten Wellenlängenbereich zunimmt. Bei hohen Triptonkonzentrationen und geringen Gelbstoffkonzentrationen steigt der Reflexionsgrad mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration bis 574 nm an, fällt dann aufgrund der steigenden Phytoplanktonabsorption (Abb. 8.1) im Bereich bis 700 nm ab, um dann ab 700 nm wieder anzusteigen. Auch bei hoher Gelbstoffkonzentration ist diese Tatsache in geringem Maße zu beobachten. Bei hoher Tripton- und geringer Gelbstoffkonzentration verschiebt sich mit der Erhöhung der Chlorophyll-a-Konzentration außerdem das Reflexionsmaximum in den gelbgrünen Wellenlängenbereich. Die Reflexionsmaxima bewegen sich ebenfalls in einem Wellenlängenbereich von 560 nm bis 738 nm von 0,03 % bis 4,5 %.

Die höchsten Sensitivitäten schwanken zwischen 0,009 % bis 0,14 % im Bereich von 570 nm bis 712 nm und treten bei den geringsten Chlorophyll-a-Konzentrationen auf. Werden die optischen Eigenschaften des Eisenstadiums betrachtet (Abb. 8.1), ist der Bereich von 650 nm bis 700 nm für

die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration aufgrund der hohen Chlorophyll-a-Absorption prädestiniert, welches auch aus der Literatur bekannt ist (Tab. III.c der Anlage).

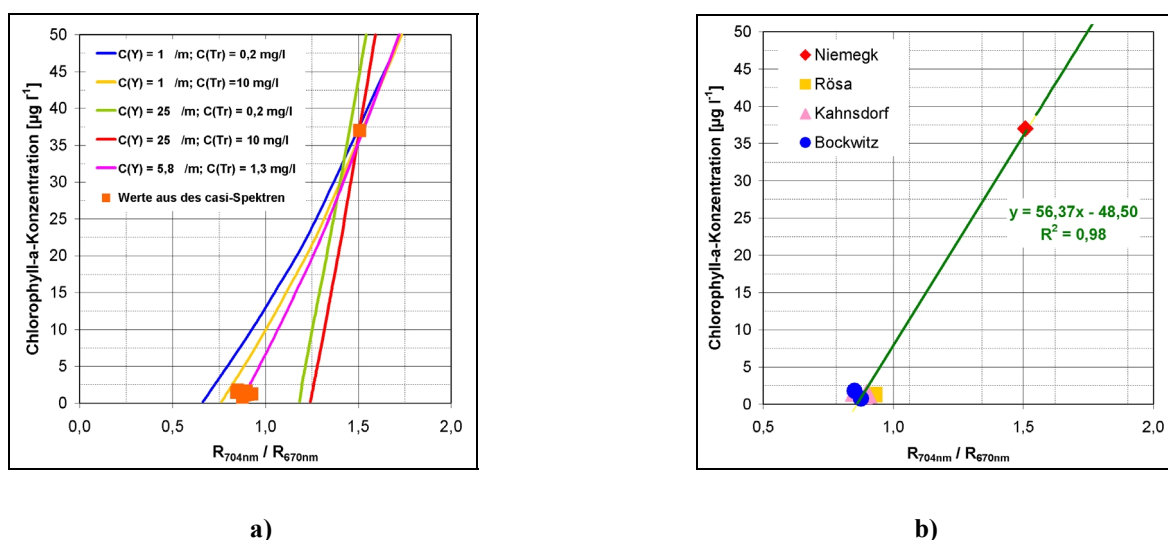


Abb. 8.5 a) **Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Eisenstadium.**
 b) **Abhängigkeit von (R_{704nm} / R_{670nm}) von der Chlorophyll-a-Konzentration im Eisenstadium.**

Für die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration soll daher das erprobte Verhältnis R_{704nm} / R_{670nm} verwendet werden. Der Bereich der Chlorophyll-a-Absorption um 443 nm kann nicht genutzt werden, da in diesem Bereich einerseits die *casi*-Daten aufgrund des zu hohen Fehlers nicht verwendet werden können, andererseits die Absorptionen des Gelbstoffes und des Triptons die Chlorophyll-a-Absorption zu stark überlagern. In Abb. 8.5 a sind die fünf Korrelationskurven für die verschiedenen Konzentrationsbereiche von Gelbstoff und Tripton im Vergleich zu den *casi*-Daten dargestellt, welche sehr gut im Bereich der Modellierungen liegen. Zwischen den *casi*-Daten ist ebenfalls eine sehr gute Korrelation gegeben, da in den höheren Konzentrationsbereichen nur eine Konzentration zur Verfügung stand (Abb. 8.5 b).

Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen

Wie bei den zuvor beschriebenen Konzentrationsbereichen wurden auch die Reflexionsspektren und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen modelliert. In der Anlage sind dazu die Abbildungen VIII.c für verschiedene Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen zu finden. Für die mittleren Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen sind die modellierten Reflexionsspektren und die dazugehörigen Sensitivitäten in Abb. 8.6 dargestellt.

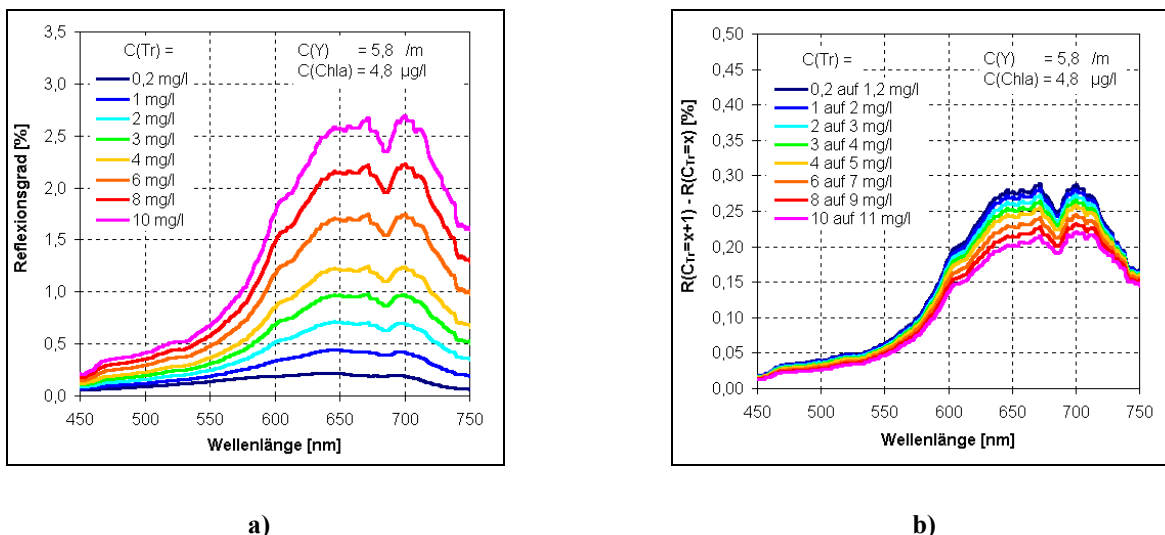


Abb. 8.6 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).

In allen Modellierungen ist eine Erhöhung des Reflexionsgrades mit ansteigender Triptonkonzentration zu verzeichnen. Die Reflexionsmaxima bewegen sich ebenfalls in einem Wellenlängenbereich von 560 nm bis 738 nm von 0,03 % bis 4,5 %. Die höchsten Sensitivitäten bis 0,6 % sind bei geringen Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen zu beobachten. Die geringsten Sensitivitätsmaxima treten dagegen bei hohen Gelbstoffkonzentrationen auf.

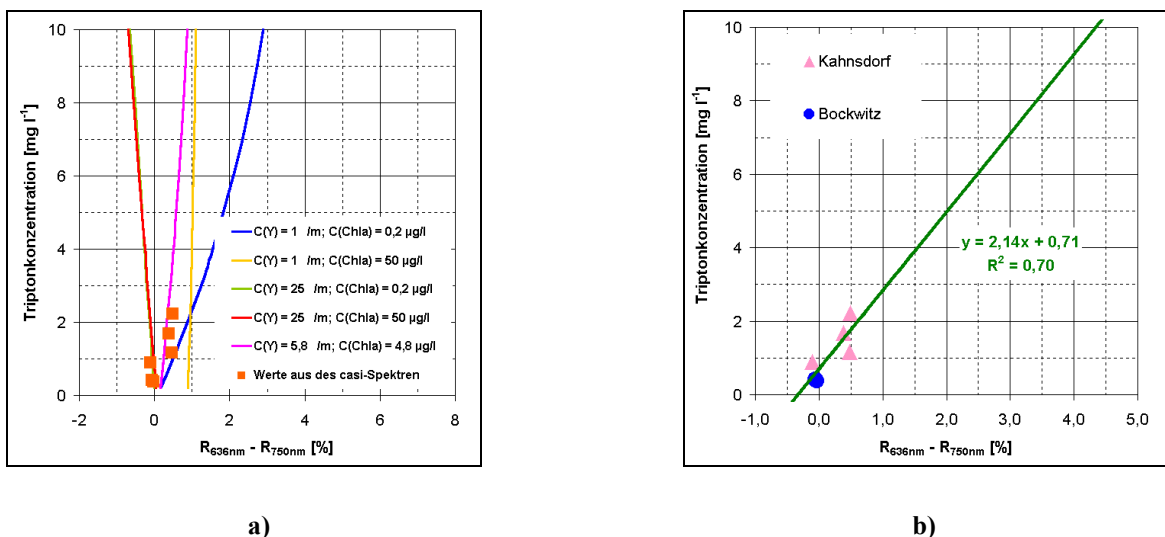


Abb. 8.7 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{636nm} - R_{750nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Eisenstadium.
 b) Abhängigkeit von $(R_{636nm} - R_{750nm})$ von der Triptonkonzentration im Eisenstadium.

Die Wellenlängen der Sensitivitätsmaxima schwanken im Bereich von 596 nm bis 738 nm. Für die Ableitung der Triptonkonzentration wird die Differenz zwischen $R_{636\text{nm}}$ und $R_{750\text{nm}}$ verwendet, da dort hohe Sensitivitäten auftreten und die Absorption aller WIS gering, die Rückstreuung des Triptons (Abb. 8.1) aber hoch ist. Die verschiedenen Korrelationskurven für die Konzentrationsbereiche von Gelbstoff und Chlorophyll a sind in Abb. 8.7 a dargestellt. Dazugehörige *casi*-Daten lagen nur im unteren Konzentrationsbereich von den Restseen Kahnsdorf und Bockwitz vor, so dass die Korrelationskurve aus Abb. 8.7 b nur bis 3 mg l^{-1} abgesichert ist.

8.1.2 Modellierung der Reflexionsspektren im Aluminiumstadium

Für die Modellierungen im Aluminiumstadium wurden die in Abb. 8.8 dargestellten Absorptionen und Rückstreuungen verwendet. Für mittlere Konzentrationen haben alle drei WIS einen ähnlichen Einfluss bei der Absorption, wogegen die Rückstreuung des Triptons mehr als das zehnfache höher ist als die Rückstreuung des Phytoplanktons. Wie beim Eisenstadium werden mit diesen optischen Eigenschaften die Modellierungen für alle drei WIS durchgeführt.

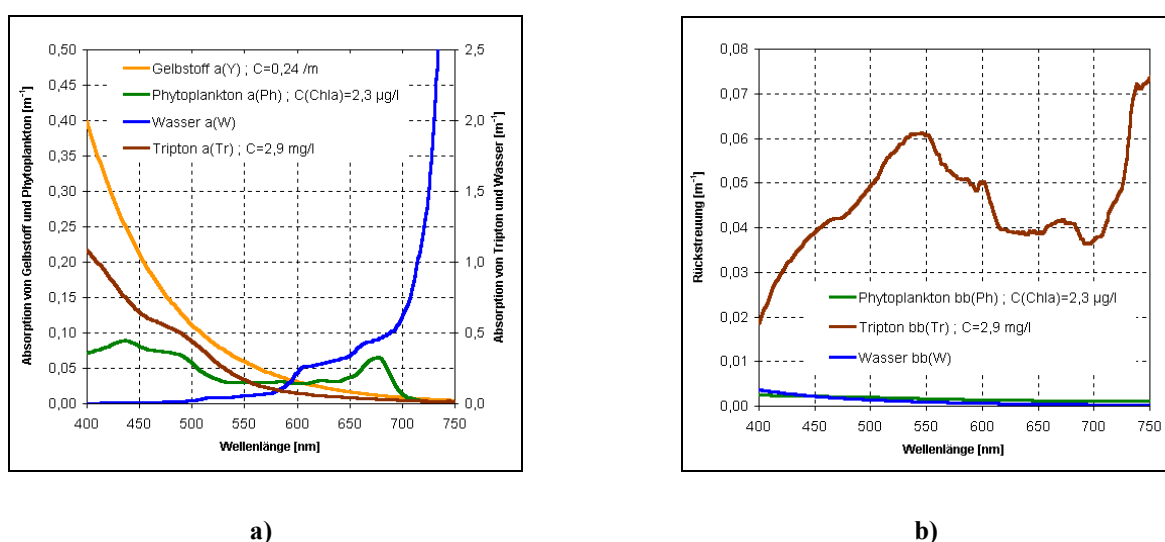


Abb. 8.8 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Aluminiumstadiums.
b) Rückstreuereigenschaften der verschiedenen WIS des Aluminiumstadiums.

Modellierungen für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen

Die Modellierungen der Reflexionsgrade für verschiedene Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen sowie die dazu gehörigen Sensitivitäten sind in den Abbildungen VIII.d der Anlage dargestellt. In der Abb. 8.9 sind die Modellierungen für mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen bei Variation der Gelbstoffkonzentration gezeigt.

Genau wie bei den Modellierungen des Eisenstadiums sinkt der Reflexionsgrad mit steigender Gelbstoffkonzentration. Die Reflexionsmaxima weisen Werte von 0,4 % bis 12 % im Bereich von

540 nm bis 600 nm auf. Die höchsten Sensitivitäten liegen zwischen 1 % und 1,8 % im Bereich von 530 nm bis 578 nm.

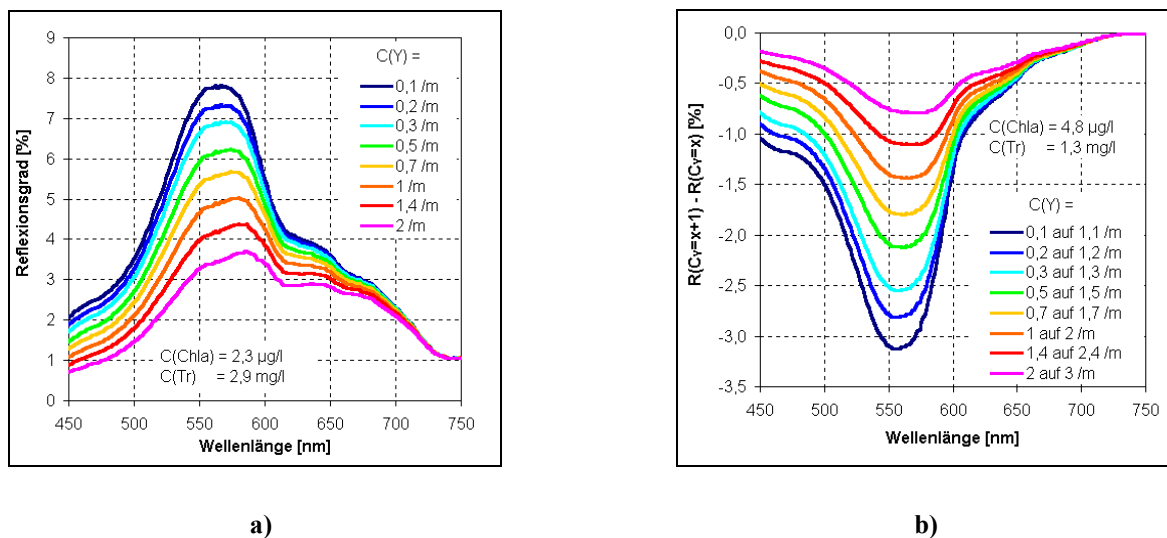


Abb. 8.9 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).

Um die Gelbstoffkonzentration abzuleiten, wurden verschiedene Parameter getestet. In Abb. 8.10 a ist der Parameter aus dem Eisenstadium ($R_{566nm} - R_{490nm}$) abgebildet.

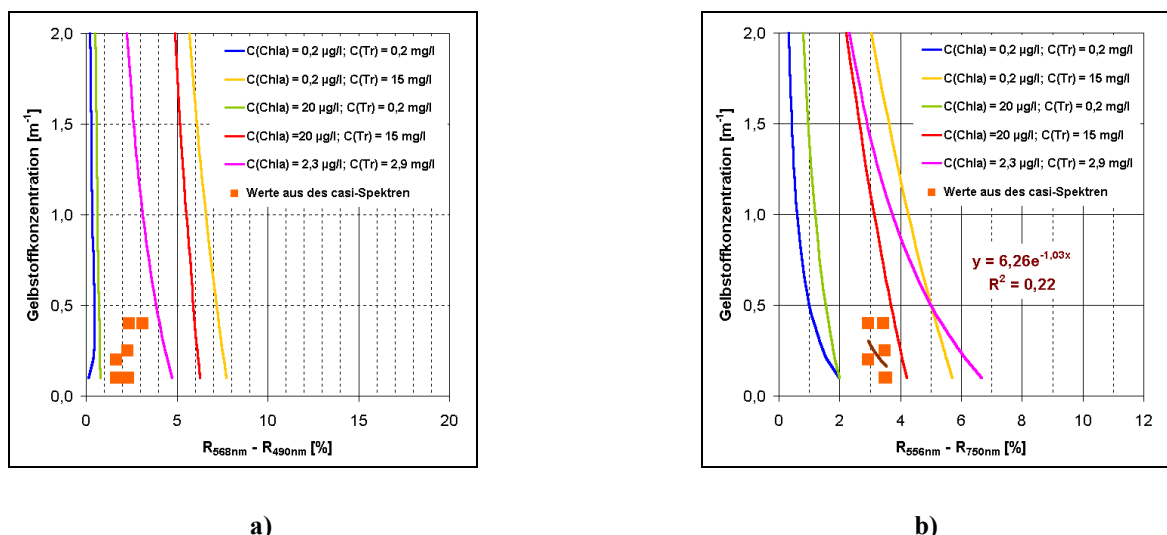


Abb. 8.10 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{566nm} - R_{490nm}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Aluminiumstadium.
 b) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{566nm} - R_{750nm}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Aluminiumstadium.

Es ist zu erkennen, dass die modellierten Konzentrationskurven keinerlei Abhängigkeit von der Gelbstoffkonzentration aufweisen. Eine geringe Abhängigkeit der Korrelationskurven von der Gelbstoffkonzentration ist in Abb. 8.10 b gegeben. Der Parameter ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) wurde verwendet, da bei 556 nm im Mittel die höchsten Sensitivitäten auftraten. Die Wellenlänge bei 750 nm wird als Referenzwellenlänge genutzt, da alle WIS einen geringen Einfluss auf das Reflexionssignal haben. Eine Abhängigkeit der *casi*-Daten untereinander ist nicht gegeben ($R^2 = 0,22$), da die Werte zu gering sind. Die Gleichung aus Abb. 8.10 b wird jedoch verwendet, da für die Auswertung der Gelbstoffkonzentration in den *casi*-Daten eine Gleichung notwendig ist. Die geringe Korrelation wird durch die Festlegung der Konzentrationsbereiche (siehe zusammenfassendes Kapitel 8.3) kompensiert.

Modellierungen für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen

Die modellierten Reflexionsspektren für unterschiedliche Konzentrationen an Gelbstoff und Tripton und die dazugehörigen Sensitivitäten sind in den Abbildungen VIII.e der Anlage dargestellt. Für die mittleren Konzentrationen (Tab. 8.1) an Gelbstoff und Tripton werden die Reflexionsspektren und Sensitivitäten in Abhängigkeit von der Chlorophyll-a-Konzentration in Abb. 8.11 gezeigt.

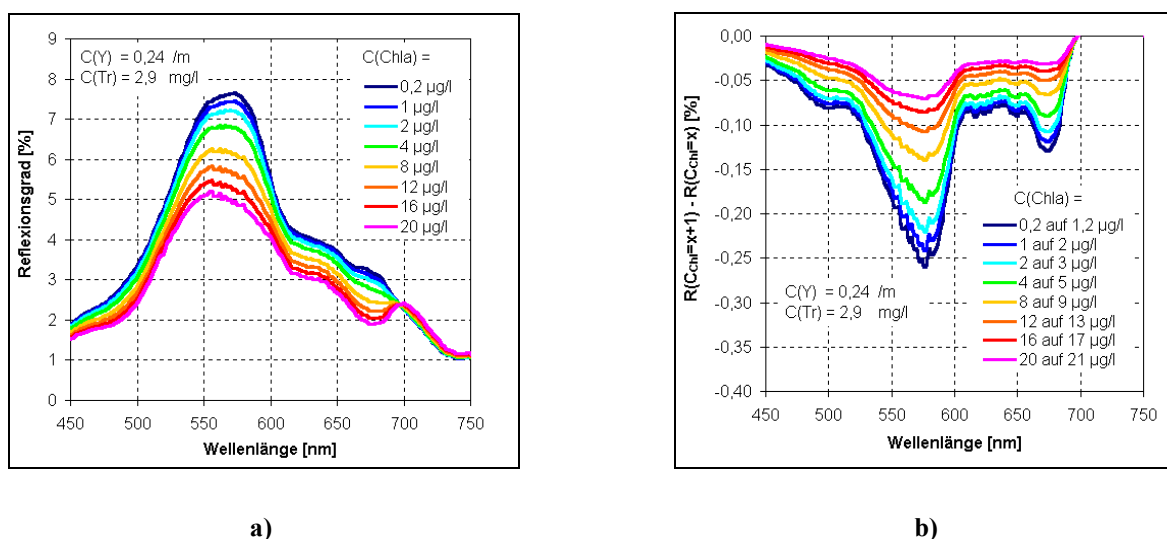


Abb. 8.11 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).

Die Reflexionsmaxima weisen Werte von 0,4 % bis 12 % im Bereich von 540 nm bis 600 nm auf. Die höchsten Sensitivitäten liegen zwischen 0,05 % und 0,3 % im Bereich von 492 nm bis 676 nm. Die Abhängigkeit des Reflexionsgrades von der Chlorophyll-a-Konzentration ist sehr unterschiedlich. Bei hohen bis mittleren Triptonkonzentrationen sinkt der Reflexionsgrad mit ansteigender Chlorophyll-a-Konzentration im gesamten Wellenlängenbereich. Bei sehr geringen Triptonkonzentrationen kommt die Streuung des Phytoplanktons zum Tragen, wodurch eine

Erhöhung des Reflexionsgrads mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration und damit steigender Phytoplanktonmasse initiiert wird.

Auch im Aluminiumstadium wurde für die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration das Verhältnis von R_{704nm}/R_{670nm} verwendet. In der Abb. 8.12 a sind die verschiedenen modellierten Korrelationskurven für die Chlorophyll-a-Ableitung aufgetragen. Die im Aluminiumstadium vorhandenen Daten beschränken sich auf den Restsee Niemegek, so dass der abgedeckte Chlorophyll-a-Konzentrationsbereich nur bis $5 \mu\text{g l}^{-1}$ reicht. Die zu verwendende Gleichung zur Chlorophyll-a-Ableitung ergibt sich aus Abb. 8.12 b.

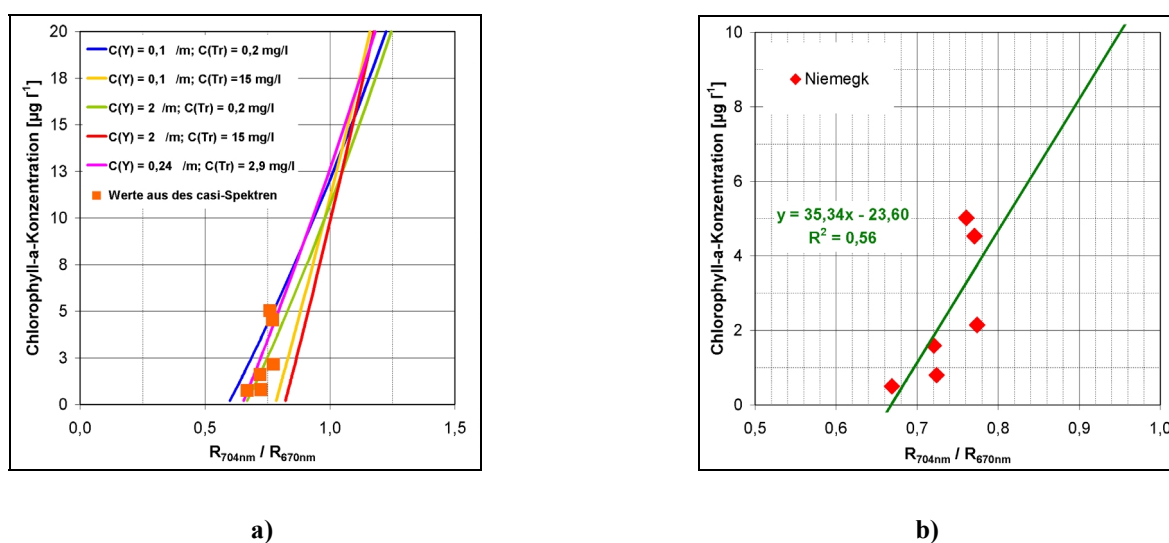


Abb. 8.12 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Aluminiumstadium.
b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Aluminiumstadium.

Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen

Die Modellierung der Reflexionsspektren und die dazugehörigen Sensitivitäten sind in den Abbildungen VIII.f der Anlage zu finden. Für die mittleren Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen sind die Reflexionsspektren und Sensitivitäten in Abb. 8.13 dargestellt.

Wie auch im Eisenstadium ist bei allen Reflexionsspektren eine Erhöhung des Reflexionsgrades mit steigender Triptonkonzentration zu verzeichnen. Die maximalen Sensitivitäten bewegen sich im Bereich von 0,9 % bis 4 % von 550 nm bis 590 nm. Die höchsten Sensitivitäten sind bei geringen Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen zu beobachten. Für die Ableitung der Triptonkonzentration wurden verschiedene Parameter im Bereich der höchsten Sensitivität von 550 nm bis 590 nm getestet.

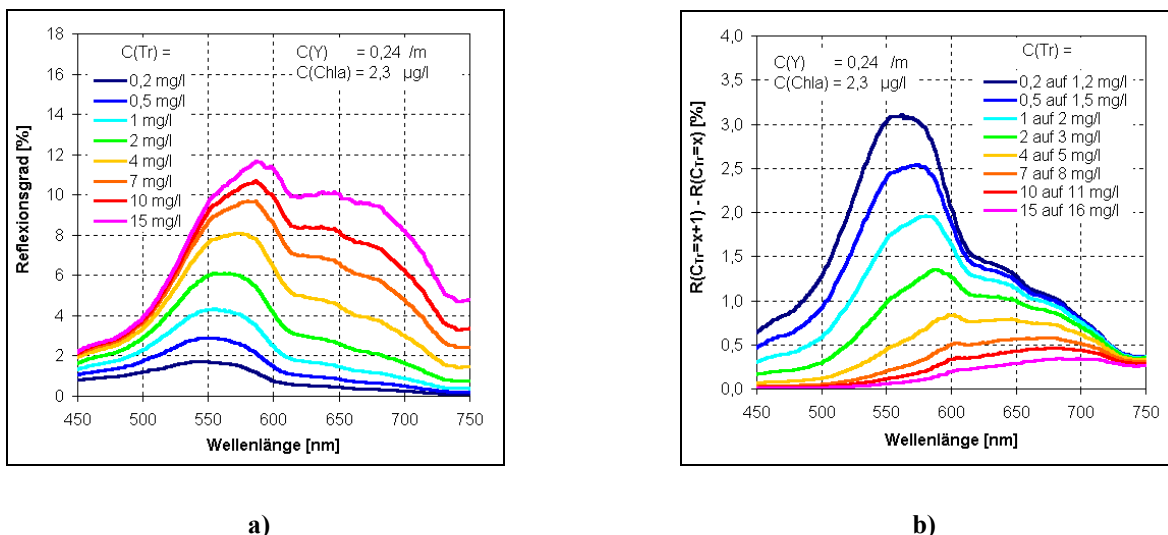


Abb. 8.13 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).

Nur durch eine Differenz von $(R_{xnm} - R_{750nm})$ konnte kein geeigneter Zusammenhang gefunden werden. In Anlehnung an ELOHEIMO ET AL. 1998 wurde daher der Reflexionsparameter $((R_{556nm} - R_{750nm}) / R_{647nm} - R_{750nm})$ abgeleitet (Abb. 8.14).

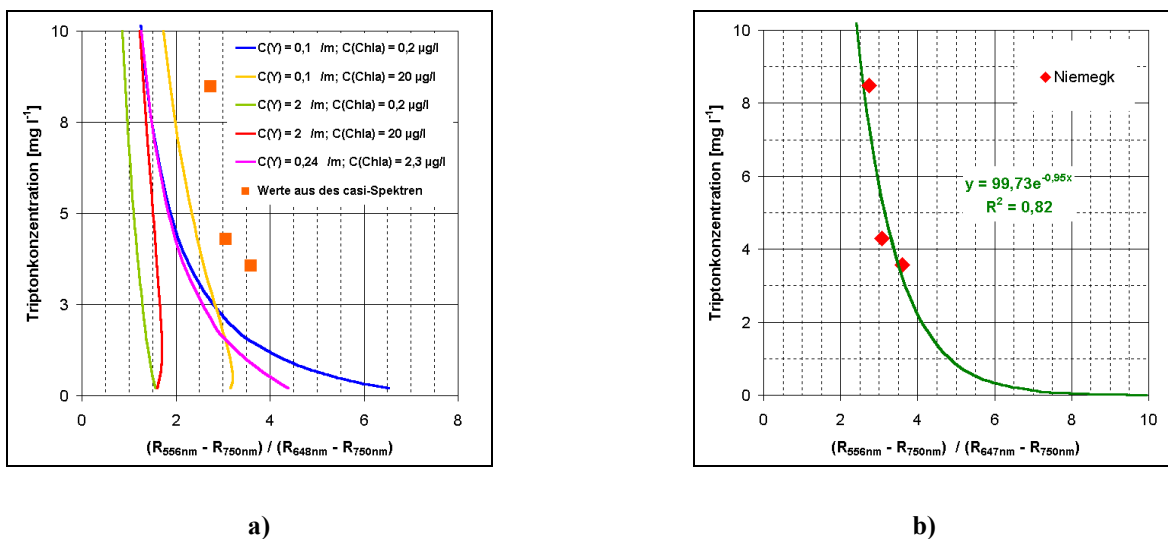


Abb. 8.14 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{648nm} - R_{750nm}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Aluminiumstadium.
 b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Aluminiumstadium.

8.1.3 Modellierung der Reflexionsspektren im Übergangsstadium I

Für Modellierungen im Übergangsstadium I werden die in Abb. 8.15 dargestellten Absorption- und Rückstreuungsspektren verwendet.

Ebenso wie im Aluminiumstadium weisen die Absorptionen von Gelbstoff und Tripton bei mittleren Konzentrationen ähnliche Werte auf. Die Absorption des Phytoplanktons hat einen etwas geringeren Einfluss als im Aluminiumstadium aufgrund der geringeren mittleren Konzentration. Die Rückstreuung des Triptons weist ebenso wie im Aluminiumstadium sehr viel höhere Werte im Vergleich zum Phytoplankton oder Wasser auf.

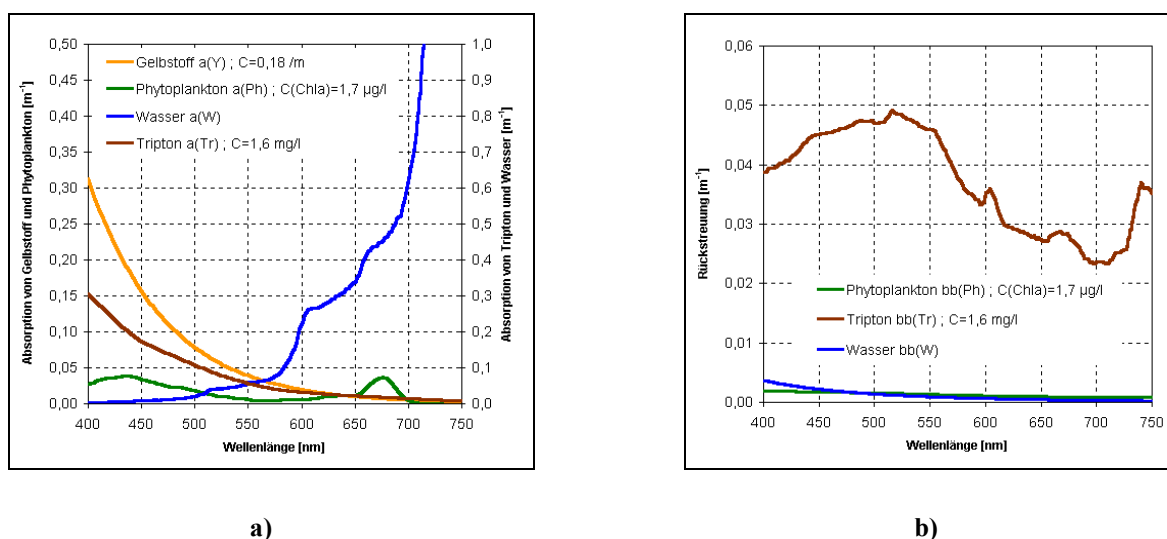


Abb. 8.15 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums I.
b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums I.

Modellierungen für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen

In den Abbildungen VIII.g der Anlage und in Abb. 8.16 sind die modellierten Reflexionsspektren für unterschiedliche Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen sowie die dazugehörigen Sensitivitäten dargestellt. Die Reflexionsmaxima schwanken zwischen 0,94 % und 14 % im Wellenlängenbereich von 500 nm bis 576 nm, die maximalen Sensitivitäten von 0,6 % bis 4,3 % von 500 nm bis 540 nm. Auch hier sinkt der Reflexionsgrad mit steigender Konzentration, wobei für mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen der stärkste Abfall zu beobachten ist.

Für die Ableitung der Gelbstoffkonzentration wurden verschiedene Reflexionsparameter in Bezug auf die maximalen Sensitivitäten und unter Berücksichtigung der Wirksamkeit der anderen WIS getestet. Es konnte kein Parameter gefunden werden, bei dem die *casi*-Daten mit der Gelbstoffkonzentration korrelieren (Abb. 8.17 a und b). Diese Tatsache ist darin begründet, dass die in situ-Gelbstoffkonzentrationen zu gering sind. Für die Auswertung der *casi*-Daten wird die Regressionsgleichung des Parameters ($R_{500nm} - R_{624nm}$) für mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen verwendet (Abb. 8.17 b).

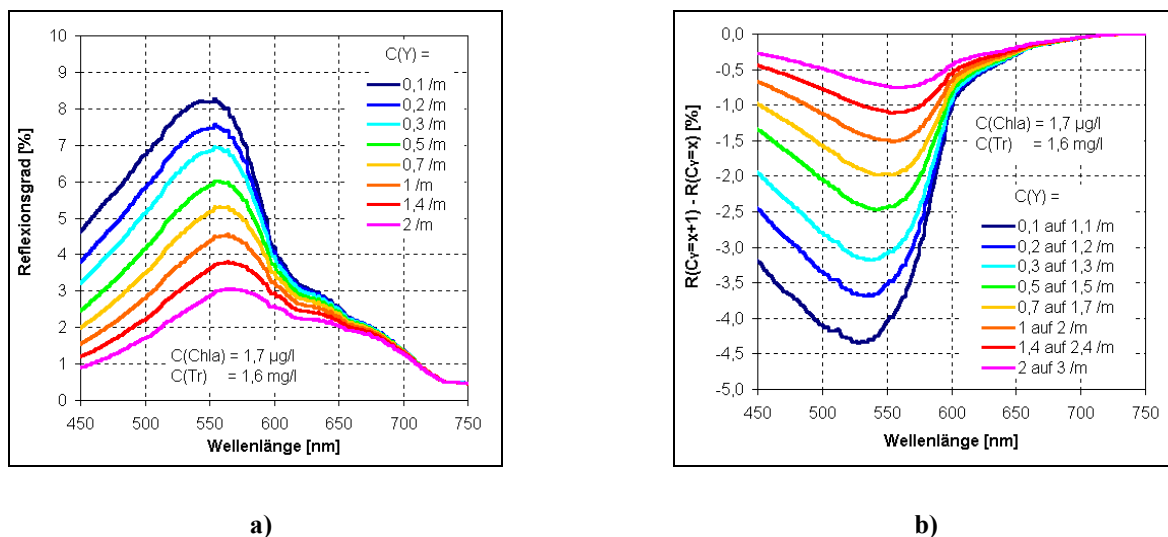


Abb. 8.16 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).

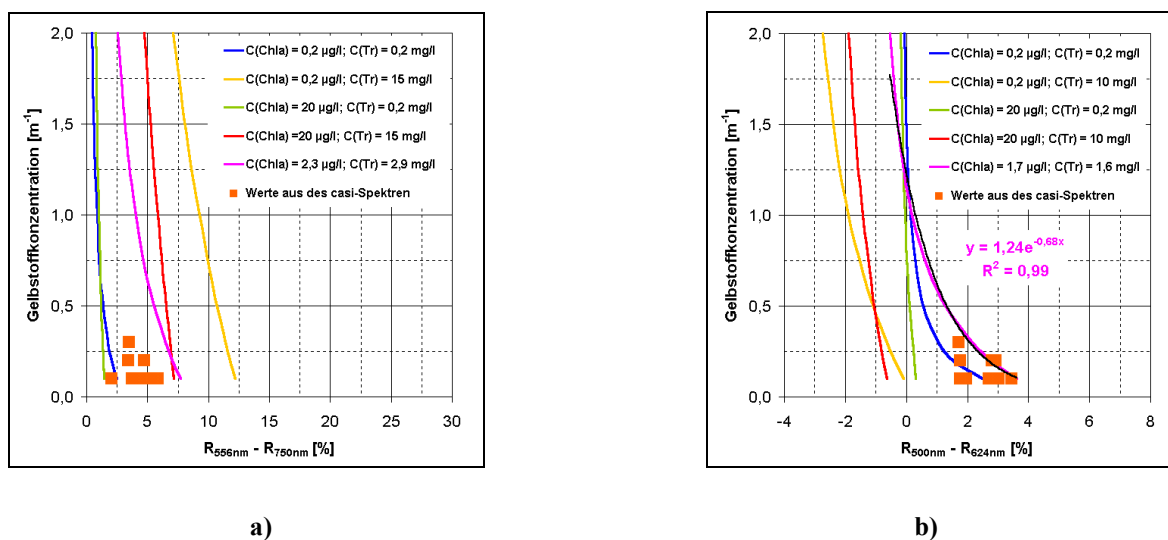


Abb. 8.17 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium I.
 b) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{500\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium I.

Modellierungen für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen

Die modellierten Reflexionsspektren und die dazugehörigen Sensitivitäten werden in den Abbildungen VIII.h der Anlage sowie in Abb. 8.18 für verschiedene Konzentrationen an Gelbstoff und Tripton gezeigt.

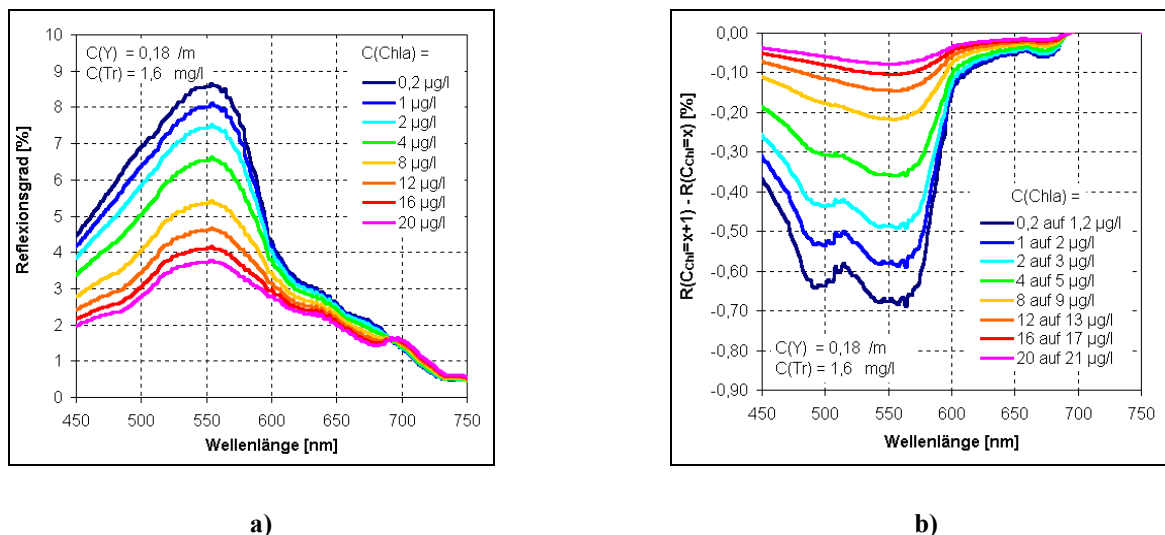
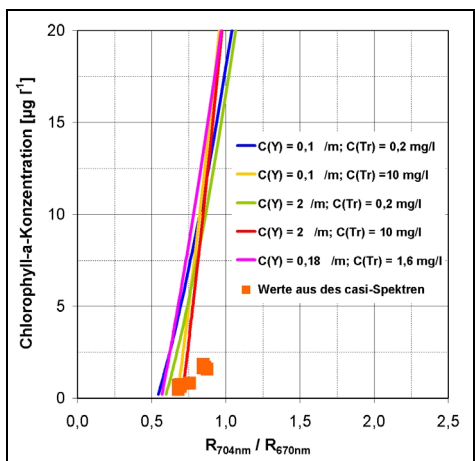


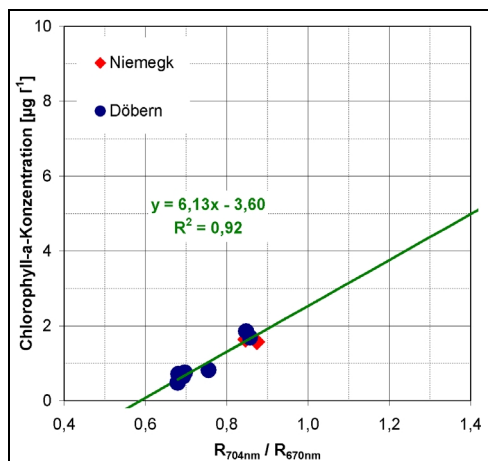
Abb. 8.18 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).

Die Reflexionsmaxima schwanken zwischen 0,94 % und 14 % im Wellenlängenbereich von 500 nm bis 576 nm, die maximalen Sensitivitäten von 0,03 % bis 0,7 % von 500 nm bis 767 nm. Wie im Aluminiumstadium sinkt der Reflexionsgrad bei mittleren bis hohen Triptonkonzentrationen mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration. Bei geringen Triptonkonzentrationen dagegen steigt der Reflexionsgrad meist an.

Für die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration wird auch hier das Verhältnis von $R_{704\text{nm}}/R_{670\text{nm}}$ verwendet. Für den Vergleich mit den modellierten Korrelationskurven (Abb. 8.19 a) konnten *casi*-Werte aus Niemegek und Döbern genutzt werden. Diese *casi*-Werte stimmen nicht sehr gut mit den Modellierungen überein, welches ebenfalls auf die geringen Konzentrationen zurückzuführen sein könnte. Die Gleichung zur Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration im Übergangsstadium I (Abb. 8.19 b) ist daher nur bis $2 \mu\text{g l}^{-1}$ gültig.



a)

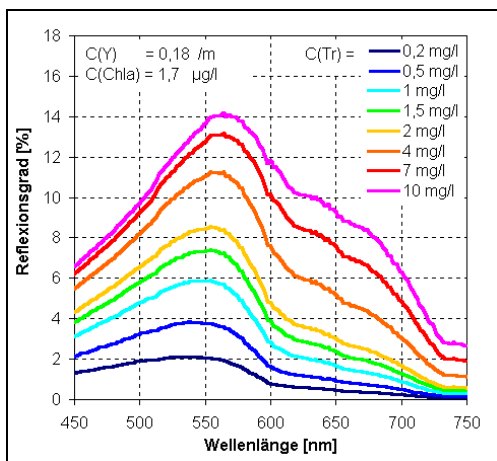


b)

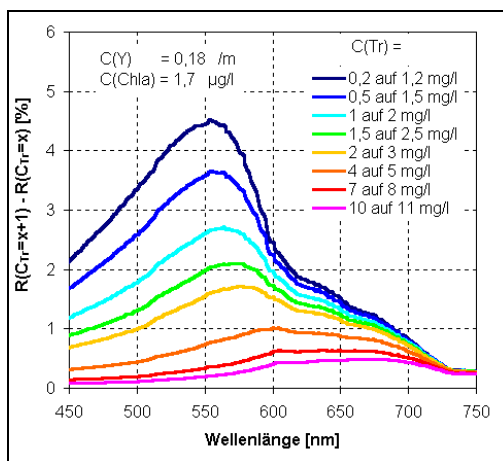
Abb. 8.19 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium I.
 b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Übergangsstadium I.

Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen

In den Abbildungen VIII.i der Anlage und in Abb. 8.20 sind die modellierten Reflexionsspektren und die Sensitivitäten dargestellt.



a)



b)

Abb. 8.20 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).

Durch den Einfluss der Triptonrückstreuung ist auch hier eine Erhöhung des Reflexionsgrades mit steigender Triptonkonzentration zu verzeichnen. Die maximalen Sensitivitäten liegen zwischen 1,0 % und 5,6 % von 556 nm bis 568 nm, wobei die höchsten Sensitivitäten bei geringen Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen zu beobachten sind.

Auch hier konnte bei der Modellierung der Konzentrationskurven kein geeigneter Zusammenhang gefunden werden. Für die dargestellten modellierten Korrelationskurven (Abb. 8.21) wurden unter anderem die Reflexionsparameter $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ und $(R_{556\text{nm}} - R_{728\text{nm}})$ getestet.

Die für die Ableitung der Konzentrationen aus den *casi*-Daten benötigte Gleichung wird der Korrelation für mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen entnommen (Abb. 8.21 b).

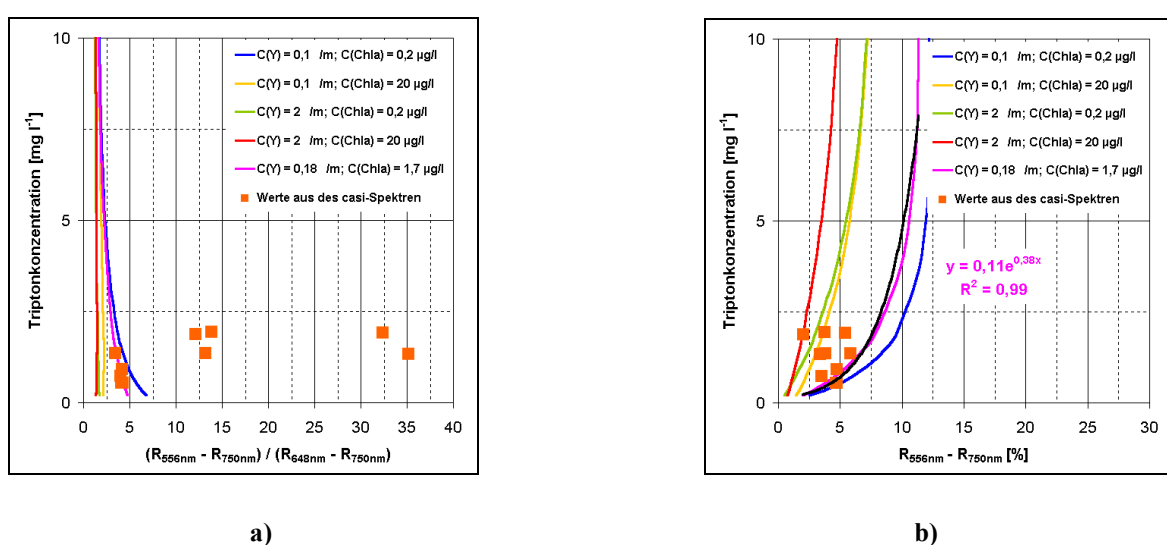


Abb. 8.21 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium I.
 b) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium I.

8.1.4 Modellierung der Reflexionsspektren im Übergangsstadium II

Die in Abb. 8.22 dargestellten Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften sind die Grundlage der weiteren Modellierungen im Übergangsstadium II. Es ist zu erkennen, dass bei mittleren Konzentrationen der WIS das Phytoplankton eine untergeordnete Rolle spielt. Dagegen weisen sowohl die Absorptions- als auch die Rückstreuungseigenschaften des Triptons sehr hohe Werte auf. Die Absorptionen des Gelbstoffes überlagern sich im gesamten Wellenlängenbereich mit denen des Triptons.

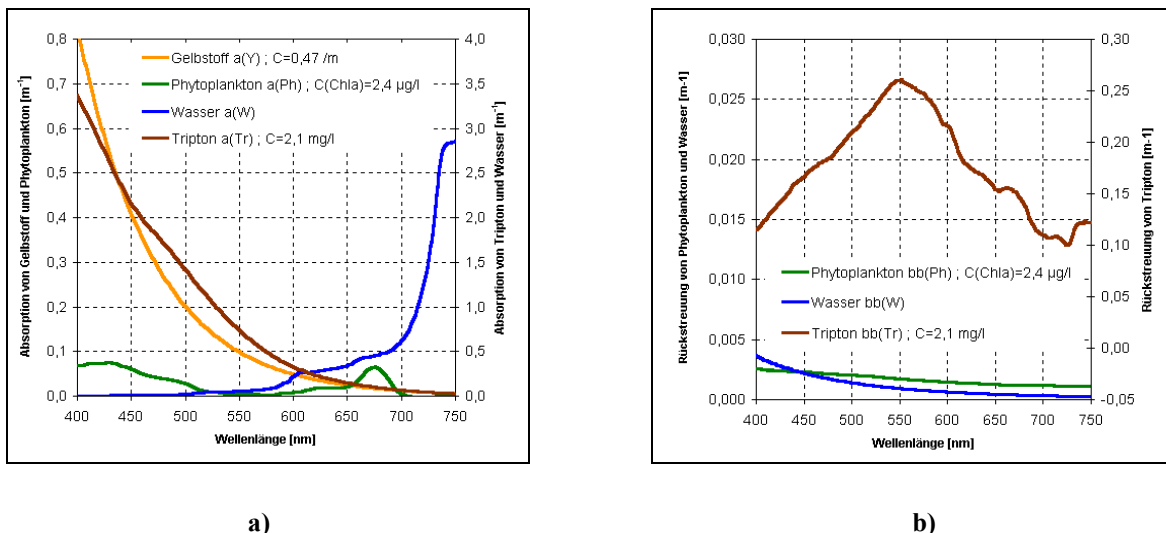


Abb. 8.22 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums II.
b) Rückstreueigenschaften der verschiedenen WIS des Übergangsstadiums II.

Modellierungen für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen

Die Modellierungen der Reflexionsgrade für verschiedene Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen sowie die dazu gehörigen Sensitivitäten sind in den Abbildungen VIII.j der Anlage dargestellt. In der Abb. 8.23 sind die Modellierungen für mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen bei Variation der Gelbstoffkonzentration gezeigt.

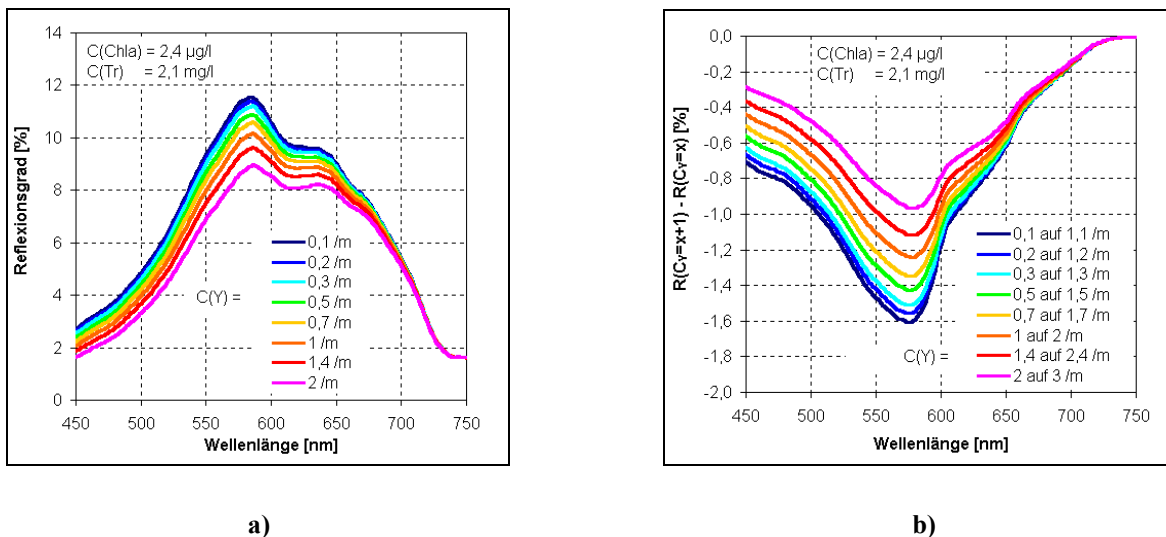


Abb. 8.23 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).

Bei geringen Triptonkonzentrationen ist eine stärkere Abnahme des Reflexionsgrades mit zunehmender Gelbstoffkonzentration zu beobachten. So weist die Sensitivität bei geringen Triptonkonzentrationen Werte bis 3,3 % auf, wogegen bei hohen Triptonkonzentrationen nur Werte bis 0,45 % zu finden sind. Die höchsten Sensitivitäten treten dabei im Wellenlängenbereich zwischen 540 nm bis 590 nm auf. Das Reflexionsmaximum schwankt zwischen 2 % und 16 % im Wellenlängenbereich von 560 nm bis 660 nm.

Auch hier wurden verschiedene Reflexionsparameter zur Ableitung der Gelbstoffkonzentration getestet (Abb. 8.24). Der Parameter ($R_{490\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$) aus dem Übergangsstadium I zeigt dabei eine Unabhängigkeit des Parameters von der Gelbstoffkonzentration. Dagegen weisen die modellierten Korrelationskurven für den Parameter ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) eine geringe Abhängigkeit auf, da bei 566 nm die höchsten Sensitivitäten berechnet wurden. Dieser Parameter wurde deshalb zur Abschätzung der Gelbstoffkonzentration genutzt, da die *casi*-Daten keine Korrelation aufweisen.

Um eine Gleichung für die Berechnung der Konzentration aus den *casi*-Daten zu erhalten, wurde eine lineare Kurve durch die Daten gelegt (Abb. 8.24 b).

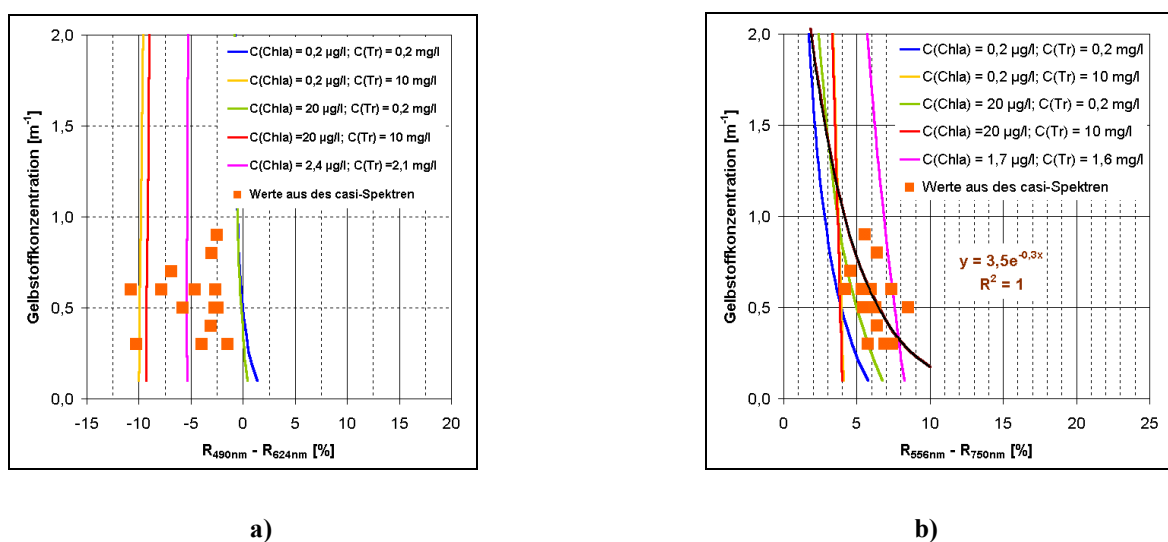


Abb. 8.24 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{490\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.
b) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.

Modellierungen für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen

Die modellierten Reflexionsspektren für unterschiedliche Konzentrationen an Gelbstoff und Tripton in Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration und die entsprechenden Sensitivitäten werden in den Abbildungen VIII.k der Anlage und in Abb. 8.25 gezeigt.

Das Reflexionsmaximum der Modellierungen schwankt zwischen 2 % und 16 % bei Wellenlängen von 560 nm bis 660 nm. Das Verhalten des Reflexionsgrades mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration ist sehr unterschiedlich. Bei geringen Triptonkonzentrationen ist sowohl ein Anstieg als auch ein Abfall der Reflexion mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration zu beobachten. Dagegen fällt bei hohen Triptonkonzentrationen der Reflexionsgrad stetig ab, aber nur in einem Wellenlängenbereich von 600 nm bis 700 nm. Außerhalb dieses Bereiches bleibt der Reflexionsgrad von der steigenden Chlorophyll-a-Konzentration unbeeinflusst. Die höchsten absoluten Sensitivitäten sind bei hohen Triptonkonzentration bei 676 nm zu finden.

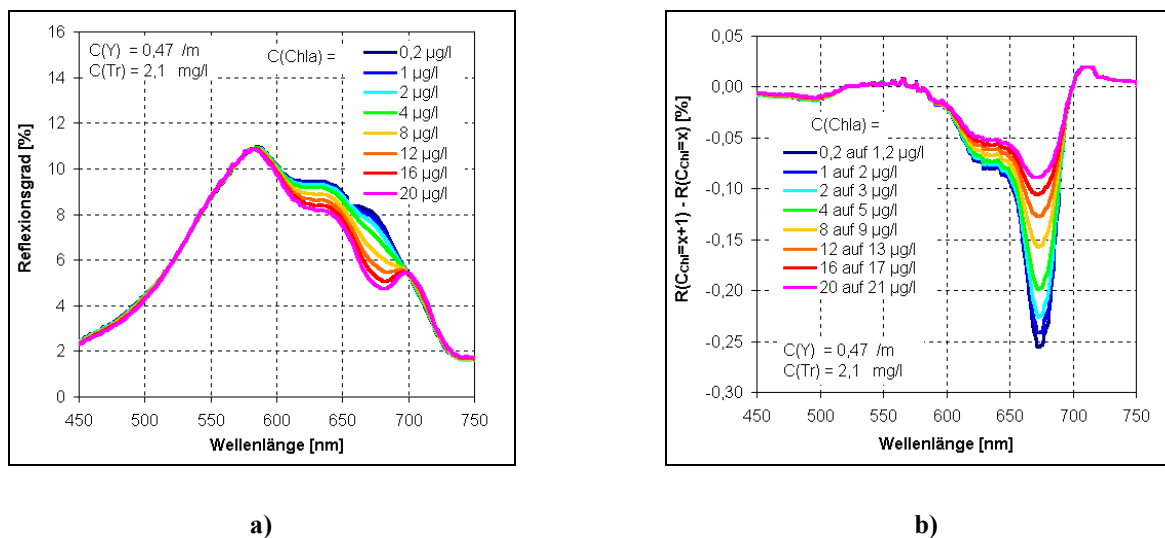
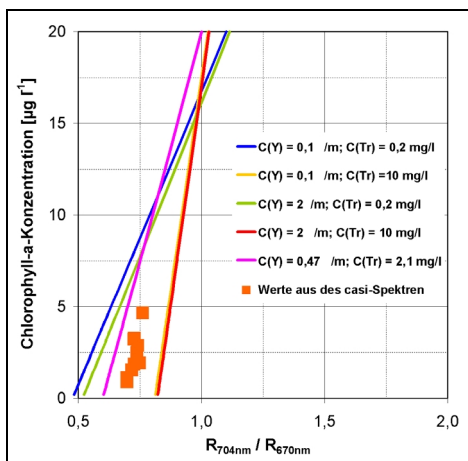
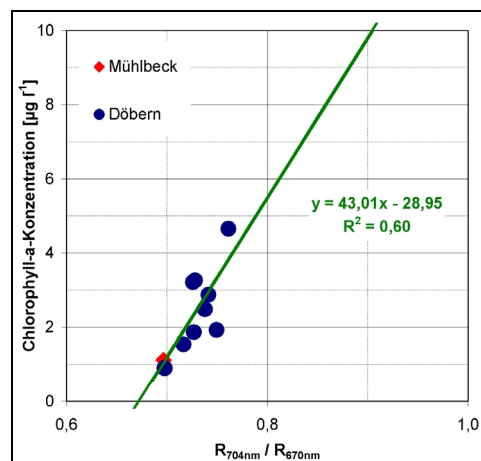


Abb. 8.25 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).

Um die Chlorophyll-a-Konzentrationen abzuleiten, wurde für die verschiedenen Konzentrationen an Gelbstoff und Tripton das Verhältnis $R_{704\text{nm}}/R_{670\text{nm}}$ in Abhängigkeit von der Chlorophyll-a-Konzentration modelliert (Abb. 8.26 a). Die *casi*-Werte liegen im Bereich der modellierten Konzentrationskurven und ergeben insgesamt eine ausreichende Korrelation (Abb. 8.26 b).



a)

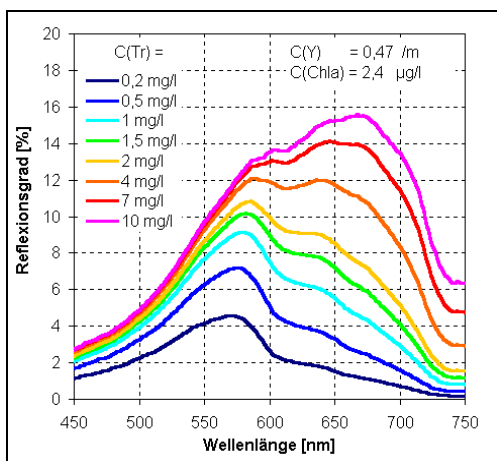


b)

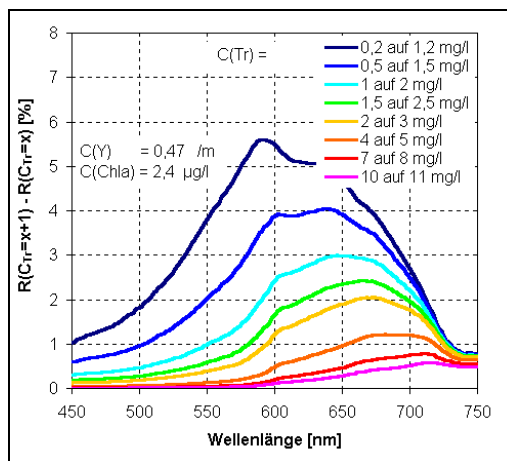
Abb. 8.26 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.
 b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Übergangsstadium II.

Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen

In den Abbildungen VIII.l der Anlage sowie in Abb. 8.27 sind die modellierten Reflexionskurven und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen in Abhängigkeit der Triptonkonzentration dargestellt.



a)



b)

Abb. 8.27 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).

Der Reflexionsgrad steigt auch hier aufgrund der starken Triptonrückstreuung mit steigender Triptonkonzentration stark an. Das Reflexionsmaximum kann so bei Wellenlängen größer als 650 nm bis 16 % ansteigen. Die absoluten maximalen Sensitivitäten sind alle sehr hoch und schwanken in einem Bereich von 0,5 % bis 5,8 % bei Wellenlängen zwischen 586 nm und 718 nm. Zur Ableitung der Triptonkonzentration im Übergangsstadium II wurden ebenfalls verschiedene Reflexionsparameter im Bereich von hohen Sensitivitäten getestet. Als günstigster Parameter erwies sich wieder $((R_{556\text{nm}} - R_{728\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{728\text{nm}}))$ in Anlehnung an ELOHEIMO ET AL. 1998 (Abb. 8.28 a). Auch die *casi*-Werte der einzelnen Probenahmen korrelieren gut miteinander, woraus sich die Gleichung zur Ableitung ergibt (Abb. 8.28 b).

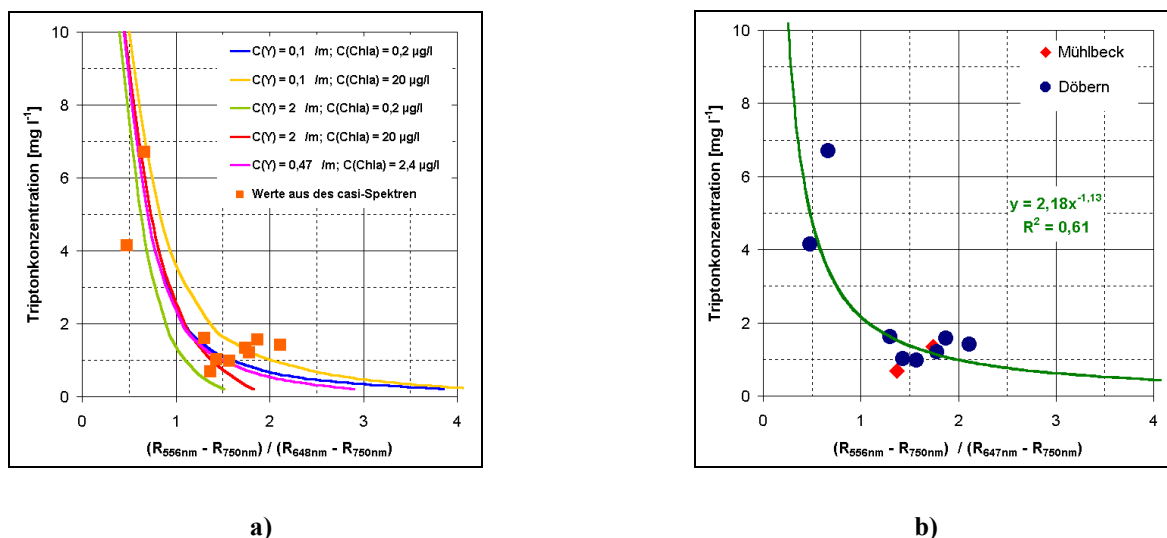


Abb. 8.28 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangsstadium II.
b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ im Übergangsstadium II.

8.1.5 Modellierung der Reflexionsspektren im Karbonatstadium

Grundlage für die Modellierungen des Reflexionsgrads im Karbonatstadium sind die in Abb. 8.29 dargestellten Absorptions- und Rückstreueigenschaften.

Im Karbonatstadium nimmt aufgrund der höheren Konzentrationen die Beeinflussung des Reflexionsspektrum durch das Phytoplankton zu. Die Absorptionen und Rückstreuungen des Tripton sind zwar noch am höchsten, jedoch viel geringer als im Übergangsstadium II.

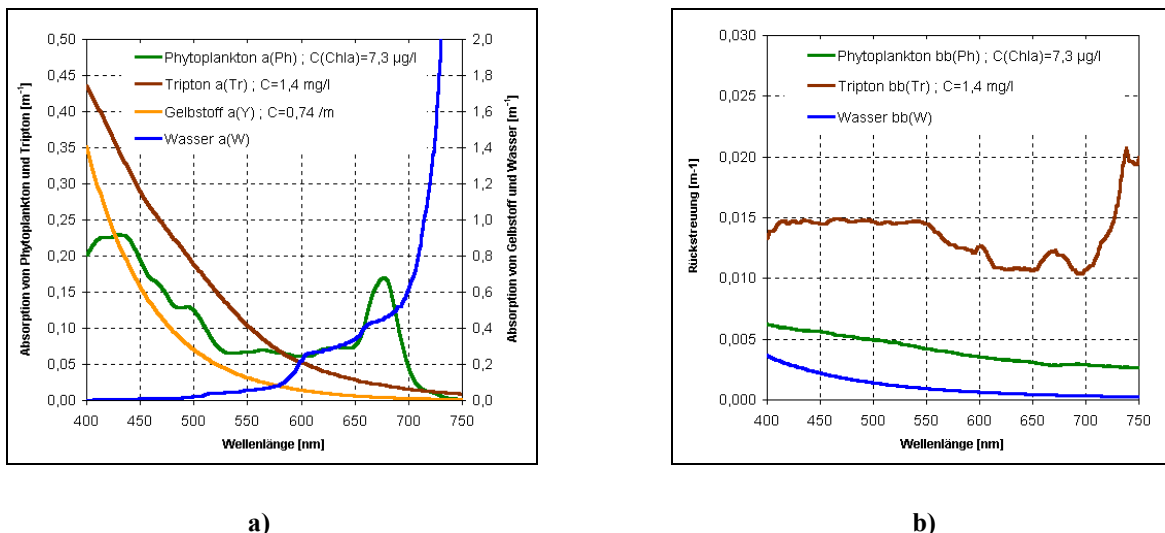


Abb. 8.29 a) Absorptionseigenschaften der verschiedenen WIS des Karbonatstadiums II.
 b) Rückstreuungseigenschaften der verschiedenen WIS des Karbonatstadiums II.

Modellierungen für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen

Die Modellierungen der Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen in Abhängigkeit von der Gelbstoffkonzentration sind in den Abbildungen VIII.m der Anlage und Abb. 8.30 dargestellt.

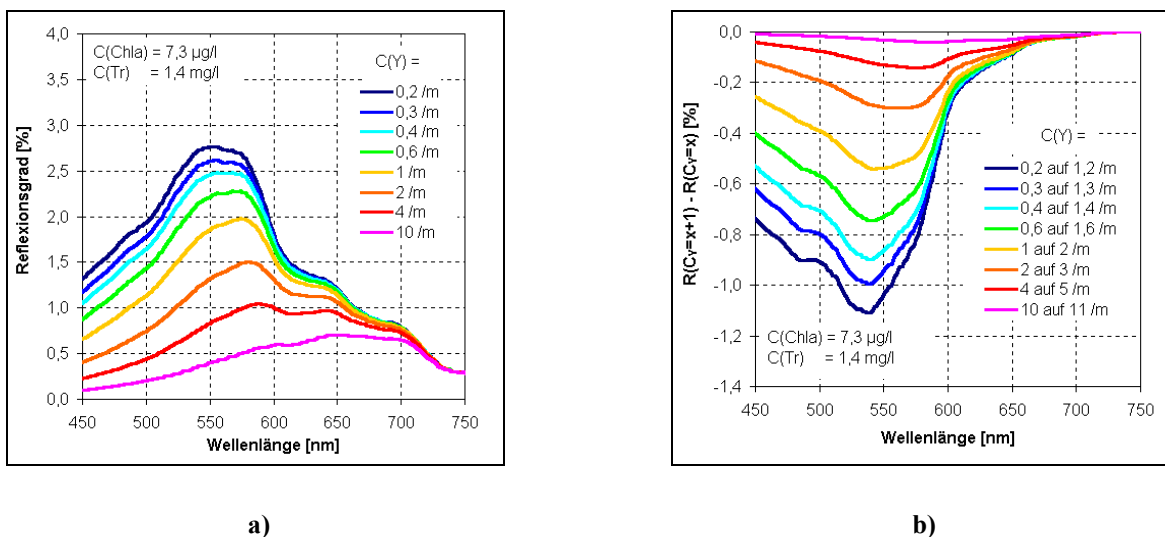


Abb. 8.30 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen).

Das Maximum des Reflexionsgrades schwankt dabei zwischen 0,11 % und 3,5 % in einem Wellenlängenbereich von 534 nm bis 674 nm. Wie in den anderen Stadien sinkt auch hier der Reflexionsgrad mit zunehmender Gelbstoffkonzentration im gesamten Wellenlängenbereich. Die maximalen absoluten Sensitivitäten bewegen sich von 0,31 % bis 1 % im Bereich von 530 nm bis 576 nm.

Für die Ableitung der Gelbstoffkonzentration wurde der Reflexionsparameter ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) unter Berücksichtigung der Sensitivitäten extrahiert (Abb. 8.31 a). Die *casi*-Werte liegen im unteren Konzentrationsbereich und korrelieren gut untereinander (Abb. 8.31 b).

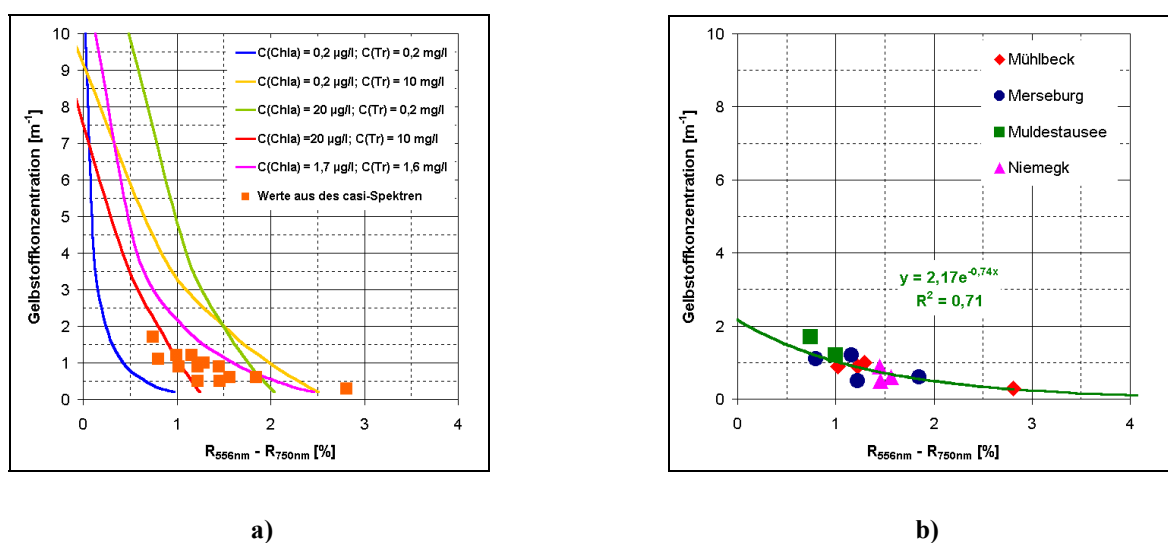


Abb. 8.31 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Gelbstoffkonzentration und ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium.
b) Abhängigkeit der Gelbstoffkonzentration von ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) im Karbonatstadium.

Modellierungen für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen

In den Abbildungen VIII.n der Anlage und Abb. 8.32 sind die modellierten Reflexionsgrade und Sensitivitäten für unterschiedliche Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen in Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration zu sehen.

Das Reflexionsmaximum bewegt sich dabei zwischen 0,11 % und 3,5 % in einem Wellenlängenbereich von 534 nm bis 674 nm. Bei geringen Triptonkonzentrationen steigt der Reflexionsgrad mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration. Bei hohen Triptonkonzentrationen ist bis 650 nm unterschiedliches Verhalten zu beobachten, wogegen ab 650 nm der Reflexionsgrad sinkt und ab 700 nm wieder steigt. Die höchsten absoluten Sensitivitäten schwanken zwischen 0,03 % und 0,15 % im Bereich von 532 nm bis 680 nm.

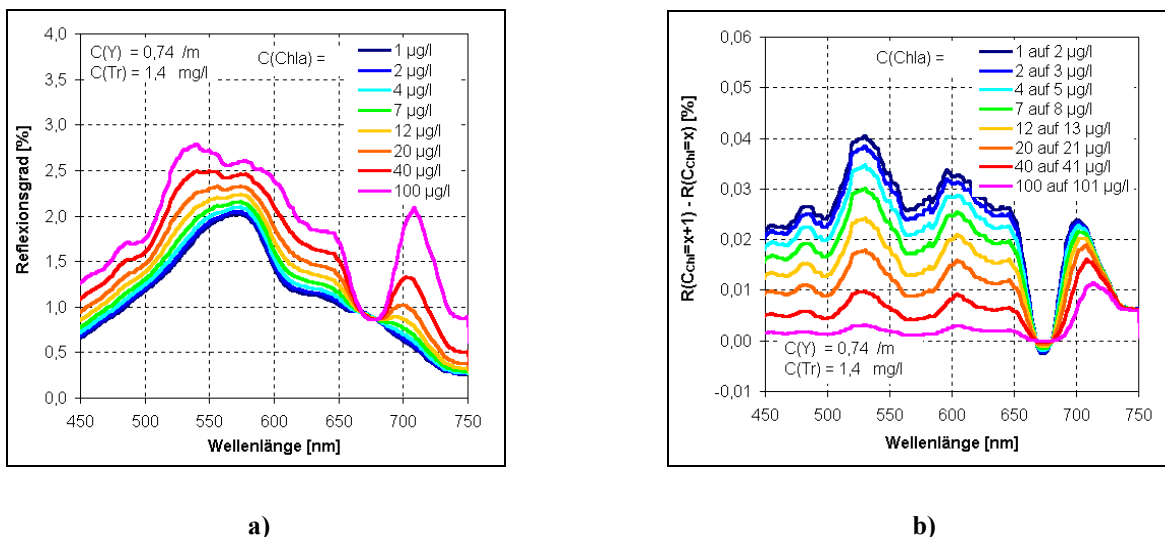


Abb. 8.32 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 b) Sensitivität für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).

Um die Chlorophyll-a-Konzentrationen abzuleiten, wurde, wie auch in den anderen Stadien, das Verhältnis R_{704nm}/R_{670nm} in Abhängigkeit von der Chlorophyll-a-Konzentration modelliert und mit den *casi*-Daten verglichen (Abb. 8.33 a). Die modellierten Korrelationskurven liegen sehr gut beieinander, wie auch die *casi*-Daten untereinander sehr gut korrelieren (Abb. 8.33 b).

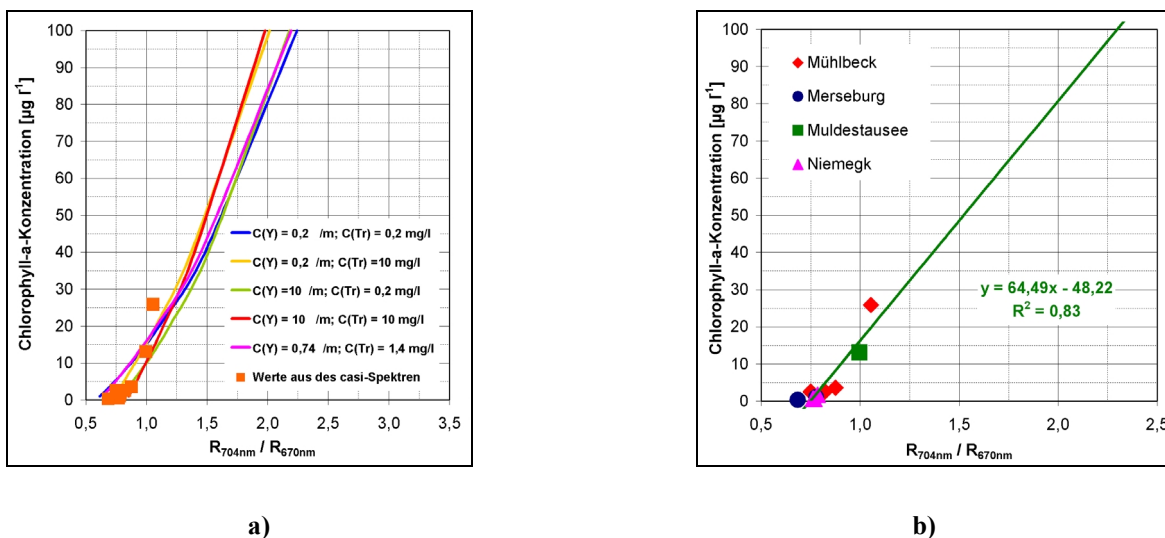


Abb. 8.33 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und (R_{704nm} / R_{670nm}) für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium.
 b) Abhängigkeit der Chlorophyll-a-Konzentration von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Karbonatstadium.

Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen

Die modellierten Reflexionsspektren und Sensitivitäten für unterschiedliche Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Triptonkonzentration sind in den Abbildungen VIII.1. der Anlage sowie in Abb. 8.34 zu finden.

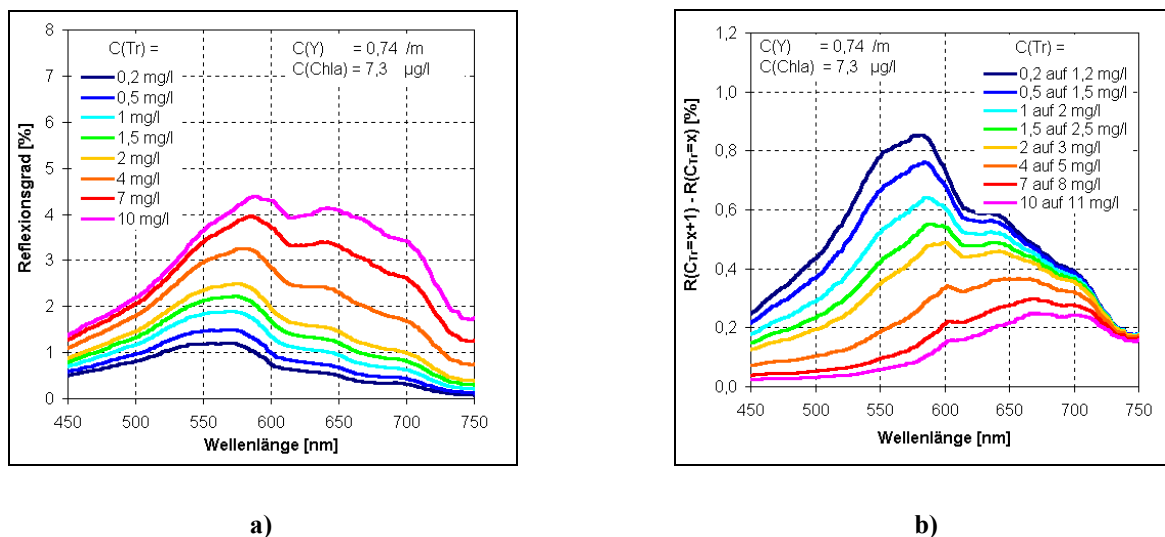


Abb. 8.34 a) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).
b) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (mittlere Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen).

Das Maximum des Reflexionsgrads schwankt von 0,11 % bis 3,5 % in einem Wellenlängenbereich von 534 nm bis 674 nm. Wie bei den anderen Stadien steigt auch hier der Reflexionsgrad mit steigender Triptonkonzentration im gesamten Wellenlängenbereich, während sich die maximalen absoluten Sensitivitäten im Bereich von 0,22 % bis 1,6 % von 574 nm bis 714 nm bewegen

Um die Triptonkonzentration abzuleiten, wurden Parameter in Bezug auf bewährte Reflexionsverhältnisse, hohe Sensitivitäten und die Wirksamkeit der anderen WIS getestet. Der Parameter $(R_{566\text{nm}} - R_{728\text{nm}}) / (R_{648\text{nm}} - R_{728\text{nm}})$ erwies sich am günstigsten, wobei die Korrelationskurven für die verschiedenen Konzentrationen an Gelbstoff- und Chlorophyll nicht ideal sind (Abb. 8.35 a). Die *casi*-Werte liegen im Bereich der Korrelation für die mittleren Konzentrationen und korrelieren untereinander (Abb. 8.35 b).

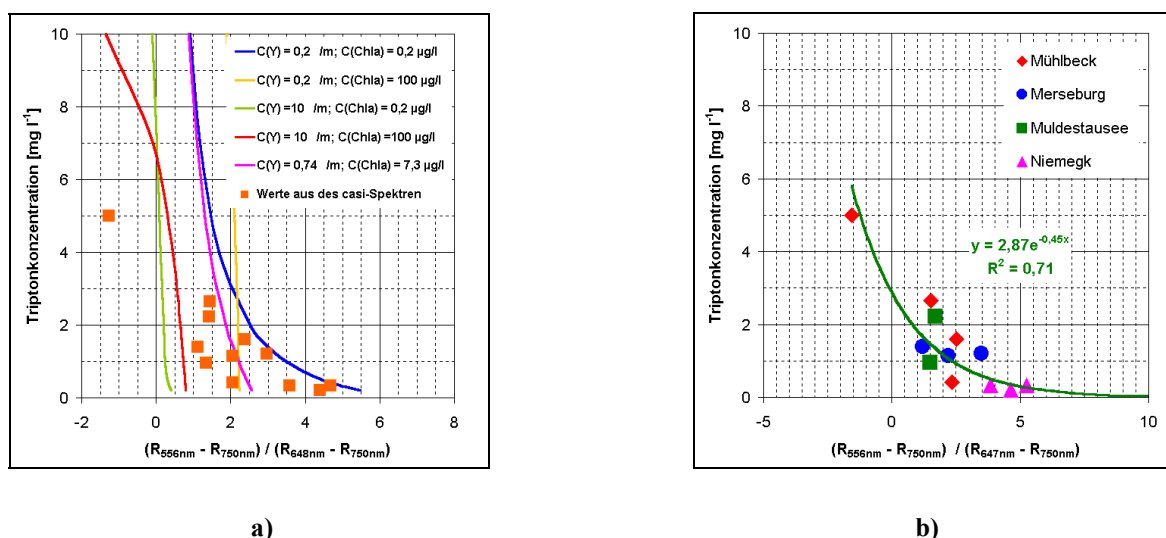


Abb. 8.35 a) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{648nm} - R_{750nm}))$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium
 b) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Karbonatstadium.

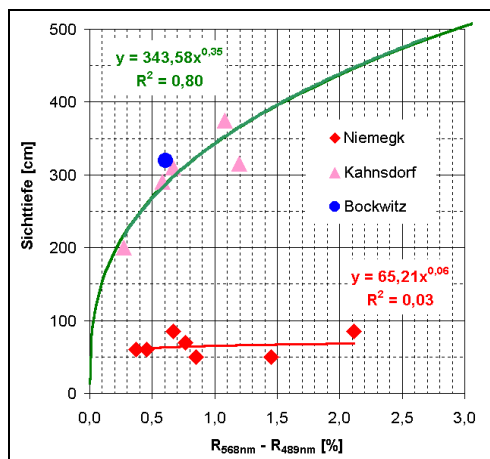
8.2 Bestimmung der Sichttiefe aus den *casi*-Daten

Zur Bestimmung der Sichttiefe in den einzelnen Stadien wurden die Zusammenhänge zwischen den limnologischen Daten genutzt (Tab. 6.2). Wie in Kapitel 6.3.1 ausgeführt, besteht im Eisenstadium ein Zusammenhang zwischen der Sichttiefe und der Gelbstoffkonzentration, wogegen im Aluminiumstadium die Sichttiefe von der Triptonkonzentration abhängt. Für die Ableitung der Sichttiefe wird daher der Reflexionsparameter genutzt, der mit den jeweiligen Konzentrationen zusammenhängt (Abb. 8.36).

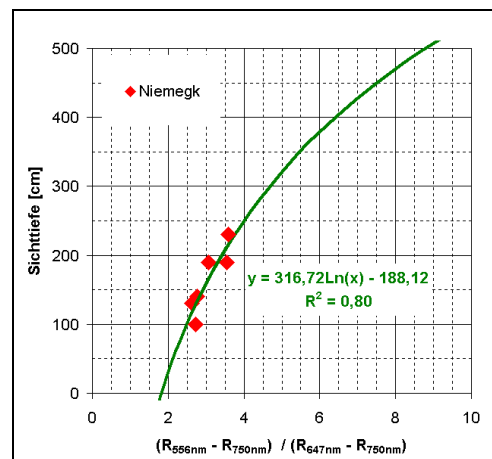
Für das Eisenstadium ist dies der Parameter $(R_{568nm} - R_{489nm})$, welcher auch wie in Abb. 8.3 b eine Zweiteilung aufweist. Sehr geringe Sichttiefen unter 100 cm treten nur in Niemegek auf, wo die DOC-Konzentrationen über 2 mg l⁻¹ liegen (Kapitel 6.3.2). Dies führt zu der Vermutung, dass erst die Bildung von Eisenhuminkomplexen eine verstärkte Abnahme der Sichttiefe verursacht, wobei innerhalb dieser Daten keine Korrelation zwischen der Sichttiefe und dem Reflexionsparameter zu finden ist, so dass nur eine Sichttiefe unter 100 cm angenommen werden kann. Die Daten, bei denen die DOC-Konzentration unter 2 mg l⁻¹ liegt, zeigen dagegen eine gute Korrelation. Im Aluminiumstadium ist ebenfalls eine eindeutige Abhängigkeit des für die Ableitung der Triptonkonzentration genutzten Parameters $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ von der Sichttiefe gegeben.

Für die Ableitung der Sichttiefe im Übergangsstadium I wird die Korrelation zwischen der Sichttiefe und der Chlorophyll-a-Konzentration genutzt (Abb. 6.18.b), so dass der Reflexionsparameter (R_{704nm} / R_{670nm}) verwendet werden kann. Die Korrelation ist nicht gut, zeigt aber eine geringe Abhängigkeit und soll daher trotzdem zur Ableitung genutzt werden

(Abb. 8.37 a). Im Übergangsstadium II ist dagegen eine gute Korrelation zwischen dem Reflexionsparameter $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$, welcher zur Triptonableitung genutzt wird, und der Sichttiefe gegeben (Abb. 8.37 b).

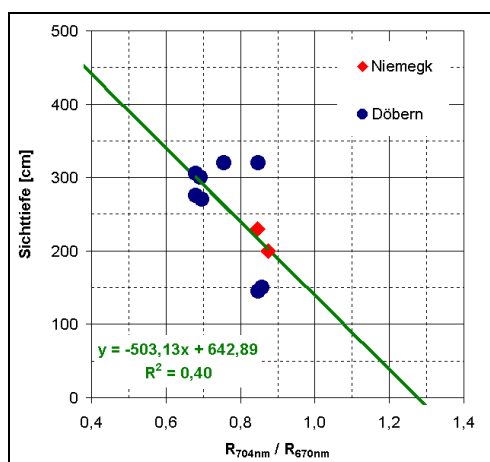


a)

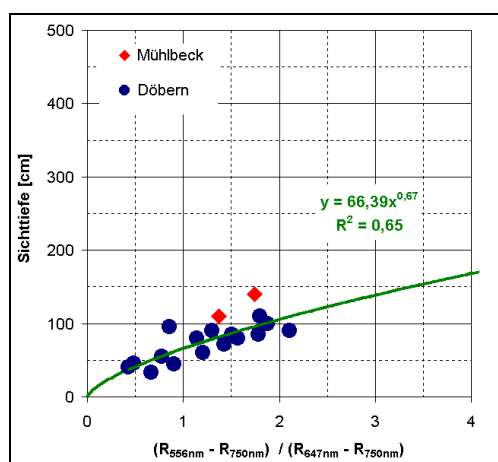


b)

Abb. 8.36 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{568nm} - R_{489nm})$ im Eisenstadium.
b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Aluminiumstadium.



a)



b)

Abb. 8.37 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von (R_{704nm} / R_{670nm}) im Übergangsstadium I.
b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm}))$ im Übergangsstadium II.

Im Karbonatstadium hängt die Sichttiefe sowohl von der Chlorophyll-a-Konzentration als auch von der Triptonkonzentration ab, welche zueinander ebenfalls in Beziehung stehen (Kapitel 6.3.1). Für die Ableitung der Sichttiefe wurden daher beide Reflexionsparameter, welche zur Ableitung der Chlorophyll-a- und Triptonkonzentration benutzt wurden, getestet (Abb. 8.38). Der

Reflexionsparameter $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ zeigte dabei eine bessere Korrelation mit der Sichttiefe.

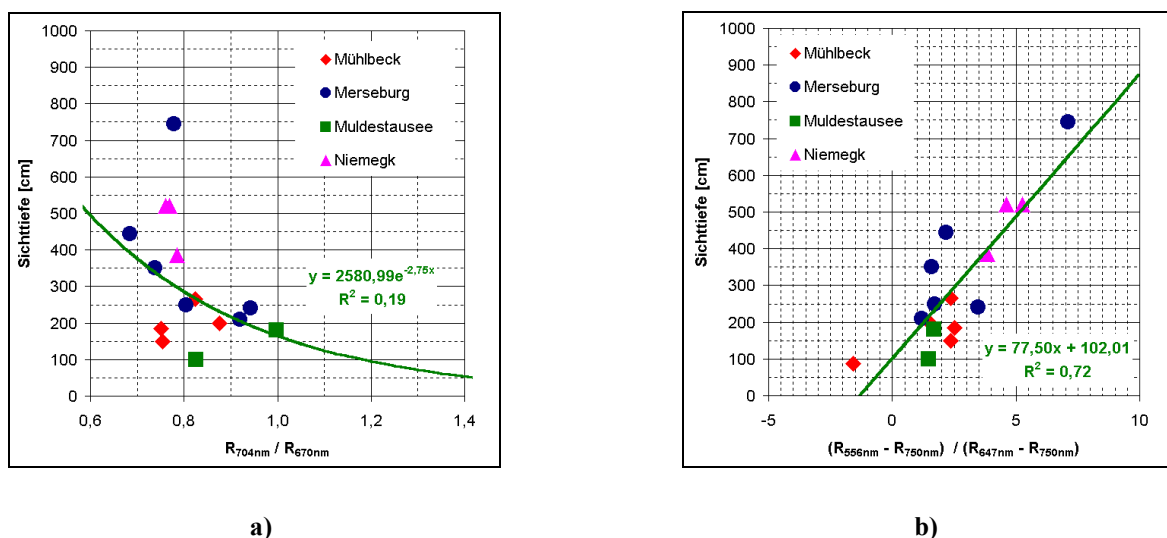


Abb. 8.38 a) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}})$ im Karbonatstadium.
b) Abhängigkeit der Sichttiefe von $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ im Karbonatstadium.

8.3 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Algorithmenentwicklung für die Ableitung der limnologischen Parameter

Im folgenden Kapitel wird eine Zusammenfassung der abgeleiteten Algorithmen für jeden Wasserinhaltsstoff gegeben. Diese Zusammenfassung beinhaltet einen Vergleich der Algorithmen für die WIS zwischen den einzelnen Stadien, sowie eine Abschätzung der zu erreichenden Genauigkeit (Konzentrationsbereiche) in Hinblick auf die Auswertung der flächendeckenden *casi*-Daten.

Einen Überblick über die Eigenschaften der modellierten Reflexionsspektren und Sensitivitäten bei mittleren Konzentrationen sowie die abgeleiteten Reflexionsparameter und Gleichungen zur Konzentrationsbestimmung ist in den Tabellen VIII.a bis d der Anlage zu finden.

In allen Stadien ist ein Abfall des Reflexionsgrades mit steigender Gelbstoffkonzentration sowie ein Anstieg des Reflexionsgrades mit steigender Triptonkonzentration zu beobachten. Bei der Modellierung der Reflexionsspektren für verschiedene Chlorophyll-a-Konzentrationen ist ein differenziertes Verhalten zu finden. Im Eisenstadium sowie im Karbonatstadium steigt der Reflexionsgrad stetig mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration, wogegen im Aluminiumstadium und im Übergangsstadium I bis 700 nm ein Abfall und nach 700 nm ein Anstieg des Reflexionsgrades mit steigender Chlorophyll-a-Konzentration zu beobachten ist. Im Übergangsstadium II ist nur zwischen 600 nm und 700 nm ein Abfall des Reflexionsgrades zu finden, ansonsten bleibt der Reflexionsgrad unbeeinflusst von der Chlorophyll-a-Konzentration.

Es ist zu erkennen, dass die geringsten Reflexionsgrade im Eisenstadium und die höchsten Reflexionsgrade im Übergangsstadium II vorkommen. Im Eisenstadium ist dies auf die hohen Gelbstoffkonzentrationen von über 1 m^{-1} zurückzuführen, welche den Reflexionsgrad verringern und das Reflexionsmaximum in den roten Wellenlängenbereich verschieben. Dagegen sind die hohen Reflexionsgrade im Übergangsstadium II durch die spezifische Rückstreuung des Triptons sowie die höheren Triptonkonzentrationen verursacht. Durch die hohe spezifische Absorption kann bei höheren Triptonkonzentrationen das Reflexionsmaximum zu Wellenlängen über 600 nm verschoben werden. Eine Verschiebung der Reflexionsmaxima in den roten Wellenlängenbereich kann außerdem im Karbonatstadium bei hohen Gelbstoffkonzentrationen auftreten. Reflexionsmaxima im grünen Wellenlängenbereich sind besonders im Übergangsstadium I zu finden.

Die geringsten Sensitivitäten von maximal $0,52 \%$ pro Konzentrationseinheit wurden bei allen Wasserinhaltsstoffen im Eisenstadium beobachtet. Dagegen sind die höchsten Sensitivitäten mit bis zu $5,5 \%$ pro Konzentrationseinheit in unterschiedlichen Stadien zu finden. Die höchsten Sensitivitäten bei der Gelbstoffkonzentration treten im Aluminiumstadium auf, bei der Chlorophyll-a-Konzentration im Übergangsstadium I und bei der Triptonkonzentration im Übergangsstadium II. Die Wellenlängen der maximalen Sensitivitäten schwanken im Bereich von 530 nm bis 718 nm .

Als Reflexionsparameter für die Ableitung der Gelbstoffkonzentration im Aluminiumstadium, Übergangsstadium II sowie im Karbonatstadium wurde die Differenz ($R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) bestimmt. Der Reflexionsgrad bei 750 nm wurde hier, wie auch bei anderen Reflexionsparametern, als Referenzwellenlänge genutzt, da der Einfluss aller Wasserinhaltsstoffe bei 750 nm vernachlässigbar ist und nur noch das Wasser selbst als Absorber und Streuer von Licht wirkt. Die abgeleiteten Modellierungen zeigen alle ein exponentielles Verhalten, weshalb auch für die abgeleiteten Gleichungen ein exponentieller Verlauf bestimmt wurde. Im Eisenstadium spielt die Gelbstoffabsorption die größte Rolle bei der Veränderung des Reflexionsgrades, so dass die Differenz zwischen $R_{568\text{nm}}$ und $R_{489\text{nm}}$ benutzt wurde, um die Gelbstoffkonzentration abzuleiten. Es ist festzustellen, dass der Restsee Niemegek gesondert behandelt werden muss, da sich, wahrscheinlich aufgrund der höheren DOC-Konzentrationen, eine andere Korrelationskurve ergibt. Für die modellierten Korrelationskurven ergibt sich ein potientes Verhalten. Der Parameter ($R_{500\text{nm}}$ und $R_{624\text{nm}}$) erwies sich aufgrund der durchgeführten Modellierungen für das Übergangsstadium I als günstig und zeigte eine exponentielle Abhängigkeit von der Gelbstoffkonzentration.

Für die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration wurde in Anlehnung an die Literatur (siehe Tab. III.c der Anlage) das Verhältnis von ($R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$) verwendet. Dieses Verhältnis erwies sich für alle Stadien als geeignet, wobei anhand der Modellierungen eine lineare Abhängigkeit zwischen dem Reflexionsparameter und der Chlorophyll-a-Konzentration bestimmt und auf die Korrelationen zwischen den *casi*-Daten übertragen wurde.

Die Ableitung der Triptonkonzentration muss ähnlich wie bei der Ableitung der Gelbstoffkonzentration mit drei Reflexionsparametern durchgeführt werden. Für das Eisenstadium ergab sich der Parameter ($R_{636\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$) mit einer linearen Abhängigkeit von der Triptonkonzentration. Im Aluminiumstadium, Übergangsstadium II sowie im Karbonatstadium

wird dagegen der Parameter $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ genutzt. Im Aluminium- und Karbonatstadium wurden durch die Modellierungen exponentielle Abhängigkeiten bestimmt, im Übergangsstadium II dagegen eine potentielle Abhängigkeit des Parameters von der Triptonkonzentration. Für das Übergangsstadium I wurde der Parameter $(R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}})$ herangezogen, wobei hier auch eine exponentielle Abhängigkeit gegeben ist.

Zur Bestimmung der Sichttiefe wurde der Reflexionsparameter von dem WIS herangezogen, welcher in dem jeweiligen Stadium mit der Sichttiefe korreliert (Tab. 6.2). Für das Eisenstadium ist dies der Parameter $(R_{568\text{nm}} - R_{489\text{nm}})$, welcher potentiell mit der Sichttiefe korreliert. Auch hier ist der Restsee Niemegek gesondert zu behandeln. Aufgrund der Korrelation der Sichttiefe mit der Triptonkonzentration wird für das Aluminiumstadium, das Übergangsstadium II sowie das Karbonatstadium der Parameter $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{750\text{nm}}))$ zur Ableitung genutzt. Die Abhängigkeiten reichen von logarithmisch (Aluminiumstadium) über potentiell (Übergangsstadium II) bis zu linear (Karbonatstadium). Im Übergangsstadium I wird der Parameter $(R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}})$ in einer linearen Abhängigkeit verwendet.

Da alle abgeleiteten Gleichungen nur in den Konzentrationsbereichen der in situ-Messungen gültig sind, muss bei den Ableitungen der flächendeckenden Konzentrationen aus den *casi*-Daten auf Konzentrationen außerhalb dieser Wertebereiche (Tab. VIII.a bis d der Anlage) separat hingewiesen werden, da diese mit größeren Unsicherheiten behaftet sein können.

Wie in den Tabellen VIII.a bis d der Anlage dargestellt, kann jeder limnologische Parameter unterschiedlich gut aufgelöst werden (Konzentrationsbereiche). Dieses Auflösungsvermögen hängt vorrangig von der Güte der Korrelation ab. Ist eine gute Korrelation von $R^2 > 0,85$ gegeben, wird das Auflösungsvermögen durch die Genauigkeit des *casi*-Spektrums begrenzt. Da bei der flächendeckenden Auswertung der *casi*-Daten nur eine Konzentrationseinteilung pro limnologischem Parameter dargestellt werden kann, wird dafür jeweils die geringste Auflösung genutzt. Einen Überblick über die zu verwendenden Konzentrationsbereiche und ihre farbliche Darstellung in den *casi*-Daten gibt Tab. VIII.f der Anlage.

8.4 IDL-Programm zur Ableitung der limnologischen Parameter

Um die limnologischen Parameter aus den *casi*-Daten ableiten zu können, werden die aufgestellten Regressionsgleichungen in das vorhandene IDL-Programm integriert. Bevor dieses in Kapitel 8.4.2 vorgestellt werden kann, muss das Eisenstadium aufgetrennt werden, da in Abhängigkeit von der DOC-Konzentration verschiedene Regressionsgleichungen bestimmt wurden (Tab. VIII.a und d der Anlage).

8.4.1 Erweiterung der Stadieneinteilung

Wie in Kapitel 6 und Kapitel 8.1 zu erkennen, ergeben sich für das Eisenstadium zwei Gruppen, welche sich in ihren Absorptionseigenschaften aufgrund der unterschiedlichen DOC-Gehalte unterscheiden ($C_{\text{DOC}} < 2 \text{ mg l}^{-1}$ und $C_{\text{DOC}} > 2 \text{ mg l}^{-1}$). Diese beiden Gruppen werden Eisenstadium I und Eisenstadium II genannt. Das Eisenstadium I umfasst dabei die eisensauren Restseen Niemegek

und Mühlbeck mit DOC-Konzentrationen über 2 mg l^{-1} , wogegen das Eisenstadium II von den Restseen Kahnsdorf und Bockwitz repräsentiert wird.

Durch die Analyse der Reflexionsparameter (A) bis (F) im Eisenstadium wurden die Wertebereiche 1.1, 1.2, 9.1 15.1 und 15.2 aus den Tabellen VII.d und e der Anlage den zwei Eisenstadien neu zugeordnet bzw. separiert. Die resultierende Zuordnung ist Tab. VIII.e der Anlage zu entnehmen.

Entsprechend wurde das IDL-Programm geändert und auf die Testdatensätze angewandt (Abb. VIII.p und q der Anlage). Es ist zu erkennen, dass sich die beiden Eisenstadien gut separieren lassen.

8.4.2 Ableitung der flächendeckenden WIS sowie der Sichttiefe

Um die Wasserinhaltsstoffe flächendeckend abzuleiten, werden für jedes Pixel die bestimmten Reflexionsparameter (Tab. VIII.a bis d der Anlage) berechnet. Mit Hilfe dieser Parameter und den abgeleiteten Regressionsgleichungen wird für jedes Pixel im Gewässer in Abhängigkeit des jeweiligen Stadiums die Konzentration von Gelbstoff, Chlorophyll und Tripton sowie die Sichttiefe durch das IDL-Programm *xkonz* (Abb. VIII.r der Anlage) berechnet.

Ergebnis dieser Berechnungen sind die Abb. 8.39 sowie die Abbildungen VIII.s bis z der Anlage. Die farbliche Zugehörigkeit der Konzentrationen sind der Tab. VIII.f der Anlage zu entnehmen.

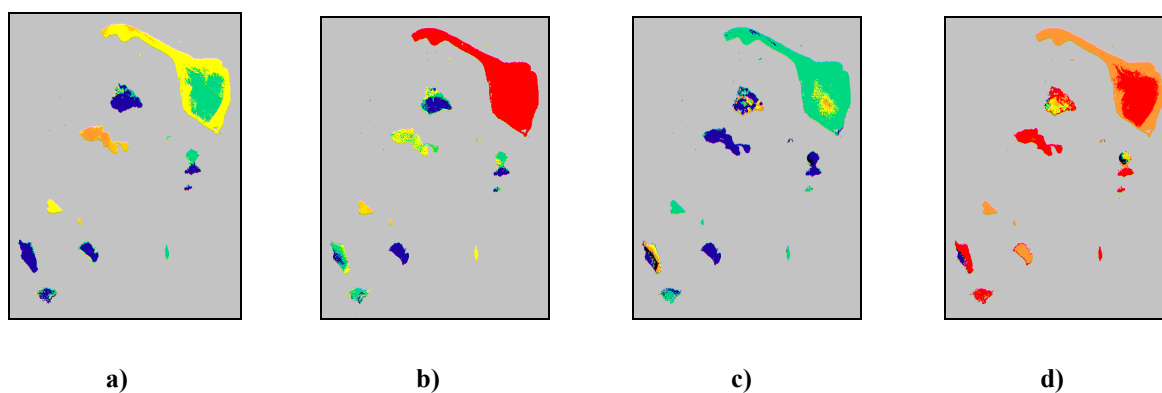


Abb. 8.39 a) Gelbstoffkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) Chlorophyll-a-Konzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) Triptonkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Sichttiefe am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.

Es ist zu erkennen, dass für die Gelbstoff- und Chlorophyll-a-Konzentration gleichmäßige Verteilungen vorliegen. Dagegen sind bei der Triptonkonzentration und der Sichttiefe im Aluminium- und Übergangstadium II sowie im Karbonatstadium unerklärliche Sprünge und sehr hohe Konzentrationen erkennbar (z. B. Paupitzsch 19.09.00, Döbern 17.08.98 oder Muldestausee 20.09.99).

Nach Analyse der Konzentrationen sowie der Reflexionsparameter, Regressionsgleichungen und Reflexionsspektren liegt die Ursache hierfür beim Reflexionsparameter $((R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} -$

$R_{750\text{nm}}$). Da das Verhältnis der Differenzen nicht robust genug gegenüber atmosphärischen Störungen ist, wurde ein neuer Parameter gesucht. Als Bezugswellenlänge wurde nun 762 nm gewählt. Für den Parameter $((R_{556\text{nm}} - R_{762\text{nm}}) / (R_{647\text{nm}} - R_{762\text{nm}}))$ wurden ebenfalls die Modellierungen für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminium- und Übergangsstadium II sowie im Karbonatstadium vorgenommen (Abb. VIII.aa der Anlage). Außerdem wurden die *casi*-Daten für die Triptonkonzentration und die Sichttiefe mit dem Parameter korreliert und die Regressionsgleichungen abgeleitet (Abb. VIII.bb und cc der Anlage, Tab. VIII.g und h der Anlage). Mit den neuen Regressionsgleichungen für die Triptonkonzentration und die Sichttiefe wurden die Testdatensätze noch einmal durchgerechnet (Abb. 8.40 a und b, Abb. VIII.dd, ee, ff und gg der Anlage).

Die sich ergebenden Konzentrationen sind jetzt plausibel, so dass die Regressionsgleichungen für die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe genutzt werden können.

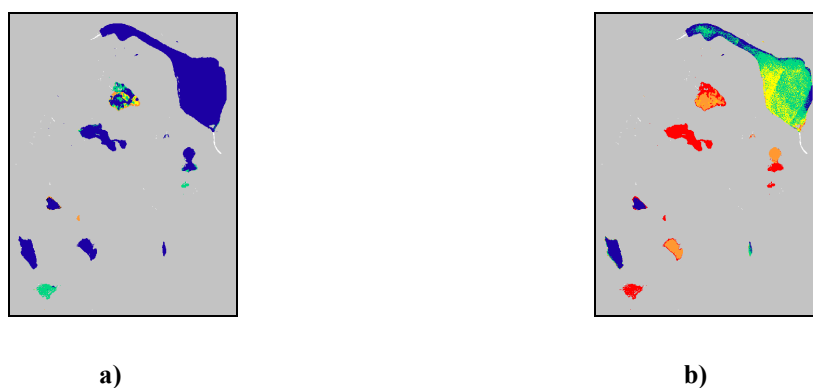


Abb. 8.40 a) Überarbeitete Triptonkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
b) Überarbeitete Sichttiefe am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.

8.4.3 Ableitung von gelbstoffabhängigen limnologischen Parametern

Wie in Kapitel 6.3.2 ausgeführt, hängt die Gelbstoffkonzentration von der DOC-Konzentration sowie der Eisenionenkonzentration ab. Außerdem sind Zusammenhänge zwischen der Gelbstoffkonzentration und dem pH-Wert bzw. der Azidität erkennbar. Die aufgestellten Relationen der Gelbstoffkonzentration zu diesen limnologischen Werten sollen nun genutzt werden, um die Werte (Eisenionenkonzentration, DOC-Konzentration, pH-Wert und Azidität) aus den *casi*-Daten abzuleiten.

Die zu verwendenden Regressionsgleichungen ergeben sich aus den Abbildungen VIII.hh der Anlage. Für jedes Stadium werden verschiedene Gleichungen bzw. Werte genutzt, die in der Tab. VIII.i der Anlage dargestellt sind. Diese Gleichungen und Wertebereiche werden ebenfalls für jedes Stadium in das IDL-Programm *xkonz* integriert und so die flächendeckenden Parameter bestimmt.

In Abb. 8.41 sind die vier Parameter beispielhaft für den 17.08.98 dargestellt. Die farbliche Zugehörigkeit der Konzentrationen sind der Tab. VIII.f der Anlage zu entnehmen.

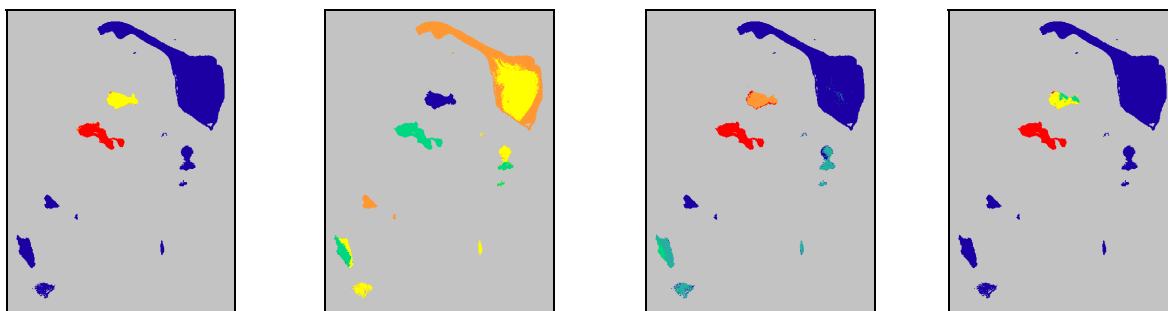


Abb. 8.41 a) Eisenionenkonzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) DOC-Konzentration am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) pH-Wert am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Azidität am 17.08.98 im Tagebaukomplex Goitsche.

Die Auswertung der Testdatensätze ist in den Abb. VIII.ii bis pp der Anlage zu finden. Alle vier Parameter zeigen in den Testdatensätzen eine plausible Verteilung, so dass die angewendeten Algorithmen verwendet werden können. Eine Erläuterung zu den einzelnen Befliegungen und limnologischen Parametern erfolgt in den Kapitel 9 und 10.

8.4.4 Überprüfung der Ergebnisse

Um die Ergebnisse zu überprüfen, wurden wie bei der Stadieneinteilung die Datensätze der Goitsche des Jahres 2001 mit den entwickelten Algorithmen gerechnet (Abb. VIII.qq bis xx der Anlage). Die berechneten Konzentrationen wurden mit den in situ-Konzentrationen in Tab. VIII.j der Anlage verglichen. Es ist auffällig, dass die meisten Differenzen (rot gekennzeichnet) in Tab. VIII.j (1/2) am 24.08.01 auftreten. Die Ursache dafür ist nur mit der schlechten Qualität der Befliegung bzw. der Sicht unter 10 km zu erklären. Bei den anderen beiden Befliegungen stimmen die Werte zu 80 % bis 84 % überein. Die auftretenden Differenzen können verschiedene Ursachen haben. Eine Ursache für das Auftreten von Differenzen sind die unterschiedlichen Zeitpunkte der Beprobung und Befliegung. Besonders die Chlorophyll-a-Konzentration kann sich innerhalb weniger Tage signifikant ändern, so dass die Differenzen bei *mue_09_04_01*, *rösa_09_04_01* und *muld_28_06_01* damit zu erklären sind. Auch die Unterschiede in der Triptonkonzentration und der Sichttiefe des Muldestausees am 28.06.01 sind so zu erklären. Wird diese Tatsache berücksichtigt, erhöht sich die Genauigkeit auf 93 %.

Bei den Algorithmen zur Bestimmung der gelbstoffabhängigen Parameter Eisenionenkonzentration, DOC-Konzentration, pH-Wert und Azidität stimmen die Werte der Eisenionenkonzentration und der Azidität sehr gut überein, was auch an den sehr geringen Werten liegt. Bei der DOC-Konzentration und beim pH-Wert werden die Werte meist überschätzt. Da die pH-Wertabstufung sehr eng gefasst wurde, ist es aufgrund der Ergebnisse sinnvoll, zwei pH-Wertklassen zusammenzufassen, um bessere Ergebnisse zu erzielen. Bei der Auswertung der DOC-Konzentration sind die Klassen schon relativ weit gefasst, so dass diese beibehalten werden, wobei dann eine eventuelle Überschätzung der DOC-Konzentration berücksichtigt werden muss.

Es ist zu konstatieren, dass die entwickelten Algorithmen zur Ableitung der Gelbstoff-, Chlorophyll-a- und Triptonkonzentration sehr gut greifen, wenn die Qualität der Befliegung gut bis sehr gut ist. Für gute bis sehr gute Befliegungen darf die Bewölkung nicht größer als 2/8 sein und die Sichten sollten mehr als 80 km betragen. Die Ableitung der gelbstoffabhängigen Konzentrationen können bis auf die DOC-Konzentration ebenso gut abgeleitet werden.

8.5 Ableitung von weiteren Pigmenten

Neben der Ableitung des Chlorophyll-a-Gehaltes wurde auch versucht Phycocyanin, Phycoerythrin, Carotinoide und Chlorophyll b nach Ansätzen von DEKKER (1993) und THIEMANN (2000) abzuleiten.

Der dort vorgeschlagene Algorithmus beruht auf der Tiefe der Absorptionsbande der einzelnen Pigmente im Reflexionsspektrum. Die Absorptionsspektren der einzelnen Pigmente bzw. die Absorptionsspektren dominierender Phytoplanktonarten sind in Abb. 4.10 bzw. IV.a der Anlage dargestellt. Aus diesen und aus den zur Verfügung stehenden *casi*-Bändern (Tab. V.a der Anlage) wurde für jedes Pigment die Absorptionstiefe, welche proportional zur Konzentration ist, wie folgt berechnet:

$$C_{PC} \sim \frac{R_{613nm} + R_{635nm}}{2} - R_{624nm} \quad \text{Gl. 8.4}$$

$$C_{PE} \sim \frac{R_{556nm} + R_{579nm}}{2} - R_{567nm} \quad \text{Gl. 8.5}$$

$$C_{CAR} \sim \frac{R_{478nm} + R_{500nm}}{2} - R_{489nm} \quad \text{Gl. 8.6}$$

$$C_{Chlb} \sim \frac{R_{647nm} + R_{670nm}}{2} - R_{658nm} \quad \text{Gl. 8.7}$$

Der so bestimmte Parameter wurde auf die Chlorophyll-a-Konzentration normiert, um Gebiete mit erhöhten Konzentrationen der Pigmente besser zu verdeutlichen.

Die Überprüfung der Daten ergab, dass keine erkennbaren Muster in den untersuchten Gewässern auftraten. Bei näherer Betrachtung der Reflexionsspektren sind die Absorptionsbanden der Pigmente auch bei sehr hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen, wie z. B. im Muldestausee am 17.08.98, nur andeutungsweise zu erkennen (Abb. 8.42).

Die dazugehörigen flächendeckenden Verteilungen der Pigmente im Verhältnis zur Chlorophyll-a-Konzentration sind in Abb. 8.43 gezeigt. Eine erhöhte Konzentration von Carotinoiden und Chlorophyll b weist eigentlich auf das Vorhandensein von Grünalgen hin, wobei die Chlorophyll-b-Absorption aber von der Chlorophyll-a-Absorption überlagert wird (Abb. 8.42) und es so zu verfälschten Ergebnissen kommen kann. Außerdem kann auch die Auswertung der Carotinoidkonzentration durch das höhere Signal-Rausch-Verhältniss im blauen Wellenlängenbereich zu größeren Abweichungen führen. Um der gesamten Problematik besser gerecht werden

zu können, müssten zu den einzelnen Reflexionsspektren in situ-Daten der Pigmente vorhanden sein.

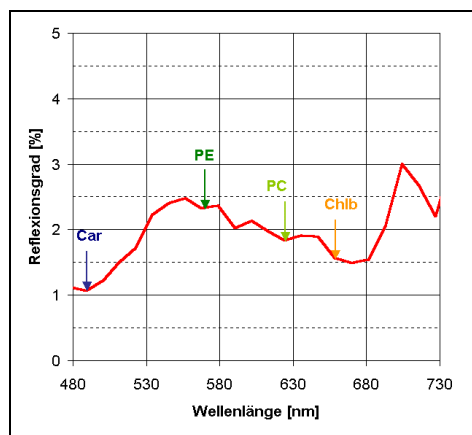
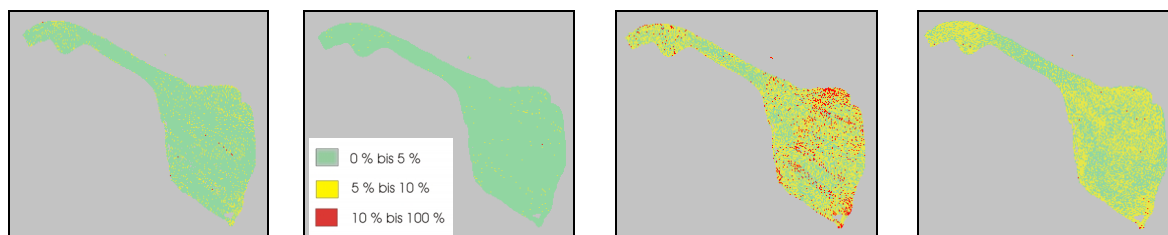


Abb. 8.42 Reflexionsspektrum des Muldestausees am 17.08.98 mit eingezeichneten Absorptionsbanden der einzelnen Pigmente, Chlorophyll-a-Konzentration über $80 \mu\text{g l}^{-1}$.



a)

b)

c)

d)

Abb. 8.43 a) Verteilung der Phycocyaninkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 b) Verteilung der Phycoerythrinkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 c) Verteilung der Carotinoidkonzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).
 d) Verteilung der Chlorophyll-b-Konzentration (normiert auf die Chlorophyll-a-Konzentration).

9 Monitoring von Tagebaurestseen im Mitteldeutschen Revier

In der Zeit von 1998 bis 2001 wurden verschiedene Befliegungen der Goitsche, von Kahnsdorf, Bockwitz und Merseburg-Ost durchgeführt (Tab. V.b und VII.b der Anlage), auf die die entwickelten Algorithmen zur Ableitung des Stadiums sowie der vorgestellten limnologischen Parameter angewendet wurden. Die räumliche Auflösung der Datensätze bestimmte sich aus der Begrenzung der Dateigröße auf 50 MB, um die Daten auf den verfügbaren Rechnern prozessieren zu können. So ergab sich für die Goitsche eine Auflösung von 20 m x 20 m, für Kahnsdorf 4 m x 4 m sowie für Bockwitz und Merseburg-Ost 8 m x 8 m.

9.1 Flutungsprozess der Goitsche

Im Vordergrund der Untersuchungen stand der Tagebaukomplex Goitsche, da dort Seen mit unterschiedlichster Hydrochemie anzutreffen waren und diese gut untersucht waren bzw. durch das UFZ auch weiterhin untersucht werden (KLAPPER & SCHULTZE 1996B, GELLER ET AL. 1998B, GELLER ET AL. 1999, GELLER ET AL. 2000, GELLER ET AL. 2002). Außerdem war eine Flutung des Restlochkomplexes vorgesehen, welche signifikante Änderungen in der Hydrochemie hervorrief und das Gebiet daher für ein Monitoring bestens geeignet war. In der Abb. IX.a und b der Anlage ist dazu die Entwicklung des Goitschekomplexes von 1998 bis 2001 in Echtfarbbildern des *casi* gezeigt. Weitere Details zur Flutung sind in Kapitel 2.5 sowie in Abb. II.g der Anlage zu finden.

In den Abbildungen IX.c bis z der Anlage sind die Stadienentwicklung sowie die Entwicklung aller ableitbaren limnologischen Parameter inkl. der Entwicklung der Flachwasserbereiche in der Goitsche von 1998 bis 2001 dargestellt. Die Befliegungen vom 02.09.98, 20.10.00 sowie vom 24.08.01 wurden aus den nachfolgenden Gründen nicht mit in die Darstellungen einbezogen. Am 02.09.98 war die Qualität aufgrund 8/8 Bewölkung und dem fehlenden Einsatz des SAFIR sehr schlecht, so dass die Stadieneinteilung unzureichend klassifiziert wurde. Am 20.10.00 wurde Mühlbeck aufgrund zu wenig vorhandener klassifizierter Pixel (Abb. VII.v der Anlage) falsch klassifiziert (Abb. VII. z) und soll daher nicht mit in die Auswertungen einbezogen werden. Der 24.08.01 wird ebenfalls nicht mit die Auswertungen einbezogen, da aufgrund der schlechten Sicht unter 10 km auch hier die radiometrische Qualität sehr schlecht ist.

Abb. IX.c und d der Anlage zeigen die anfängliche Stadieneinteilung inklusive der unklassifizierten Bildpunkte. Es ist zu erkennen, dass die Seen im Übergangsstadium I und II wenig unklassifizierte Pixel aufweisen im Gegensatz zum Aluminium- und Karbonatstadium. Diese Tatsache liegt, wie auch schon in Kapitel 7 angesprochen, in der Ähnlichkeit der Reflexionsspektren dieser beiden Stadien. Durch diese Ähnlichkeit mussten die Wertebereiche der Reflexionsparameter sehr eng gefasst werden, um großflächige Fehlklassifizierungen zu vermeiden. Werden aber die Abbildungen IX.e und f der Anlage betrachtet, konnten auch die Seen mit wenig klassifizierten Pixel richtig klassifiziert werden. Probleme bei der Stadienklassifizierung gab es bei den Restseen Rösa und Holzweißig-West. Diese Seen sollten sich anhand der Felddaten durchgehend im Aluminiumstadium befinden, wurden aber z. T. auch als Übergangsstadium I klassifiziert, wodurch

die Konzentrationen der limnologischen Parameter beeinflusst werden. Um Fehlinterpretationen in den Ergebnissen zu vermeiden, werden alle falsch klassifizierte Seen nicht mit in die weiteren Betrachtungen einbezogen. In der Abb. IX.i und j der Anlage ist daher die Stadieneinteilung um die falsch klassifizierte Seen reduziert. Ein weiteres Problem sind die Flachwasserbereiche, in denen es aufgrund des Bodensignals zu Fehlklassifizierungen kommen kann. Die Flachwasserbereiche werden dann als Übergangsstadium II ausgewiesen, da der Reflexionsgrad durch das Bodensignal signifikant erhöht wird. Um die Flachwasserbereiche zu erkennen, wurden diese mit Hilfe von drei Höhenmodellen der Jahre 1984, 1991 und 1998 (KURZ 1999) in Abb. IX.g und h der Anlage für jeden Befliegungszeitpunkt ausgewiesen. Die Fehlklassifizierung aufgrund der Flachwasserbereiche tritt besonders bei Mühlbeck (17.08.98, 30.04.99) und Rösa (14.08.00, 19.09.00) aber auch bei Bärenhof (19.09.00) auf. Auch diese fehlklassifizierte Bereiche werden bei den weiteren Betrachtungen nicht berücksichtigt (Abb. IX.i und j der Anlage).

Die in einigen Seen auftretende Streifenbildung ist auf die unterschiedliche Bewölkung zwischen den einzelnen Streifen zurückzuführen. Diese könnte nur durch eine gröbere Klassenbildung beseitigt werden, wodurch aber in anderen Bereichen Informationen verloren gehen würden. Um diese detaillierteren Informationen zu erhalten, wurden die Klassen aufrechterhalten.

Im Folgenden wird die Entwicklung jedes Parameters der einzelnen Seen diskutiert. Der erste abgeleitete Parameter ist die Gelbstoffkonzentration (Abb. IX.k und l der Anlage). In Abhängigkeit von der Gelbstoffkonzentration wurden außerdem der pH-Wert, die Azidität, die Eisenionenkonzentration sowie die DOC-Konzentration abgeleitet (Abb. IX.m bis t der Anlage). Die Chlorophyll-a- und Triptonkonzentration sowie die Sichttiefe sind in den Abb. IX.u bis z der Anlage zu sehen. Der allgemeine Trend dieser Parameter in den Restseen Mühlbeck, Niemeck und Döbern kann mit der Abb. VI.a der Anlage verglichen werden.

In Mühlbeck ist zu Beginn des Untersuchungszeitraumes eine Gelbstoffkonzentration größer als 2 m^{-1} zu verzeichnen, welche aufgrund der hohen Eisenionenkonzentration von über 100 mg l^{-1} hervorgerufen wird. In Zusammenhang damit steht außerdem die hohe Azidität von über 10 mmol l^{-1} . Der See befindet sich zu diesem Zeitpunkt (29.06.98) im Eisenstadium I. Die DOC-Konzentration liegt zwischen 2 mg l^{-1} und 5 mg l^{-1} , welches wahrscheinlich durch die mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen von $10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ – $20 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ hervorgerufen wird. Die Triptonkonzentrationen sind sehr gering ($< 1 \text{ mg l}^{-1}$), wobei die Sichttiefe aufgrund der hohen Gelbstoffabsorption nur $0,5 \text{ m}$ – 1 m beträgt. Durch die Probeflutung von Mühlbeck im Juli 1998 verändert der See eine Vielzahl seiner Eigenschaften. Das Stadium verschiebt sich zum Aluminiumstadium, wodurch die Gelbstoffkonzentration, die Azidität sowie die Eisenionenkonzentration abfällt und der pH-Wert ansteigt. Die DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration fällt ebenfalls ab. Durch die Fällungsprozesse des Eisens (DUFFEK & SCHULTZE 2002) steigt die Triptonkonzentration an und liegt nun zwischen 1 mg l^{-1} und 5 mg l^{-1} . Aufgrund der geringeren Gelbstoffkonzentration steigt auch die Sichttiefe leicht an (1 m – 2 m). Zu Beginn des Jahres 1999 weist der Restsee Mühlbeck wieder einen geringeren pH-Wert, eine erhöhte Gelbstoff- und Eisenionenkonzentration sowie eine erhöhte Azidität auf und befindet sich im Eisenstadium I, welches auf die Zirkulationsprozesse im Frühjahr und den weiteren Eintrag von Säure aus dem umgebenden Lockergesteinen zurückzuführen ist. Die DOC- und Chlorophyll-a-Konzentrationen bleiben auf niedrigem Niveau, wobei die Sichttiefe und die Triptonkonzentration wieder abfällt.

Am 07. Mai 1999 beginnt die Flutung des Restsees Mühlbeck mit Oberflächenwasser der Mulde. Am 18.05.99 befindet sich der See wieder im Aluminiumstadium, welches mit einem Anstieg des pH-Wertes und mit einem Abfall der Gelbstoff- und Eisenionenkonzentration sowie der Azidität einhergeht. Die DOC-Konzentration ist weiterhin sehr niedrig, wobei die Chlorophyll-a-Konzentration anstieg, besonders im Bereich des Einlaufes (RÖNICKE 1999). Infolge der Fällungsprozesse des Eisens steigt ebenso die Triptonkonzentration wieder an. Die Sichttiefe wird aufgrund der geringeren Gelbstoffkonzentration wieder größer. Da sich der See im Aluminiumstadium befindet, wird die Erhöhung der Gelbstoffkonzentration im Bereich des Einlaufes als erhöhte Eisenionenkonzentration und nicht wie sicherlich richtiger als erhöhte DOC-Konzentration interpretiert. Ursache für die im See vorhandene Fahne ist daher wahrscheinlich das eingetragene Muldewasser, wodurch die Triptonkonzentration erhöht und die Sichttiefe weiter verringert wird. Durch die geringere Dichte des Muldewassers schichtet sich dieses an der Oberfläche der Seen ein und wird erst durch die Zirkulationsprozesse im Herbst aufgelöst (KUEHN ET AL. 2001). Am 18.07.99 ist der Restsee Mühlbeck vollständig mit Muldewasser bedeckt und befindet sich im Karbonatstadium, was sich einerseits im erhöhten pH-Wert (über 6) andererseits aber auch in einer Eisenionenkonzentration und Azidität unter 1 mg l^{-1} bzw. unter 1 mmol l^{-1} und einer erhöhten DOC-Konzentration widerspiegelt. Die Triptonkonzentration sinkt ab, infolge dessen ein Anstieg der Sichttiefe zu verzeichnen ist. Am 03.09.99 und 20.09.99 wird der gesamte See durch die Zirkulationsprozesse durchmischt, wodurch die Triptonkonzentration ansteigt, die Sichttiefe abfällt, welches auch durch die Daten des UFZ bestätigt wird (SPINDLER 2002), und der See dadurch in das Übergangsstadium II wechselt. Der pH-Wert stabilisiert sich auf Werte zwischen 6 und 8. Die DOC-Konzentrationen erhöhen sich leicht, wogegen keine Erhöhung der Chlorophyll-a-Konzentration festzustellen ist. In den Jahren 2000 und 2001 befindet sich der Restsee Mühlbeck durchgängig im Karbonatstadium, wobei der pH-Wert sich im Bereich zwischen 6 und 8 (SCHULTZE ET AL. 2002B) befindet und die DOC-Konzentrationen zwischen 2 mg l^{-1} und 10 mg l^{-1} schwanken. Die geringsten DOC-Konzentrationen sind am 02.04.01 zu Beginn des Frühjahrs zu beobachten. Die höchsten Chlorophyll-a-Konzentrationen von bis zu $40 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ sind ebenfalls zu Beginn des Frühjahrs 2000 und 2001 anzutreffen. Am 19.09.00 sind besonders am Einlauf erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen vorzufinden. Die Triptonkonzentrationen sind im September 2000 besonders hoch, welches mit den beginnenden Zirkulationsprozessen erklärt werden kann, in deren Folge auch die Sichttiefe im September abnimmt. Im Juni 2001 sind sehr geringe Tripton- und Chlorophyll-a-Konzentrationen (siehe auch RÖNICKE 2002) zu beobachten, welches mit einer Klarwasserphase zu erklären ist. Die dazugehörigen Sichttiefen nehmen Werte über 6 m an (SPINDLER 2002).

Der Restsee Niemeck befindet sich bis zum Überlauf des Flutungswassers aus dem Restsee Mühlbeck am 29.05.99 im Eisenstadium I. Damit verbunden sind hohe Eisenionenkonzentrationen über 100 mg l^{-1} , eine hohe Azidität über 10 mmol l^{-1} und ein pH-Wert unter 3,2. Maximale Chlorophyll-a-Konzentrationen zwischen $40 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ – $80 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ sind im Mai 1999 zu verzeichnen, welches auf eine Massenentwicklung von Phytoflagellaten zurückzuführen ist (RÖNICKE ET AL. 2001). Durch den auftretenden Westwind am 30.04.99 kommt es wahrscheinlich zu einer höheren Chlorophyll-a-Konzentration im östlichen Teil. Die auftretenden Sichttiefen bis zum 29.05.99 liegen unter 1 m, wobei die Triptonkonzentrationen unter 2 mg l^{-1} betragen. Nach dem Übertritt des Flutungswassers in den Restsee Niemeck wechselt dieser in das Aluminiumstadium, welches mit

einer Verringerung der Gelbstoff- und Eisenionenkonzentration und der Azidität sowie einem Anstieg des pH-Wertes einhergeht. Die DOC- und Chlorophyll-a-Konzentrationen sind sehr gering, wogegen die Triptonkonzentration zeitweise bis auf 10 mg l^{-1} ansteigt. Die Sichttiefen erhöhen sich etwas und liegen zwischen 1 m bis 2 m, welches auch durch die Daten von SPINDLER (2002) bestätigt wird. Am 20.09.99 aber auch am 03.09.99 ist an der West- und Ostböschung eine erhöhte Eisenionenkonzentration und damit verbunden ein niedriger pH-Wert festzustellen, welches nach SCHULTZE (1999, 2000) durch den Säureeintrag aus überstauten Bernsteinschluffbereichen verursacht wird. Durch den sehr starken SO-Wind am 20.09.99 kommt es im westlichen Teil von Niemeck außerdem zu starken Verwirbelungen, welche besonders bei der Verteilung der Triptonkonzentration zu sehen sind. Zu Beginn des Jahres 2000 ist die Eisenionenkonzentration und die Azidität so stark abgesunken, dass der Restsee in das Übergangsstadium I wechselt. Einhergehend damit erhöht sich auch der pH-Wert, wobei im Randbereich Sees höhere pH-Werte als in der Mitte des Sees zu beobachten sind. Die DOC,- Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen sind sehr gering, wogegen die Sichttiefe sich auf 2 m – 3 m erhöht. Am 14.08.00 steigt der pH-Wert aufgrund der erhöhten DOC-Konzentration auf 7 – 8 an. Die Chlorophyll-a-Konzentration sowie die Triptonkonzentration bleiben sehr gering, wogegen die Sichttiefe ansteigt. Am 19.09.00 und am 02.04.01 sind wieder geringere pH-Werte zu verzeichnen, welches mit der Durchmischung des gesamten Wasserkörpers inkl. des noch sauren Untergrundes erklärt werden kann. Besonders am 19.09.00 ist eine Verringerung des pH-Wertes aufgrund der Verringerung der DOC-Konzentration in einem Wirbel zu beobachten. Am 02.04.01 ist der Eintrag von Chlorophyll a aus dem Restsee Mühlbeck sehr gut zu erkennen. Im Juni 2001 tritt ebenso wie im Restsee Mühlbeck auch im Restsee Niemeck eine Klarwasserphase mit sehr geringen Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen sowie sehr hohe Sichttiefen mit über 6 m auf (RÖNIGKE 2002, SPINDLER 2002). Der pH-Wert hat sich auf einen Wert zwischen 6 und 8 stabilisiert.

Der Restsee Döbern befindet sich zu Beginn des Untersuchungszeitraumes bis zum Ende des Jahres 1999 im Übergangsstadium II. Die Gelbstoffkonzentration schwankt dort im Bereich bis zu 2 m^{-1} , wobei am 17.08.98, 18.05.99 und 18.07.99 eine Zweiteilung zu erkennen ist. So ist die Gelbstoffkonzentration ebenso wie die DOC-Konzentration im nördlichen Teil höher als im südlichen Teil. Im September 1999 ist dagegen eine Erhöhung der Gelbstoffkonzentration und damit der DOC-Konzentration von Ost nach West ersichtlich, was eventuell mit dem Rückbau der Wasserhaltung zusammenhängt. Der pH-Wert schwankt in diesem Zeitraum von 6 bis 8. Ebenso wie bei der DOC-Konzentration ist auch bei der Chlorophyll-a-Konzentration zeitweise eine Zweiteilung des Sees zu beobachten, wobei die Konzentrationen immer unter $10 \mu\text{g l}^{-1}$ liegen. Die höchsten Sichttiefen liegen im Bereich von 2 m im nördlichen Teil, wogegen der separate kleine See im Süden die geringsten Sichttiefen mit weniger als 0,5 m aufweist. Ebenso wie bei der Sichttiefe weist auch die Triptonkonzentration eine Zweiteilung des Hauptsees auf, wobei Werte bis 5 mg l^{-1} auftreten können. Am 22.12.99 findet der Überlauf des Flutungswassers aus dem Restsee Niemeck in den Restsee Döbern statt. Die Gelbstoffstoff- und DOC-Konzentration sowie die Chlorophyll-a- und Triptonkonzentrationen zeigen bis zum Frühjahr 2001 geringe Werte. Der pH-Wert weist im selben Zeitraum Werte zwischen 6 und 8 auf. Die Sichttiefen liegen im Bereich von 2 m bis 4 m. Am 26.06.01 ist wie auch in den anderen Restseen ein Klarwasserstadium zu verzeichnen, welches sich durch geringe Konzentrationen aller Wasserinhaltsstoffe und hohe Sichttiefen über 6 m auszeichnet. Die geringen Chlorophyll-a-Konzentrationen werden im

gesamten Untersuchungszeitraum durch die Beprobungen des UFZ bestätigt (RÖNICKE 1999, 2000 und 2002), ebenso wie der Anstieg der Sichttiefe (SPINDLER 2002).

Die Entwicklung des pH-Wertes aller Seen kann sehr gut mit den Ergebnissen von SCHULTZE ET AL. (2002B) verglichen werden.

Der Muldestausee wird für alle Befliegungen als Referenzgewässer herangezogen. Die geringsten Gelbstoffkonzentrationen sind immer zu Beginn des Frühjahrs zu beobachten (30.04.99, 02.04.01), wenn die erste Algenblüte noch nicht erreicht ist. Im Laufe des Jahres kann sich die DOC-Konzentration dann bis über 10 mg l^{-1} steigern. Die höchsten DOC-Konzentrationen sind in dem oberen Schlauch des Muldestausees zu finden, der im Sommer stark mit Algen bewachsen sein kann. Der pH-Wert bewegt sich im gesamten Untersuchungszeitraum über 7. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen sind ebenso wie die DOC-Konzentrationen von der Jahreszeit abhängig. Im Sommer 1998 wurden Werte von über $80 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ erreicht, welches sogar zum Fischsterben führte. Auch hier ist eine erhöhte Konzentration im nördlichen Teil zu erkennen, welches auch mit Werten des Regierungspräsidiums Dessau in diesem Zeitraum übereinstimmt. Außerdem wird der Transport von Chlorophyll a aus der Mulde in den Muldestausee sehr gut deutlich. Besonders eindrucksvoll ist dies am 14.08.00 zu sehen. Die Triptonkonzentrationen schwanken bis 5 mg l^{-1} , wobei auch hier ein Eintrag aus der Mulde zu erkennen ist. Da die Sichttiefe in Abhängigkeit von der Tripton- und nicht von der Chlorophyll-a-Konzentration bestimmt wurde, werden am 17.08.98 Sichttiefen von 3 bis 6 m berechnet, obwohl aufgrund der hohen Chlorophyll-a-Konzentration nur Sichttiefen bis 1,5 m auftraten.

Das Restloch Rösa wurde erst ab dem 29.04.00 in den Befliegungen berücksichtigt, da ab Sommer 2000 die Flutung beginnen sollte. Am 29.04.00 sind in Rösa zwei Restseen mit sehr unterschiedlicher Hydrochemie vorhanden. Der östliche Restsee befindet sich im Karbonatstadium und weist einen pH-Wert von 6 bis 8 auf, wogegen der westliche Restsee sich im Eisenstadium I befindet und einen pH-Wert unter 3,2 aufweist. Am 28.07.00 beginnt die Flutung ebenfalls mit Oberflächenwasser der Mulde. Am 14.08.00 ist der nordwestliche Teil schon geflutet, wogegen das Wasser den östlichen Restsee noch nicht erreicht hat. Aufgrund des niedrigen Wasserstandes (Flachwasserbereich) wird der geflutete Teil in Bezug auf das Stadium falsch klassifiziert und daher nicht mit in die Auswertungen einbezogen. Am 19.09.00 sowie am 26.06.01 befindet sich der Restsee Rösa im Aluminiumstadium und weist pH-Werte zwischen 3,2 und 5 auf. Verbunden mit den niedrigen pH-Werten sind auch erhöhte Eisenionenkonzentrationen sowie eine erhöhte Azidität. Die DOC- sowie die Chlorophyll-a-Konzentrationen sind an beiden Zeitpunkten sehr gering. Die Triptonkonzentration am 26.06.01 ist ebenfalls sehr niedrig bis auf den westlichen Teil, wo wahrscheinlich aufgrund von Flachwasserbereichen höhere Konzentrationen auftreten. Am 19.09.00 ist die Triptonkonzentration im gesamten See recht hoch (bis über 10 mg l^{-1}), was ebenfalls auf vorhandene Flachwasserbereiche schließen lässt. Auch die Sichttiefe ist aus diesem Grund am 19.09.00 sehr gering und weist Höchstwerte von 1 m auf. Am 26.06.00 beträgt die Sichttiefe in den Tiefenwasserbereichen 3 m bis 4 m.

Der See Holzweißig-Ost befindet sich im gesamten Untersuchungszeitraum im Karbonatstadium. Die Gelbstoffkonzentration bewegt sich im Bereich von 2 m^{-1} bis 5 m^{-1} , woraus eine hohe DOC-Konzentration von 5 bis über 10 mg l^{-1} resultiert. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen schwanken in

Abhängigkeit von der Jahreszeit bis zu $40 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Triptonkonzentrationen sind bis auf den 26.06.01 sehr gering, wodurch auch eine hohe Sichttiefe über 6 m bewirkt wird.

Der Restsee Holzweißig-West wird im gesamten Untersuchungszeitraum durch Grundwasseranstrom geflutet und befindet sich im Aluminiumstadium. Der pH-Wert des Sees liegt zwischen 3,2 und 4. Im östlichen Bereich ist ein Zustrom von Wasser mit einem pH-Wert unter 3,2 zu beobachten. Die Azidität sowie die Eisenionenkonzentration zeigen erhöhte Werte bis 5 mmol l^{-1} bzw. 20 mg l^{-1} . Die DOC-, Chlorophyll-a- sowie Triptonkonzentrationen sind sehr gering. Eine Ausnahme bildet die Triptonkonzentration im östlichen Teil am 03.09.99. Dies kann entweder durch einen Flachwasserbereich oder durch eine vermehrte Ausfällung von Eisenhydroxiden durch einen sauren Zufluss erklärt werden. Die Sichttiefe bewegt sich zwischen 2 m und 3 m.

Der Ludwigsee wird im gesamten Untersuchungszeitraum im Karbonatstadium eingeordnet, außer am 03.09.99, wo er sich im Übergangsstadium I befindet. Zu diesem See sind keinerlei Daten vorhanden, da Befahrungsverbot aufgrund von Böschungsinstabilität besteht. Der pH-Wert des Sees befindet sich zwischen 6 und 8. Die DOC-Konzentration liegt im Bereich bis zu 10 mg l^{-1} , wogegen die Chlorophyll-a-Konzentration Werte bis $20 \mu\text{g l}^{-1}$ aufweist. Die Triptonkonzentration ist sehr gering, woraus auch eine Sichttiefe von mindestens 3 m resultiert.

Der Paupitzscher See befindet sich überwiegend im Aluminiumstadium mit pH-Werten unter 4. Im südwestlichen Bereich ist ein Zustrom von saurem und eisenreichem Wasser zu erkennen. Die Chlorophyll-a-Konzentration kann in den Uferbereichen bis $20 \mu\text{g l}^{-1}$ ansteigen. Die Triptonkonzentration ist bis auf den 03.09.99 sehr gering, so dass die Sichttiefen meist bei 3 m - 4 m liegen.

9.2 Kahnsdorf

Der Restsee Kahnsdorf wird als saures Referenzgewässer im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier herangezogen (Abb. II.j der Anlage). Pro Jahr wird eine Befliegung ausgewertet, um Veränderungen am See aufzuzeigen. Wie aus der Abb. IX.aa der Anlage ersichtlich, ist die Qualität der Befliegungen sehr unterschiedlich. Die Befliegungen von 2000 und 2001 sind dabei aufgrund der verbesserten Atmosphärenkorrektur des WeW's und der Beseitigung der Sensorstörung aus dem Jahr 1999 von bedeutend besserer Qualität. Diese Qualitätsunterschiede sind auch in der Abb. IX.bb der Anlage durch die vermehrte Anzahl der Pixel ohne Stadienauswertung (Pixel, welche nicht in die Stadienauswertung einbezogen wurden, schwarz) in 1998 und 1999 zu erkennen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum befindet sich der Restsee aufgrund sehr geringer DOC-Konzentrationen im Eisenstadium II (Abb. IX.bb der Anlage). Durch die entwickelte Stadienzuordnung wird der Restsee am 19.08.98 aber dem Eisenstadium I zugeordnet, was wahrscheinlich auf die schlechte Befliegungsqualität zurückzuführen ist. Um Fehlinterpretationen in den Konzentrationsverteilungen zu vermeiden, wird der Restsee dem Eisenstadium II zugeordnet (Abb. IX.bb und cc der Anlage). Am 19.08.98 und am 25.09.00 ist im Nordwesten des Bildes ein Teil vom Speicherbecken Rötha zu sehen, welcher dem Karbonatstadium zugeordnet wird. Diese Zuordnung kann als Bestätigung der Algorithmenentwicklung gewertet werden, da Rötha, wie auch

der Muldestausee, als natürliches Gewässer angesehen werden kann. Am 10.05.01 ist im östlichen Teil des Bildes ein Teil des Restsees Hain zu sehen, welcher in das Eisenstadium I eingeordnet wird. Eine Überprüfung dieser Tatsache kann nicht mehr erfolgen.

Zu Beginn des Untersuchungszeitraum im Jahr 1998 liegt die Gelbstoffkonzentration zwischen 2 m^{-1} und 5 m^{-1} , welches mit einer Azidität von über 10 mmol l^{-1} und einer Eisenionenkonzentration zwischen 50 mg l^{-1} und 100 mg l^{-1} einhergeht (Abb. IX.dd, ff und gg der Anlage). Der pH-Wert des Restsees weist im gesamten Untersuchungszeitraum Werte unter 3,2 auf (Abb. IX.ee der Anlage). Von März bis Juni 1999 findet eine Zwischenflutung mit Sümpfungswässern (pH ca. zwischen 4,4 und 5,6) aus dem Tagebau Schleenhain durch eine Rohrleitung aus dem Süden statt, infolge dessen die Gelbstoffkonzentration aber auch die Azidität und die Eisenionenkonzentrationen am 18.05.99 sinken. Am 25.09.00 sind die Konzentrationen wieder leicht erhöht, wogegen am 10.05.01 wieder geringere Werte zu verzeichnen sind. Die DOC-Konzentrationen liegen zu allen Zeitpunkten unter 2 mg l^{-1} (Abb. IX.hh der Anlage). Erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen sind am 19.08.98 im gesamten See und am 25.09.00 im Norden des Sees zu erkennen (Abb. IX.ii der Anlage). Auch in der Triptonkonzentration sind Unterschiede in der Verteilung zu erkennen (Abb. IX.jj der Anlage). Am 19.08.98 sind sehr geringe Triptonkonzentrationen vorhanden, was mit der hohen Azidität und Eisenionenkonzentration konform geht, da unter diesen Bedingungen die Eisenionen fast nur im gelösten Zustand vorliegen. Mit einsetzender Flutung wird ein Teil der Eisenionen als Eisenhydroxid ausgefällt, wobei sich die Triptonkonzentration erhöht (18.05.99). Besonders deutlich wird dies im Süden, wo das Wasser eingeleitet wird. Am 25.09.00 ist wieder eine Abnahme der Triptonkonzentration aufgrund der Rücklösungsprozesse des Eisenhydroxids zu beobachten. Am 10.05.01 sind sehr hohe Triptonkonzentrationen zu erkennen. Da die Sichttiefen mit der Gelbstoffkonzentration korrelieren (Kapitel 6.3.1) sind zu Beginn der Untersuchungen Sichttiefen von 2 m – 3 m zu verzeichnen (Abb. IX.kk der Anlage). Nach einsetzender Flutung steigen die Sichttiefen auf Werte zwischen 3 m und 6 m. Am 25.09.00 sind die Sichttiefen wieder unter 3 m gesunken. Die relativ hohen Sichttiefen am 10.05.01 sind ebenso wie die hohen Triptonkonzentrationen eventuell mit stattfindenden Zirkulationsprozessen im Frühjahr zu erklären.

Das Speicherbecken Rötha weist zu beiden Zeitpunkten meist einen pH-Wert über 8 auf. Die Azidität sowie die Eisenionenkonzentration sind daher auch zu vernachlässigen. Die DOC-Konzentrationen und die Chlorophyll-a-Konzentrationen sind zu beiden Zeitpunkten mit über 5 mg l^{-1} und $40 - 80 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ recht hoch. Die Triptonkonzentrationen liegen unter 2 mg l^{-1} , wogegen die Sichttiefen weniger als 2 m betragen.

Der Teil des Restsees Hain besitzt ebenfalls einen pH-Wert unter 3,2 und somit auch erhöhte Aziditäts- und Eisenionenkonzentrationswerte. Die DOC-Konzentration ist wahrscheinlich etwas höher als im Restsee Kahnsdorf. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen sind sehr gering, wogegen die Triptonkonzentration sehr hoch ist und sehr geringe Sichttiefen auftreten.

9.3 Bockwitz

Der Hauptrestsee Bockwitz im Tagebaukomplex Bockwitz wird als zweites saures Referenzgewässer in den Jahren 2000 und 2001 herangezogen (Abb. II.k der Anlage). Beide Befliegungen sind von sehr guter Qualität wie auch in Abb. IX.II der Anlage zu sehen ist. Die Stadienauswertung des Restseekomplexes ist in den Abb. IX.mm und nn dargestellt. Der Hauptsee ist zu beiden Zeitpunkten dem Eisenstadium II zugeordnet, wogegen die Südkippe sich am 25.09.00 im Eisenstadium II und am 10.05.01 im Eisenstadium I befindet. Das Feuchtbiotop und die Hauptwasserhaltung werden dem Aluminiumstadium und der Hartsee dem Übergangsstadium I zugeordnet.

Die Gelbstoffkonzentration im Restsee Bockwitz beträgt an beiden Untersuchungstagen zwischen 1 m^{-1} und 5 m^{-1} und im Feuchtbiotop und der Hauptwasserhaltung meist unter $0,5 \text{ m}^{-1}$ (Abb. IX.oo der Anlage). In der Südkippe sind aufgrund der verschiedenen Stadien unterschiedliche Gelbstoffkonzentrationen von 1 m^{-1} bis über 10 m^{-1} zu verzeichnen. Diese Gelbstoffkonzentration schlägt sich auch im pH-Wert, der Azidität und der Eisenionenkonzentration nieder (Abb. IX.pp, qq und rr der Anlage). Der pH-Wert von Bockwitz und der Südkippe liegt an beiden Tagen unter 3,2, welches mit einer Azidität von 5 mmol l^{-1} bis über 10 mmol l^{-1} und einer Eisenionenkonzentration von 20 mg l^{-1} bis über 100 mg l^{-1} einhergeht. Das Feuchtbiotop und die Hauptwasserhaltung weisen pH-Werte von unter 3,2 bis 4,5 auf. Bei beiden Seen ist ein bestimmtes Verteilungsmuster zu erkennen. Im Feuchtbiotop weist der nordöstliche Bereich höhere Gelbstoffkonzentrationen und dadurch auch einen niedrigeren pH-Wert sowie höhere Aziditäten und Eisenionenkonzentrationen auf. Bei der Hauptwasserhaltung ist dagegen der südwestliche Bereich von einer höheren Gelbstoffkonzentration und damit von einem niedrigeren pH-Wert und einer höheren Azidität sowie Eisenionenkonzentration geprägt. Der Hartsee weist in seiner Verteilung der Gelbstoffkonzentration an beiden Tagen ein signifikantes Muster der Art auf, dass von Ost nach West eine Konzentrationsfahne zu beobachten ist. Da sich der See im Übergangsstadium I befindet, wird diese Erhöhung der Gelbstoffkonzentration nicht als Erhöhung der Eisenionenkonzentration, sondern als Erhöhung der DOC-Konzentration interpretiert (Abb. IX.ss der Anlage). Wie in Abb. IX.mm der Anlage aber zu erkennen ist, weist die Stadienzuordnung leichte Tendenzen in Richtung Aluminiumstadium auf. Bei der Interpretation der Gelbstoffkonzentration im Übergangsstadium I kann daher nicht immer auf eine Erhöhung der DOC-Konzentration geschlossen werden, da es sich auch um eine Erhöhung der Eisenionenkonzentration, wie wahrscheinlich in diesem Fall, handeln kann. Daher ist auch die Ausweisung einer pH-Werterhöhung in diesem Bereich nicht richtig, da es sich eher um eine pH-Werterniedrigung handelt.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen nehmen besonders im südlichen Teil von Bockwitz, im Feuchtbiotop und in der Südkippe Werte bis zu $20 \mu\text{g l}^{-1}$ an (Abb. IX.tt der Anlage). Besonders im Hartsee aber auch in der Hauptwasserhaltung sind dagegen nur sehr geringe Chlorophyll-a-Konzentrationen zu verzeichnen. Die Triptonkonzentrationen und Sichttiefen sind im Restsee Bockwitz sehr unterschiedlich, welches ebenfalls, wie im Restsee Kahnsdorf, mit Zirkulationsprozessen im Frühjahr zu erklären ist (Abb. IX.uu und vv der Anlage). In der Südkippe

sind zwar sehr geringe Triptonkonzentrationen vorhanden, aufgrund der unterschiedlichen Gelbstoffkonzentration schwankt die Sichttiefe aber im Bereich von unter 0,5 m bis 3 m. Im Feuchtbiotop sind hohe Triptonkonzentrationen über 5 mg l^{-1} und damit verbunden auch sehr niedrige Sichttiefen unter 1 m zu verzeichnen. Die Bereiche mit sehr hohen Triptonkonzentrationen könnten eventuell mit Flachwasserbereichen korrespondieren, da der See eine mittlere Wassertiefe von 1,2 m aufweist (LMBV 1999C). In der Hauptwasserhaltung und im Hartsee werden im allgemeinen sehr geringe Triptonkonzentrationen unter 1 mg l^{-1} angetroffen, wobei die Sichttiefen hier unter 2 m liegen.

9.4 Merseburg-Ost

Die Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost dienen ebenfalls als Referenzgewässer, aber für neutrale und salzreiche Seen (Abb. II.l der Anlage). Die Qualität der Befliegungen ist ähnlich wie im Restsee Kahnsdorf sehr unterschiedlich, wobei in den Jahren 2000 und 2001 die beste Qualität zu verzeichnen ist (Abb. IX.ww der Anlage). Bei der anfänglichen Stadieneinteilung (Abb. IX.xx der Anlage) ist aufgrund der schlechten Qualität besonders in Merseburg-Ost 1a am 19.08.98 ein Großteil der Pixel ohne Stadienauswertung. Wie schon in Kapitel 7 erwähnt, mussten aber aufgrund von Überschneidungen mit anderen Stadien mehrere Pixel unklassifiziert bleiben. Durch die Nachbearbeitung der Stadieneinteilung (Abb. IX.yy der Anlage) ist es aber möglich, allen Pixel ein Stadium zuzuweisen. Beide Seen befinden sich über den gesamten Untersuchungszeitraum im Karbonatstadium. Seit 1999 sind an der Westseite von Merseburg-Ost 1a die Auswirkungen der Kiesgewinnung (BÖHRER 2001) ersichtlich. Meist wird der Zulauf zum See als Übergangsstadium II klassifiziert, da er sicherlich sehr flach ist. Im Jahr 2000 und 2001 ist aber partiell der saure Charakter der Sumpfungswässer (Eisenstadium I und Aluminiumstadium) aus der Kiesgewinnung erkennbar.

Bei Betrachtung der Gelbstoffkonzentration (Abb. IX.zz der Anlage) ist besonders in Merseburg-Ost 1a eine Abnahme von 1998 bis 2001 zu verzeichnen. Am 18.05.99 ist eine Verringerung der Gelbstoffkonzentration innerhalb von Merseburg-Ost 1a zu beobachten, welche wahrscheinlich auf den Zufluss des sauren Sumpfungswassers der Kiesgewinnung zurückzuführen ist. Dieser Zufluss des sauren Wassers führt 2001 sogar zu einer pH-Wertsenkung im Einlaufbereich (Abb. IX.aaa der Anlage). Bei der Verteilung der Azidität und Eisenionenkonzentration sind, mit Ausnahme des sauren Sumpfungswassers bei der Kiesgewinnung, zu allen Zeitpunkten sehr niedrige Werte zu beobachten (Abb. IX.bbb und ccc der Anlage). Da die DOC-Konzentration im Karbonatstadium mit der Gelbstoffkonzentration korreliert, ist auch hier eine Abnahme von 1998 bis 2001 zu verzeichnen. Außerdem ist besonders 1999 und 2001 eine Abnahme der DOC-Konzentration im Einströmbereich der Sumpfungswässer zu beobachten. Diese Abnahme ist wahrscheinlich durch die Bindung des DOC an die Fällungsprodukte des sauren Wassers zu erklären.

Die Chlorophyll-a-Konzentration schwankt bis $20 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, wobei 1999 die höchsten flächendeckenden Konzentrationen zu erkennen sind. 1998 sind in Merseburg-Ost 1a im nördlichen Teil und in Merseburg-Ost 1b im südlichen Teil erhöhte Konzentrationen zu beobachten. In den Jahren 2000 und 2001 sind in Merseburg-Ost 1a besonders niedrige Chlorophyll-a-Konzentrationen

zu verzeichnen, welches eventuell auf den Eintrag des sauren Wassers zurückzuführen ist. Bei der Verteilung der Triptonkonzentration (Abb. IX.fff der Anlage) ist 1998 im südlichen Teil von Merseburg-Ost 1b eine Erhöhung festzustellen, welche auch schon bei der Chlorophyll-a-Konzentration zu beobachten war. Ebenso ist 1999 im nördlichen Teil von Merseburg-Ost 1b eine Triptonfahne zu lokalisieren. Die Erhöhung der Triptonkonzentration in Merseburg-Ost 1a in den Jahren 1999 und 2001 ist wieder auf den Zufluss des sauren Wassers zurückzuführen. Da die Sichttiefe im Karbonatstadium mit der Triptonkonzentration korreliert wurde, sind die selben Muster noch etwas ausgeprägter in der Abb. IX.ggg der Anlage zu erkennen. Die hohen Sichttiefen und geringen Chlorophyll-a-Konzentrationen im Jahr 2001 werden auch von BÖHRER (2001) bestätigt.

10 Übertragung der Methoden auf andere Bergbaureviere und natürliche Gewässer

10.1 Tagebau Plessa

Zum Tagebau Plessa gehören, wie in Abb. II.m der Anlage dargestellt, die Restseen 107, 108/109, 111, 112, 117 und 118. Der Restsee 111 wurde während der Bearbeitungszeit 2 x befliegen. Am 25.09.00 wurde nur der Restsee 111 aufgenommen und am 19.05.01 auch die anderen Restseen. Der Restsee 111 weist an beiden Tagen nur sehr geringe Reflexionsgrade auf, wodurch der größte Teil des Wassers nicht mit in die Stadieneinteilung einbezogen wurde (Abb. X.a und e der Anlage). An beiden Tagen erfolgt die Stadieneinteilung nur anhand weniger Bildpunkte im Uferbereich, wobei dem See an beiden Tagen das Eisenstadium I zugeordnet wird. Anhand der Felddaten (Tab. VI.a bis c der Anlage) sollte aber eine Zuordnung zum Eisenstadium II erfolgen. Die Algorithmen zur Einteilung in die beiden unterschiedlichen Eisenstadien wurde aufgrund der anderen Gelbstoffabsorptionseigenschaften des Restsees Niemeck abgeleitet. Da es keine weiteren Referenzgewässer gab, kann der Algorithmus zur Unterscheidung der beiden Eisenstadien durchaus zu Fehlern führen. Diese Fehler wirken sich auf die Gelbstoffkonzentration und damit verbunden auf den pH-Wert, die Azidität sowie die Eisenionenkonzentration aus. Um zu einer besseren Unterscheidung zwischen den Stadien zu kommen, sollten mehr saure Gewässer mit unterschiedlichen Eisenionen- und DOC-Gehalten untersucht werden.

Aufgrund der falschen Zuordnung ist die abgeleitete Gelbstoffkonzentration im Vergleich zu den in situ-Daten zu hoch, wogegen der pH-Wert und die Azidität richtig quantifiziert werden (Abb. X.b, f und g der Anlage). Die Eisenionenkonzentration am 25.09.00 liegt im richtigen Bereich, aber am 19.05.01 wird sie überschätzt. Auch die DOC-Konzentration wird aufgrund der falschen Stadienzuordnung an beiden Tagen überschätzt (Abb. X.c und h der Anlage). Die Chlorophyll-a-Konzentration liegt meist zwischen $10 \mu\text{g l}^{-1}$ bis $20 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. X.c und h der Anlage) und ist damit höher als die am 15.05.01 gemessene in situ-Konzentration. Ursache für die Differenz kann entweder die zeitliche Differenz zwischen dem Befliegungs- und Beprobungsdatum sein oder eine Überschätzung durch den Algorithmus. Auch die Triptonkonzentration und die Sichttiefe wird aufgrund der Stadienzuordnung unterschätzt (Abb. X.c und i der Anlage).

Die Stadienzuordnung der restlichen Seen des Tagebaus Plessa ist ebenfalls nicht befriedigend (Abb. X.d und e der Anlage). Der Restsee 107 wird richtig als Eisenstadium I klassifiziert, so dass auch der pH-Wert sowie die Azidität und Eisenionenkonzentration sehr gut übereinstimmen (Abb. X.f und g der Anlage). Die Restseen 112 und 117 befinden sich anhand der Felddaten von LESSMANN (2001) im Aluminiumstadium, wurden aber als Übergangsstadium II bzw. Karbonatstadium klassifiziert. Wie sich auch schon bei der Stadieneinteilung der vorhergehenden Datensätze zeigte, ist die Klassifizierung der schwach sauren Seen oft mit Fehlern behaftet. Dies ist auf die hohe Ähnlichkeit der Reflexionsspektren zurückzuführen, so dass keine eindeutige Klassifikation durchgeführt werden konnte. Durch die fehlerhafte Stadienzuordnung sind auch die

anderen Parameter nur bedingt mit den in situ-Daten vergleichbar. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen im Restsee 112 stimmen sehr gut mit den in situ-Daten überein, da die Chlorophyll-a-Ableitung in allen Stadien ähnlich ist (Abb. X.h und Tab. X.a der Anlage). Da die Chlorophyll-a-Konzentrationen in den Restseen 107, 111, 117 und 118 Werte bis zu $40 \mu\text{g l}^{-1}$ aufweisen, fällt das Befliegungsdatum wahrscheinlich in eine Wachstumsphase des Phytoplanktons. Die Triptonkonzentration und die Sichttiefe wurden auch hier durch die ungenügende Stadienzuordnung meist unterschätzt (Abb. X.i der Anlage).

10.2 Tagebaukomplex Lausitz

Durch die Befliegung dieses großen Bergbaugesbietes mit einem Ausmaß von ca. 220 km^2 wurden sehr verschiedene Restseen des Lausitzer Braunkohlenreviers erfasst (Abb. II.n und X.j der Anlage). Da eine Beprobung aus sicherheitstechnischen Gründen nur im Senftenberger See möglich war, wurde die in Abb. X.j aufgestellte Stadieneinteilung der restlichen Seen anhand der hydrochemischen Daten der BTU Cottbus (LESSMANN 2001) vorgenommen. Außerdem ist in Abb. X.j der Anlage die anfängliche und die nachbearbeitete Stadieneinteilung zu sehen. Im Vergleich zu den Felddaten ist bis auf die Seen Sedlitz und Koschen eine gute Übereinstimmung festzustellen, wobei die Unterscheidung des Eisenstadiums I vom Eisenstadium II auch hier Probleme bereitet. In der Tab. X.a der Anlage ist eine Gegenüberstellung der in situ-Daten zu den aus den *casi*-Befliegungen abgeleiteten Werten aufgelistet. Es ist zu erkennen, dass der saure Bereich des Senftenberger Sees nicht detektiert wurde. Die Ursache ist sicherlich eine Überlagerung der Reflexionsspektren des Aluminiumstadiums mit denen des Karbonatstadiums, die schon in Kapitel 7 festgestellt wurde. Durch das Alter des Sees sind die signifikanten Reflexionsmerkmale des Aluminiumstadiums nicht mehr zu erkennen. Der Sedlitzer See sollte sich aufgrund seines pH-Wertes im Eisenstadium II befinden. Die Eisenionenkonzentration liegt mit 21 mg l^{-1} aber nicht im Bereich des Eisenstadium II, so dass die Gelbstoffabsorption nicht ausreicht, um den erforderlichen Wertebereich für die Reflexionsparameter zu erreichen. Beim Skadoer See und den Restseen Bluno und Nordrandschlauch ist die Unterscheidung in Eisenstadium I und Eisenstadium II vertauscht. Ursache dafür sind wie auch schon beim Tagebau Plessa, die unzureichende Datenbasis für das Eisenstadium I. Die letzte Fehlklassifizierung tritt im Koschener See auf. Hier wird das Aluminiumstadium als Übergangsstadium I klassifiziert. Diese Fehlklassifizierung trat auch schon bei den Restseen Rösa und Holzweißig-West der Goitsche, aufgrund der Überlagerung der Reflexionsspektren, auf. Die teilweise Zuordnung des Übergangsstadiums II zum Nordrandschlauch ist wahrscheinlich auf Flachwasserbereiche zurückzuführen. Insgesamt ist festzustellen, dass die eisensauren Seen mit Eisenionenkonzentrationen über 30 mg l^{-1} sowie die Seen im Übergangsstadium II und im Karbonatstadium sehr gut klassifiziert werden konnten. Probleme bereiten dagegen die sauren Seen ohne signifikante Eisenionenkonzentrationen.

Für die Gelbstoffkonzentrationen in Abb. X.k der Anlage sind nur im Senftenberger See in situ-Daten vorhanden (Tab. VI.a der Anlage). Die Konzentrationen im südlichen Schlauch (*sfbs*) stimmen dabei sehr gut überein, wogegen an der Probenahmestelle *sfbb* die Gelbstoffkonzentration überschätzt wird. Der aus der Gelbstoffkonzentration abgeleitete pH-Wert sowie die abgeleitete

Azidität und Eisenionenkonzentration (Abb. X.k der Anlage) liegen besonders in den falsch klassifizierten Seen nicht im vorgegebenen Wertebereich. Weitere Unterschiede zwischen den in situ-Daten und den abgeleiteten Daten zeigen sich meist in einer Überschätzung um eine Klasse (Tab. X.a der Anlage, rot markierte Bereiche). Die ebenfalls aus der Gelbstoffkonzentration abgeleitete DOC-Konzentration wird auch in den meisten Fällen überschätzt. Die Chlorophyll-a-Konzentration bewegt sich bei allen Seen meist unter $5 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Differenz zwischen der in situ- und der abgeleiteten Konzentration in Bluno kommt durch die Differenz zwischen dem Aufnahme- und Beprobungsdatum zustande. Höhere Konzentrationen sind vorwiegend an den Randbereichen des Senftenberger Sees zu finden. Beim Vergleich mit den vorhandenen in situ-Triptonkonzentrationen weisen die abgeleiteten Konzentrationen meist niedrigere Werte auf. Die abgeleiteten Sichttiefen stimmen zu 50 % überein, wobei noch die teilweise falsche Stadieneinteilung bzw. die Differenz zwischen Aufnahme- und Beprobungsdatum zu berücksichtigen ist.

10.3 Bergbaugebiet Teutschenthal

Im Gebiet um Teutschenthal und Wansleben westlich von Halle (Abb. II.o der Anlage) wird seit Beginn des Jahrhunderts unterirdisch Kalisalz abgebaut. Außerdem erfolgte der oberirdische Abbau von Kies und Kaolinton, durch welchen die vorhandenen Seen hauptsächlich gebildet wurden (RICHTER 2001). Die Stadieneinteilung in Abb. X.m erfolgte aufgrund einer Feldbegehung am 06.11.01, bei der vom Rand der Seen der pH-Wert und die Leitfähigkeit gemessen wurden sowie die Aufnahme der Farbe erfolgte (Tab. X.b der Anlage).

Die Zuordnung der Stadien zu den einzelnen Seen durch das IDL-Programm ist in Abb. X.n der Anlage dargestellt. Es ist zu erkennen, dass im Vergleich zu den Stadien aus den Felddaten eine gute Übereinstimmung vorhanden ist (Tab. X.b der Anlage). Nur in zwei von elf Seen wurde das Stadium falsch bestimmt. Der Probenpunkt *teu* wurde anhand seines pH-Wertes in das Karbonatstadium eingeordnet, durch den Algorithmus aber als Eisenstadium I klassifiziert. Ursache hierfür ist die sehr hohe Gelbstoffkonzentration bzw. DOC-Konzentration des Sees (Tab. VI.a und b der Anlage), welche durch die Einleitung von Hausabwässern entsteht. Durch diese hohe Gelbstoffabsorption von $13,6 \text{ m}^{-1}$ wird das Reflexionsspektrum in der Weise beeinflusst, dass die Wertebereiche der Reflexionsparameter im Eisenstadium I zu finden sind. Das bedeutet, dass bei der Untersuchung eines unbekanntes Gebietes mit Hilfe der vorgestellten Methoden, die eisensauren Gewässer als Eisenstadium klassifiziert werden, ebenso aber auch Gewässer mit sehr hohen DOC-Konzentrationen. In jedem Fall lässt die Klassifizierung eines Sees als Eisenstadium die Aussage einer Kontamination des Sees zu. Der See am Punkt *P I* wird wahrscheinlich aufgrund des überwiegenden Flachwasserbereiches falsch klassifiziert. Auch im nordwestliche Teil des Sees am Punkt *wan*, welcher als Übergangsstadium II klassifiziert wird, ist ein Flachwasserbereich vorhanden.

Die Gelbstoffkonzentrationen liegen bei den meisten Seen zwischen 2 m^{-1} und 5 m^{-1} , außer bei *wan*, wo Konzentrationen bis zu 10 m^{-1} auftreten (Abb. X.o der Anlage). Die Gelbstoffkonzentration bei *teu* wird unterschätzt, welches wahrscheinlich auf die anderen Absorptionseigenschaften des Gelbstoffes durch die erhöhte DOC-Konzentration zurückzuführen ist. Die pH-

Werte der richtig klassifizierten Seen liegen zu 78 % im Bereich der in situ-Daten (Abb. X.o und Tab. X.b der Anlage). Zu berücksichtigen ist dabei noch der Versatz zwischen der Befliegung am 26.06.01 und der Feldanalyse am 06.11.01, welche zu Differenzen führen kann.

Für die anderen abgeleiteten Parameter stehen in situ-Vergleichsdaten nur für *wan* und *teu* zur Verfügung. Sehr hohe Aziditäten und Eisenionenkonzentrationen sind auch nur in *wan* und *teu* zu finden (Abb. X.p der Anlage). Am Punkt *wan* stimmen diese sehr gut mit den in situ-Werten überein. Aufgrund der Klassifikation des Sees am Punkt *teu* in das Eisenstadium wird eine hohe Azidität und Eisenionenkonzentration quantifiziert, die aber nicht vorhanden ist.

Die DOC- und besonders auch die Chlorophyll-a-Konzentrationen sind in allen Seen mit bis zu über 10 mg l⁻¹ bzw. über 80 µg l⁻¹ sehr hoch (Abb. X.q der Anlage). Die Chlorophyll-a-Konzentration am Punkt *wan* stimmt dabei sehr gut mit der in situ-Konzentration überein (*casi* = 20 µg l⁻¹ – 40 µg l⁻¹, in situ = 21 µg l⁻¹).

Die Triptonkonzentration und die Sichttiefe sind sehr unterschiedlich zwischen den einzelnen Seen (Abb. X.r der Anlage). Die sehr geringen Konzentrationen an *P 5, 6 und 9* werden falsch berechnet, da die Referenzwellenlänge bei 762 nm zu hoch ist und ein negativer Reflexionsparameter berechnet wird, welcher zu sehr hohen Triptonkonzentrationen und niedrigen Sichttiefen führt. Der Vergleich der abgeleiteten Konzentrationen mit den in situ-Daten am Punkt *wan* führt zu sehr guten Ergebnissen (*casi* = 2 mg l⁻¹ – 5 mg l⁻¹, in situ = 3,5 mg l⁻¹, *casi* = 0,5 m – 1 m, in situ = 0,65 m).

10.4 Havel und Tegeler See

Als Referenzgebiete natürlicher Gewässers wurden am 02.04.01 die Havel und der Tegeler See in Berlin vom WeW befliegen. Da an diesem Tag bis 2/8 cu auftraten (Tab. V.b der Anlage), ist die Befliegungsqualität in der Nähe der wolkenbedeckten Bereiche nicht sehr gut, wie auch in Abb. X.s der Anlage zu erkennen. Durch den Algorithmus der Stadieneinteilung werde beiden Gewässern dem Karbonatstadium zugeordnet, welches auch dem Stadium der natürlichen Gewässer entspricht (Abb. X.s der Anlage).

Die Gelbstoffkonzentration schwankt im gesamten Gebiet zwischen 0,5 m⁻¹ und 10 m⁻¹ (Abb. X.t der Anlage). Daraus abgeleitet werden der pH-Wert, welcher Werte zwischen 6 und größer 8 annimmt, sowie die Azidität und Eisenionenkonzentration, die zu vernachlässigen sind (Abb. X.t der Anlage). Die höchsten Werte für die Gelbstoffkonzentration und somit auch für den pH-Wert und die DOC-Konzentration (bis über 10 mg l⁻¹, Abb. X.t der Anlage) sind im oberen Teil der Havel zu finden. Da keine in situ-Daten vorlagen, konnten diese Verteilungen nicht geprüft werden.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen schwanken im Bereich von 10 µg l⁻¹ bis 80 µg l⁻¹, wobei in der Havel höhere Werte als im Tegeler See zu verzeichnen sind (Abb. X.u der Anlage). Dieser Konzentrationsbereich wird auch bei OLBERT (2000) in den Jahren 1995 und 1996 abgedeckt. Die Triptonkonzentrationen liegen im Bereich bis 2 mg l⁻¹, woraus sich Sichttiefen bis zu 3 m ergeben (Abb. X.u der Anlage). Die sehr geringen Triptonkonzentrationen und daraus folgend die höheren Sichttiefen über 3 m im östlichen Teil des Tegeler Sees sowie im nordöstlichen Teil der Havel sind wahrscheinlich auf Wolkenschatten zurückzuführen.

11 Zusammenfassung und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurde erstmals gezeigt, dass es möglich ist, mit Hilfe von flugzeuggetragenen hyperspektralen Sensoren (hier *casi*) limnologische Parameter aus sauren und neutralen Tagebaurestseen über einen längeren Zeitraum zu bestimmen.

Um dieses Ziel zu erreichen, ist es notwendig, die Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften der Wasserinhaltsstoffe (inhärente optische Eigenschaften) eines Gewässers und damit die Auswirkungen der Wasserinhaltsstoffe auf den Reflexionsgrad zu kennen. Da diese Eigenschaften zwar von natürlichen Gewässern, jedoch nicht von Tagebaurestseen und anderen sauren Seen bekannt sind, beschäftigt sich der erste Ergebnissteil der Arbeit mit der Bestimmung der limnologischen sowie der optischen Eigenschaften zur Charakterisierung der Tagebaugewässer (Kapitel 6). Diese erstmals durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass sich die optischen Eigenschaften der Tagebaugewässer einerseits von denen natürlicher Gewässer unterscheiden, andererseits aber auch zwischen den einzelnen Tagebaurestseen Differenzen in den spezifischen Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften auftreten. Durch verschiedene Messungen und Berechnungen (Kapitel 5) konnten fünf Gruppen von Gewässern mit gleichen optischen Eigenschaften extrahiert werden. Im Vergleich zu den limnologischen Eigenschaften wurde jeder optischen Gruppe ein limnologisches Stadium zugeordnet (Kapitel 6). Die limnologische Stadieneinteilung orientierte sich dabei hauptsächlich an den im Wasser vorherrschenden Puffersystemen, wobei versucht wurde, verschiedene Ansätze zur hydrochemischen und hydrobiologischen Charakterisierung von Tagebaurestseen zu integrieren (GELLER ET AL. 1997, PIETSCH 1973). Eine zusammenfassende Übersicht der Stadien sowie ihrer limnologischen und optischen Eigenschaften gibt Tab. 11.1.

Da die Wasserinhaltsstoffe in jedem Stadium andere Absorptions- und Rückstreuungseigenschaften besitzen, wurden zur Ableitung der limnologischen Parameter unterschiedliche Algorithmen benötigt. Voraussetzung für die Konzentrationsableitungen ist die Einteilung der Gewässer in den *casi*-Daten nach ihrem limnologischen Entwicklungsstadium, welches den zweiten Ergebnissteil dieser Arbeit einnimmt (Kapitel 7). Um die Einteilung vornehmen zu können, wurden durch die Analyse der Reflexionsspektren des jeweiligen Stadiums folgende Reflexionsparameter abgeleitet:

- (A) Wellenlänge des Reflexionsmaximums
- (B) Differenz zwischen Reflexionsmaximum und -minimum
- (C) Steigung zwischen $R_{489\text{nm}}$ und dem Reflexionsmaximum
- (D) Steigung zwischen dem Reflexionsmaximum und $R_{624\text{nm}}$
- (E) Differenz zwischen $R_{489\text{nm}}$ und $R_{624\text{nm}}$
- (F) Differenz zwischen $R_{556\text{nm}}$ und $R_{635\text{nm}}$

Jeder Reflexionsparameter besitzt in jedem Stadium charakteristische Wertebereiche (Tab. VII.a, d und e der Anlage), wodurch die Stadien unterschieden werden können.

Tab. 11.1 Übersicht der Stadien und ihrer limnologischen sowie optischen Eigenschaften (Mittelwerte).

	Eisen- stadium I	Eisen- stadium II	Aluminium- stadium	Übergangs- stadium I	Übergangs- stadium II	Karbonat- stadium
pH-Wert	< 3,0	< 3,0	3,4 – 4,3	4,5 – 7,3	5,3 – 7,6	6,7 – 8,2
Puffersystem	Eisenpuffer			Hydrogenkarbonatpuffer		
		Aluminiumpuffer				
Fe [mg l⁻¹]	97	89	5,2	0,2	0,3	0,2
SO₄²⁻ [mg l⁻¹]	1600	2300	590	420	850	400
Leitf. [mS cm⁻¹]	2,4	2,5	1,1	0,7	1,4	1,7
DOC [mg l⁻¹]	3,9	1,2	1,3	1,7	4,0	4,2
C_{chl} [µg l⁻¹]	-	2,7	2,3	1,7	2,4	7,3
C_{Tr} [mg l⁻¹]	-	1,3	3,0	1,6	2,1	1,4
C_Y [m⁻¹]	11	2,6	0,2	0,2	0,5	0,7
SD [m]	0,76	2,6	2,4	2,4	0,76	3,9
Charakteristik	~ C _Y		~ C _{Tr}	~ C _{chl}	~ C _{Tr}	~ C _{Tr} , ~ C _{chl}
a*_{Tr} [m² g⁻¹]	-	0,11	0,24	0,11	0,39	0,34
b_b*_{Tr} [m² g⁻¹]	-	0,004	0,020	0,030	0,048	0,025
S_Y [nm⁻¹]	0,012	0,016	0,013	0,014	0,014	0,016

Die Übertragung der Stadieneinteilung auf die *casi*-Daten erfolgte mit Hilfe eines erstellten IDL-Programms, in dem die Reflexionsparameter aus den *casi*-Spektren der Wasserflächen berechnet und anhand der Wertebereiche dem jeweiligen Stadium zugeordnet wurden. Die Festlegung der Wertebereiche war ein iterativer Prozess, um eine höchst mögliche Genauigkeit der Stadieneinteilung zu erzielen. Da die Festlegung der Wertebereiche an sehr differenzierten Datensätzen erfolgte (verschiedene Testgebiete, verschiedene Befliegungsqualitäten), um eine breite Basis für die Auswertungen zu erhalten, musste ein Ausgleich zwischen der Nichtklassifizierung und der Fehlklassifizierung einzelner Bereiche gefunden werden. Ergebnis dieses Prozesses ist häufig die Nichtklassifizierung von Bildpunkten, um die Fehlklassifizierungen weitestgehend auszuschließen. Für die Ableitung der limnologischen Parameter ist es jedoch notwendig, dass jedem „Wasserpixel“ ein Stadium zugeordnet ist. Um dies zu erreichen, wurde die Umgebung jedes unklassifizierten Pixels in einer 3 x 3 Matrix auf ihre Stadienklassifizierung untersucht und dem unklassifizierten Pixel das am häufigsten vorkommende Stadium zugeordnet. Dieser Prozess wurde solange wiederholt, bis alle unklassifizierten Pixel einem Stadium zugeordnet werden konnten. Um auftretende Fehlpixel zu beseitigen, wurde die Stadieneinteilung der einzelnen Pixel in einer 5 x 5 Matrix gemittelt.

In Abb. 11.1 ist ein Beispiel für die Stadieneinteilungen dargestellt. Bei der Algorithmenentwicklung zur Stadieneinteilung wurden Datensätze unterschiedlicher Qualität verwendet, um

eine möglichst große Zahl von Befliegungen auswerten zu können. So kann festgestellt werden, dass die Datensätze mit einer Bewölkung von 0/8 bis 2/8 mit einer hohen Genauigkeit klassifiziert wurden und der entwickelte Algorithmus robust auf die Sensorstörungen im Jahr 1999 reagiert. Problematisch ist dagegen die Auswertung der Befliegungen mit 4/8 bis 8/8 Bewölkung bzw. Sichten unter 20 km, bei denen die Auswertung teilweise nicht mehr sinnvoll ist, da viele Seen vollständig fehlklassifiziert wurden. Eine unbefriedigende Stadieneinteilung erfolgte außerdem bei den Restseen Rösa und Holzweißig-West, wo die Seen statt als Aluminiumstadium als Übergangsstadium I klassifiziert wurden.

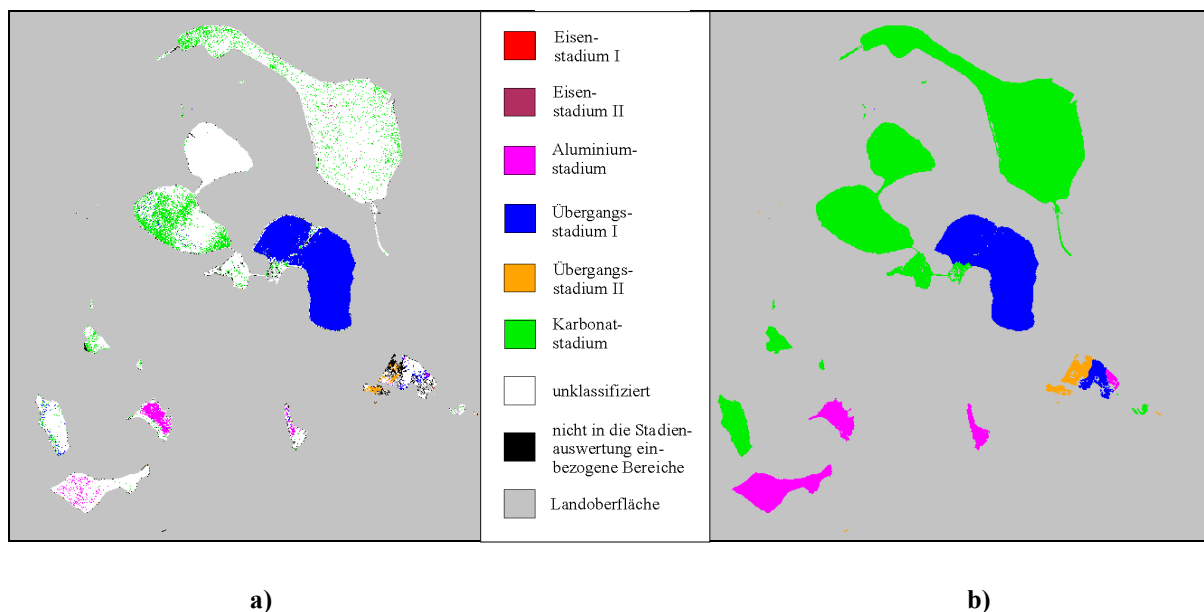


Abb. 11.1 a) Anfängliche Stadieneinteilung der Goitsche am 14.08.00.
b) Nachbearbeitete Stadieneinteilung der Goitsche am 14.08.00.

Die Einteilung von Gewässern in Gruppen mit gleichen optischen Eigenschaften sowie die Zuordnung eines limnologischen Stadiums und die Klassifizierung dieser Gruppen bzw. Stadien in Fernerkundungsdaten ist aus der Literatur nicht bekannt. Es ist daher davon auszugehen, dass dieser Algorithmus einen neuen Ansatz zur Auswertung von Gewässern mit Fernerkundungsdaten darstellt.

Nach der Übertragung der Stadieneinteilung auf die *casi*-Daten beschäftigt sich der dritte Ergebnisteil der Arbeit mit der Entwicklung von Algorithmen für die Ableitung der Konzentrationen limnologischer Parameter (Kapitel 8). In diesem Prozess wurden für jedes Stadium sowie für unterschiedliche Konzentrationen an Gelbstoff (gelöste färbende Wasserinhaltsstoffe), Chlorophyll a und Tripton (Schwebstoffe außer Phytoplankton) Reflexionsspektren und Sensitivitäten modelliert. Als Sensitivität wird in diesem Zusammenhang die Änderung des Reflexionsgrades bei Erhöhung der Konzentration der Wasserinhaltsstoffe verstanden. Anhand der modellierten Reflexionsspektren und Sensitivitäten erfolgte die Ableitung von Reflexionsparametern, welche mit den gegebenen Konzentrationsbereichen zu berechneten Korrelationskurven zwischen der Konzentration und den Reflexionsparametern führten (Tab. 11.2).

Diese Vorgehensweise entspricht der semi-empirischen/ semi-analytischen Methode zur Auswertung von Fernerkundungsdaten.

Diese Reflexionsparameter wurden nicht nur aus den modellierten Spektren, sondern auch aus den *casi*-Spektren berechnet und mit den in situ-Daten korreliert. Die Ableitung der Form der Regressionsgleichung erfolgte in Übereinstimmung mit der berechneten Abhängigkeit (linear, exponentiell, potentiell, logarithmisch). Aufgrund zu geringer Konzentrationswerte war in wenigen Fällen keine Korrelation zwischen den Reflexionsparametern und den in situ-Daten gegeben. Da für die spätere flächendeckende Ableitung der Konzentrationen eine Konzentrationsgleichung notwendig ist, wurde für diese Fälle eine theoretische Korrelationskurve in Anlehnung an die berechnete Korrelationskurve angenommen. Für jedes Stadium wurde so je eine Korrelationsgleichung für die Parameter Gelbstoff, Chlorophyll a und Tripton bestimmt.

Die Ableitung der Gelbstoffkonzentration und der damit verbundenen DOC-Konzentration aus Fernerkundungsdaten wird an natürlichen Gewässern selten durchgeführt (KALLIO ET AL. 1998, KUTSER ET AL. 1995). Die dort verwendeten Reflexionsparameter wurden geprüft, konnten aber aufgrund der geringen Korrelation nicht verwendet werden.

Die Auswahl des Reflexionsparameters für Chlorophyll a erfolgte in Anlehnung an verschiedene Literaturquellen (DEKKER 1993, KALLIO ET AL. 1998, KELLER ET AL. 1998, THIEMANN 2000). Der Regressionskoeffizient liegt bei den verschiedenen Stadien der Tagebaurestseen zwischen 0,56 und 0,98 und damit im Bereich der Literaturwerte (0,43 bis 0,98, Tab. III. c der Anlage). Die abgeleiteten Konzentrationseinteilungen entsprechen ebenfalls denen in der Literatur, wobei hier meist ein Konzentrationsbereich bis $100 \mu\text{g l}^{-1}$ auftritt. In den Tagebaurestseen konnten in situ maximal $37 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll a gemessen werden, welches die Regressionsgenauigkeit herabsetzt.

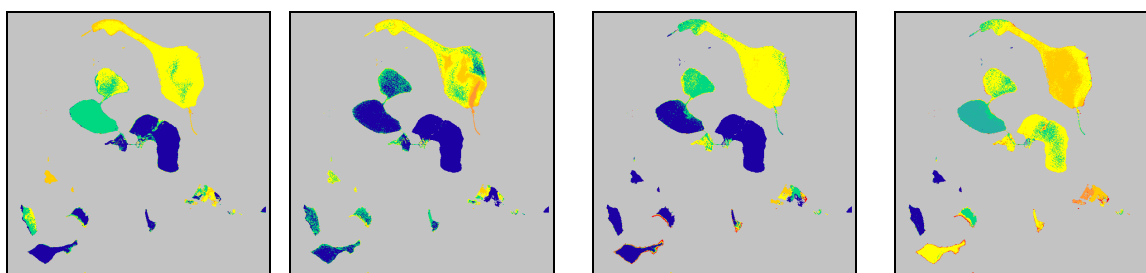
Der Reflexionsparameter für Tripton im Aluminiumstadium, Übergangsstadium II und im Karbonatstadium wurde in Anlehnung an ELOHEIMO ET AL. 1998 ausgewählt. Die dort bestimmte Regressionsgenauigkeit von 0,92 im Bereich von 2mg l^{-1} bis 12mg l^{-1} konnte bei den Tagebaurestseen nicht erreicht werden (0,42 bis 0,7). Die geringen Regressionsgenauigkeiten sind einerseits auf die geringe Anzahl der Probenpunkte (Aluminiumstadium z. B. nur drei), andererseits auf die geringen Konzentrationen (im Karbonatstadium maximal 3mg l^{-1}) zurückzuführen.

Um für die Sichttiefe ebenfalls eine Regressionsgleichung zu erhalten, wurden die Reflexionsparameter der Wasserinhaltsstoffe genutzt, die in dem jeweiligen Stadium mit der Sichttiefe korrelieren (Tab. 11.1). Tab. 11.2 gibt dazu einen Überblick der Reflexionsparameter in den einzelnen Stadien sowie der dazugehörigen Regressionsgleichungen. Es wurde nicht, wie in verschiedenen Publikationen (ELOHEIMO ET AL. 1998, KUTSER ET AL. 1995), ein separater Reflexionsparameter für die Sichttiefe bestimmt, da die Sichttiefe nicht direkt mit dem Reflexionsspektrum zusammenhängt, sondern der Zusammenhang immer nur über die Wasserinhaltsstoffe besteht. Die Verwendung eines Spektralkoeffizienten wie bei THIEMANN (2000) wurde ebenfalls geprüft und wegen zu geringer Korrelationen verworfen.

Tab. 11.2 Übersicht der Reflexionsparameter und Regressionsgleichungen für jedes Stadium und jedem Wasserqualitätsparameter.

		Eisen- stadium I	Eisen- stadium II	Aluminium- stadium	Übergangs- stadium I	Übergangs- stadium II	Karbonat- stadium
C_Y	Ref.param.	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$R_{556nm} - R_{750nm}$	$R_{500nm} - R_{624nm}$	$R_{556nm} - R_{750nm}$	$R_{556nm} - R_{750nm}$
	Regr.gl.	$7,03x^{-1,11}$	$1,20x^{-0,74}$	$2,46e^{-0,71x}$	$1,24e^{-0,68x}$	$3,5e^{-0,3x}$	$2,17e^{-0,74x}$
C_{Chla}	Ref.param.	R_{704nm} / R_{670nm}	R_{704nm} / R_{670nm}	R_{704nm} / R_{670nm}	R_{704nm} / R_{670nm}	R_{704nm} / R_{670nm}	R_{704nm} / R_{670nm}
	Regr.gl.	$56,37x - 48,5$	$56,37x - 48,5$	$35,34x - 23,60$	$6,13x - 3,60$	$43,01x - 28,95$	$64,49x - 48,22$
C_{Tr}	Ref.param.	$R_{636nm} - R_{750nm}$	$R_{636nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$R_{556nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$
	Regr.gl.	$2,14x+0,71$	$2,14x+0,71$	$1055,3e^{-2,89}$	$0,11e^{0,39x}$	$10,94e^{-1,51}$	$21,4e^{-2,21}$
SD	Ref.param.	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	R_{704nm} / R_{670nm}	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$
	Regr.gl.	$65,21x^{0,06}$	$343,58x^{0,35}$	$262,02\ln(x) - 30,84$	$-503,13x + 642,89$	$65,16x^{1,0}$	$439,12x - 350,54$

Diese Regressionsgleichungen wurden in das vorhandene IDL-Programm integriert, um die flächendeckenden Konzentrationen aus den *casi*-Daten abzuleiten. In Abb. 11.2 ist für jeden limnologischen Parameter ein Beispiel dargestellt. Die farbliche Zuordnung der Konzentrationen kann Tab. IX.a der Anlage entnommen werden.



a)

b)

c)

d)

Abb. 11.2 a) Gelbstoffkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) Chlorophyll-a-Konzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) Triptonkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Sichttiefe am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.

Um weitere limnologische Parameter ableiten zu können, wurden die Beziehungen der Gelbstoffkonzentration zur Eisenionen- und DOC-Konzentration sowie zum pH-Wert und der Azidität genutzt (Abb. VIII.hh und Tab.VIII.i der Anlage). Durch die Integration der abgeleiteten Regressionsgleichungen und Wertebereiche in das IDL-Programm konnten auch für die Eisenionen- und DOC-Konzentration sowie für den pH-Wert und die Azidität flächendeckende Verteilungskarten erstellt werden (Abb. 11.3). Die farbliche Zuordnung der Konzentrationen kann ebenfalls Tab. IX.a der Anlage entnommen werden.

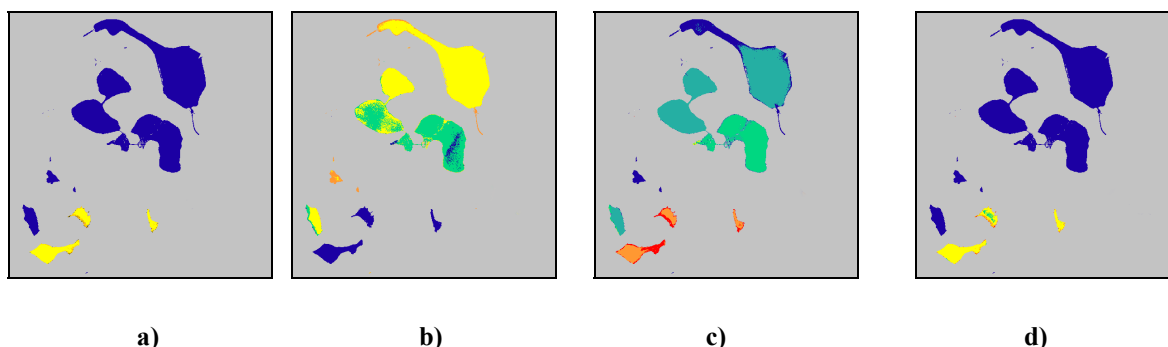


Abb. 11.3 a) Eisenionenkonzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 b) DOC-Konzentration am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 c) pH-Wert am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.
 d) Azidität am 14.08.00 im Tagebaukomplex Goitsche.

Die vorgestellten Algorithmen wurden anhand der Datensätze der Goitsche, Kahnsdorf, Bockwitz und Merseburg-Ost von 1998 bis 2000 entwickelt. Zur Überprüfung der Algorithmen dienten die Datensätze des Jahres 2001 der Goitsche (Kapitel 8.4.4). Es konnte festgestellt werden, dass die Algorithmen zur Bestimmung der Gelbstoff-, Chlorophyll-a- und Triptonkonzentration sowie der Sichttiefe sehr gut greifen, wenn die Befliegungsqualität gut bis sehr gut ist. Das bedeutet, dass bei Befliegungen mit 4/8 bis 8/8 Bewölkung oder Sichten unter 20 km die Auswertung fehlerbehafteter sein kann.

Der letzte Teil der Arbeit beschäftigte sich mit der Anwendung der entwickelten Methoden auf alle *casi*-Datensätze (Tab. V.a der Anlage). Dabei stand die Flutung des Tagebaukomplexes Goitsche von 1998 bis 2001 im Vordergrund (Kapitel 9). Außerdem erfolgte die Anwendung der Algorithmen auf mehrere Datensätze der Tagebaurestseen Kahnsdorf, Bockwitz und Merseburg-Ost (Kapitel 9) sowie die Übertragung der Algorithmen auf andere Bergbaureviere wie das Lausitzer Braunkohlenrevier oder das Bergbaugbiet Teutschenthal (Kapitel 10).

An der Auswertung der Befliegungen der Goitsche von 1998 bis 2001 ist die Anwendbarkeit von *casi*-Daten zur flächhaften Überwachung von Bergbaugebieten besonders gut zu sehen. So sind nicht nur die Veränderungen des pH-Wertes während der Flutung von 1999 bis 2001, sondern auch die saisonalen Änderungen der Chlorophyll-a-Konzentration oder die Änderung der Sichttiefe sehr gut mit den *in situ*-Werten vergleichbar. Zusätzlich sind einzelne Ereignisse, wie z. B. die Verringerung des pH-Wertes im Restsee Niemeck im Sommer 1999 durch die Überstauung des pyritreichen Bernsteinschluffes oder der Eintrag sauren Wassers an der Westseite des Paupitzscher Sees sehr gut zu erkennen.

Neben der Goitsche wurden auch die Restseen Kahnsdorf, Bockwitz und Merseburg-Ost mehrmals während des Untersuchungszeitraums befliegen und untersucht. Besonders im Tagebau Merseburg-Ost sind Muster in der Konzentrationsverteilung zu erkennen (Abb. 11.4, die farbliche Zuordnung zu den Konzentrationen kann Tab. IX.a entnommen werden). Im westlichen Gewässer, dem Restsee Merseburg-Ost 1a, ist an beiden Beispielen eine Änderung am westlichen Randbereich zu erkennen. Diese Änderungen sind auf den Eintrag von sauren Sumpfungswässern zurückzuführen, wodurch es einerseits zu Ausfällungen und damit zur Verringerung der Sichttiefe, andererseits aber auch zur Verringerung des pH-Wertes kommt.

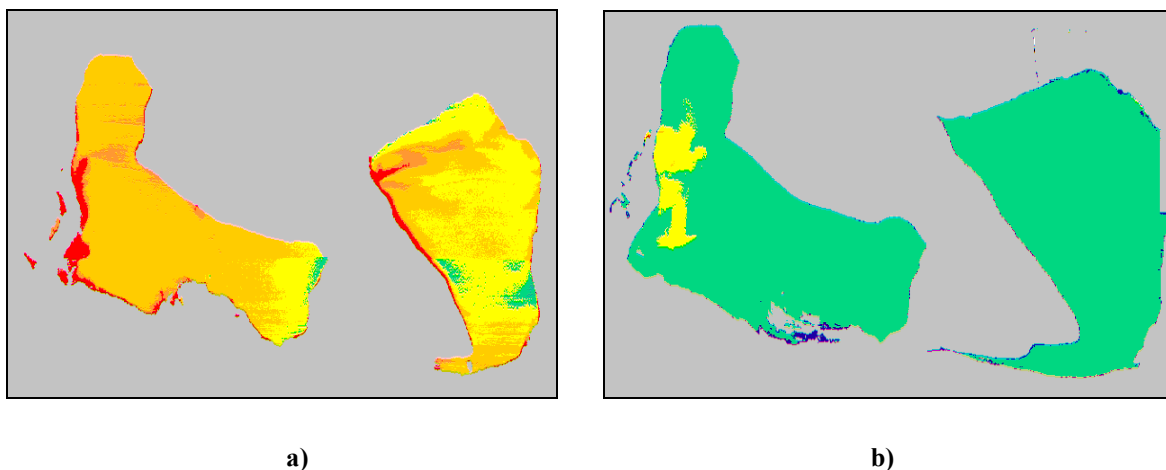


Abb. 11.4 a) Sichttiefe am 18.05.99 im Tagebau Merseburg-Ost
b) pH-Wert am 10.05.01 im Tagebau Merseburg-Ost.

Zur Überprüfung der Methoden an anderen Testgebieten wurden Befliegungen in der Lausitz, im Bergbaugesamt um Teutschenthal sowie von der Havel und dem Tegeler See in Berlin miteinbezogen. Die eisensauren Seen (Eisenstadien), die natürlichen Gewässer (Karbonatstadium) sowie die Seen mit signifikanten Eisenausfällungen (Übergangstadium II) wurden in allen Untersuchungsgebieten sehr gut erkannt. Probleme bereiteten die sauren bis schwach sauren Gewässer ohne signifikante Absorptionseigenschaften, d. h. ohne signifikante Eisenionenkonzentrationen. Dort wurden die Stadien nicht immer richtig klassifiziert, welches sich dann auch auf die Ableitung der Konzentrationen auswirkte. Besondere Probleme bereitete dabei die Unterscheidung des Aluminiumstadiums vom Übergangstadium I. Auch die Ableitung der verschiedenen Konzentrationen an den überprüfaren Datensätzen war bei den Seen, welche richtig klassifiziert wurden, sehr gut.

Wie in Kapitel 3 dargelegt, gab es auf dem Gebiet der Fernerkundung von Tagebaurestseen nur sehr sporadische Ansätze. Die fortgeschrittensten Arbeiten sind dabei die Untersuchungen von JÄCKLIN (1999), wo ebenfalls limnologische Stadien, allerdings aus Landsat TM 5-Daten, abgeleitet wurden. Erfolgreich konnte dabei die Ausweisung der eisensauren Tagebaurestseen durch die Anwendung einer überwachten (Minimum-Distance) sowie einer unüberwachten Klassifikation an einem Datensatz gezeigt werden. Eine Übertragung des dort angewendeten Algorithmus auf

andere Datensätze, im Hinblick auf ein Monitoring, oder die Ableitung von Konzentrationen einzelner Wasserinhaltsstoffe konnte aber nicht erfolgen.

Mit der vorliegenden Arbeit wurde daher erstmals eine umfassende Datenerhebung optischer Parameter von unterschiedlichsten Tagebaurestseen vorgenommen. Die verschiedenen Datensätze (inkl. limnologischer und chemischer) wurden zielorientiert ausgewertet und Algorithmen zur Ableitung limnologischer Stadien sowie der Konzentrationen verschiedener Wasserinhaltsstoffe entwickelt. Alle Algorithmen wurden auf insgesamt 27 Datensätze verschiedener Gebiete angewandt.

Die vorgestellten Arbeiten zeigen, dass sich Fernerkundungsdaten sehr gut zur Überwachung größerer Tagebaugelände eignen. Besonders die Ausweisung der eisensauren Gewässer und der Tagebaurestseen, welche naturnahe Verhältnisse aufweisen, wie auch die Ableitung der Chlorophyll-a-Konzentration konnte sehr erfolgreich durchgeführt werden.

Da durch diese Arbeit erstmalig das gesamte notwendige Methodenspektrum zur Ableitung von Gewässerparametern aus Fernerkundungsdaten auf Tagebaurestseen angewendet wurde, ergeben sich eine Reihe von Ansätzen für weitere Forschungsarbeiten. So ist es für das bessere Verständnis der Absorptionseigenschaften des Gelbstoffes sowie für eine Weiterentwicklung der Methoden notwendig, die Wechselwirkungen der Eisenionen mit den Huminstoffen und deren Auswirkungen auf die Absorption und Reflexion zu untersuchen.

Durch die Untersuchung weiterer Gebiete und Seen, insbesondere in der Lausitz, aber auch in anderen Bergbauregionen Europas, wie z. B. in den Erzabbaugebieten Spaniens, mit den verwendeten Methoden bzw. durch die Anwendung zusätzlicher Methoden, könnte die Stadieneinteilung sowie die Ableitung der Konzentrationen optimiert und verifiziert werden. So ist es z. B. möglich, durch den Einsatz verbesserter Spektrometer (z. B. Hydra der DLR, BOCHTER (2001)) nicht nur den aufwärtsgerichteten Reflexionsgrad, sondern jede Art von Strahlungsverteilung und auch Absorptions- und Rückstreuoeffizienten in situ zu messen, um die optischen Eigenschaften umfangreicher zu charakterisieren und die biooptischen Modelle zu verifizieren.

Da das Ziel der Arbeit nicht nur die Erhebung und Auswertung der Feld- und Labordaten sowie die Entwicklung von Algorithmen zur Ableitung der Wasserinhaltsstoffe, sondern auch die Anwendung und Validierung dieser Algorithmen auf unterschiedlichste Testgebiete war, konnte nur ein Teil der denkbaren Auswertemethoden angewendet werden. So ist es z. B. darüber hinaus möglich, die modellierten Reflexionsspektren aus Kapitel 8 genauer zu untersuchen, um mehr Reflexionsparameter für die Stadieneinteilung zu extrahieren und diese so zu optimieren, oder verbesserte Reflexionsparameter zur Konzentrationsableitung zu erhalten.

12 Literaturverzeichnis

- ABIODUN, A. A. (1976): Satellite Survey of Particulate Distribution Patterns in Lake Kainji. *Remote Sensing of Environment*, 5, 109-123.
- ANDERSON, J. E. & E. I. ROBINSON (1998): Spectral Reflectance and Detection Iron-Oxide Precipitates Associated with Acidic Mine Drainage. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 64, 1201-1208.
- ANDERSON, J. E. & M. B. SATTERWHITE (1995): Remote Sensing of Acid Mine Drainage Using High-Resolution, Narrow-Band Digital Multispectral Video. *ASPRS 15th Bien.*, 192-209.
- ANGER, C. D., BABEY, S. K. & R. J. ADAMSON (1990): A new approach to imaging spectroscopy. *SPIE, Imaging Spectroscopy of the Terrestrial Environment*, 1298, 72- 87.
- BAKER, K. S. & R. C. SMITH (1982): Bio-optical classification and model of natural waters. *Limnology and Oceanography*, 27, 500-509.
- BERKNER, A. (1995): Die Berücksichtigung von Aspekten des Gebietswasserhaushaltes bei der Braunkohlenplanung in Westsachsen. IN: *DGFZ [HRSG.] (1995)*.
- BERKNER, A. (2001): Von der Tagebau- zur Seenlandschaft. *Geographische Rundschau*, Jahrgang 53, H3211, September 2001.
- BIGHAM, J. M., SCHWERTMANN, U., TRAINER, S. J., WINLAND, R. L. & M. WOLF (1996): Schwertmannite and the geochemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 2111-2121.
- BIRGER, J. (1997): Monitoring von Bergbaufolgelandschaften mittels Fernerkundungsdaten. Tagungsband *GEOSYSTEMS User Group Meeting*, Germering, 08. - 10.10.1997.
- BIRGER, J., GLAESSER, C., HERRMANN, B. & S. TISCHEW (1998): Multisensoral and multitemporal remote sensing of ecological damage caused by open-cast lignite mining in Central Germany. *ISPRS Commission VII Symposium on Resource and Environmental Monitoring*, 01. - 04.09.1998, Budapest, Ungarn. Proc. in *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Budapest, XXXII, Part 7, 70-77.
- BIRKENROTH, K.-D. (1995): Die wissenschaftlich-technischen und praktischen Aufgaben der LmbV bei der Sanierung des Wasserhaushaltes in den Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier. IN: *DGFZ [HRSG.] (1995)*.
- BOCHTER, K. (2001): Das Mehrstrahl-Spektralradiometer HYDRA: Entwicklung und Einsatz zur Charakterisierung des natürlichen Lichtfeldes unter und über Wasser und zur Bestimmung von Wasserqualitätsparametern. Dissertation, Universität der Bundeswehr München, DLR-Forschungsbericht 2000-38.
- BÖHRER, B. (2001): Limnologisches Gutachten 2001 für den Tagebau Merseburg-Ost. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.

- BOINE, J., OLBERT, C., GLÄBER, C. & J. FISCHER (1999): Preliminary spectral investigations of lignite open cast residual lakes in Central Germany. In Proc. (CD): 3th German-Dutch Symposium „Environmental Assessment and Monitoring“, KvAG (Netherlands) / DGPF-working group „Interpretation von Fernerkundungsdaten“, 28. / 29.04.1999, Halle.
- BOINE, J. & C. GLÄBER (2000): Optical properties of open cast lignite mining lakes in Central Germany. In Proc. (CD): ISPRS, XIX, 16. - 23.07.2000, Amsterdam.
- BRICAUD, A., MOREL, A. & L. PRIEUR (1981): Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnology and Oceanography*, 26, 43-53.
- BRICAUD, A., MOREL, A. & L. PRIEUR (1983): Optical efficiency factors of some phytoplankters. *Limnology and Oceanography*, 28(5), 816 – 832.
- BRICAUD, A., BEDHOMME, A.-L. & A. MOREL (1988): Optical properties of diverse phytoplanktonic species: experimental results and theoretical interpretation. *Journal Plankton Research*, 10, 851-873.
- BRICAUD, A. & D. SRAMSKI (1990): Spectral Absorption Coefficients of Living Phytoplankton and Nonalgal Biogenous Matter: A Comparison between the Peru upwelling Area and the Sargasso Sea. *Limnology & Oceanography*, 35, 562-582.
- BRICAUD, A., CLAUSTRE, H., OBOLENSKY, G. & M. BABIN. (2000): Light Absorption by Suspended Particles and Phytoplankton in Case 2 Waters. IN: Proc. (CD) Ocean Optics 2000.
- BRONSTEIN, I. N. & K. A. SEMENDJAJEW (1967): Taschenbuch der Mathematik. Teubner Verlag Leipzig.
- BUKATA, R. P., BRUTON, J. E. & J. H. JEROME (1985): Application of direct measurements of optical parameters to the estimation of lake water quality indicators, Environment Canada, Inland Waters Directorate, National Water Research Inst., Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Scientific Series No 140.
- BUKATA, R. P., JEROME, J. H., KONDRATYEV, K. Y. & D. V. POZDNYAKOV (1995): Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. CRC Press, New York.
- CARDER, K. L., TOMLINSON, R. D. & G. F. BEARDSLEY (1972): A technique for the estimation of indices of refraction of marine phytoplankton. *Limnology & Oceanography*, 17, 833-839.
- CARDER, K. L., STEWARD, R. G., HARVEY, G. R. & P. B. OERTNER (1989): Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. *Limnology and Oceanography*, 34, 68-81.
- CARPENTER, D. J. & S. M. CARPENTER (1983): Modelling inland water quality using Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 13, 345-352.
- CLASEN, S. & D. STEPHAN (1997): Einfluß von Puffervermögen und Mobilisierungspotential ausgewählter Grundwasserleiter auf die Grundwasserqualität im tagebaunahen Bereich. IN: GBL [HRSG.] (1997), 111-118.
- CLARK, R. N., VANCE, S. & R. O. GREEN (1998): Mineral mapping with imaging spectroscopy: in the Ray Mine. Summaries of the 7th Annual Airborne Earth Science Workshop, JPL, Pasadena.

- COCKS, T., JENSSEN, R., STEWART, A., WILSON, I. & T. SHIELDS (1998): The HyMap™ Airborene Hyperspectral Sensor: The System, Calibration and Performance. 1st EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy, Zürich, Oktober 1998.
- CORTES, I. M. (2000): Hydrochemische Untersuchungen und Bestimmung der exothermen Reaktion in Sedimenten im Tagebau Witznitz-Sachsen: Ein Versuch der Erkennung von Eisendisulfidprozessen in Kippen. Dissertation, TU Berlin.
- DAVIES-COLLEY, R. J. & W. N. VANT (1987): Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnology and Oceanography*, 32, 416-425.
- DEKKER, A. G., MALTHUS, T. J. M. & L. M. GODDJIN (1992): Monitoring cyanobacteria in eutrophic waters using airborne spectroscopy and multispectral remote sensing systems. Proc. of the 6th Australian Remote Sensing Conference, 02. - 06.11.1992, Wellington, Neuseeland, 1, 204-214.
- DEKKER, A. G. (1993): Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. PhD Thesis, Free University of Amsterdam.
- DEKKER, A. G. & S. W. M. PETERS (1993): The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. *International Journal of remote sensing*, 14(5), 799-821.
- DEKKER, A. G., MALTHUS, T. J. M. & H. J. HOOGENBOOM (1994): Quantitative determination of chlorophyll-a, cyanophycocyanin, seston dry weight, secchi depth transparency and the vertical attenuation coefficient in eutrophic surface waters by airborne imaging spectrometry. Proc. of the First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, 12. - 15.09.1994, Straßburg, Frankreich, 1, 141-152.
- DGFZ [HRSG.] (1995): Rezente Flutungsprobleme Mitteldeutscher und Lausitzer Tagebaurestlöcher. 4. Dresdner Grundwasserforschungstage 24. / 25.10.1995. Dresdner Grundwasserforschungszentrum.
- DIEHL, P. & H. HAARDT (1980): Measurement of the spectral attenuation to support biological research in a „plankton tube“ experiment. *Oceanologica Acta*, 3(1), 89-96.
- DIERSSEN, H. M. & R. C. SMITH (1997): Estimation of irradiance just below the air-water interface. *SPIE Ocean Optics X*, 2963, 204-209.
- DIN 38.404, C (1976): Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.
- DIN 38.405, D19 (1988): Anionen (Gruppe D), Bestimmung der Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Phosphat (ortho-), Bromid, Nitrat und Sulfat in wenig belasteten Wässern mit der Ionenchromatographie (D19). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.

- DIN 38.406, E22 (1987): Kationen (Gruppe E), Bestimmung der 33 Elemente AG, Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Ti, V, W, Zn und Zr durch Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ISP-OES) (E22). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.
- DIN 38.409, H2 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.
- DIN 38.409, H3 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (H3). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.
- DIN 38.409, H7 (1979): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H7). - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.
- DWIVEDI, R. M. & A. NARAIN (1987): Remote sensing of phytoplankton: an attempt from the Landsat Thematic Mapper. *International Journal of Remote Sensing*, 8(19), 1563-1569.
- DOERFER, R. (1979): Untersuchungen über die Verteilung oberflächennaher Substanzen im Elbe-Ästuar mit Hilfe von Fernmessverfahren. *Archiv für Hydrobiologie*, 43(2/3), 119-224.
- DOERFFER, R., FISCHER, J., STÖSSEL, M., BROCKMANN, C. & H. GRASSL (1989): Small scale patches of suspended matter and phytoplankton in the Elbe river estuary, German Bight and tidal flats. *Adv. Space Res.*, 9(1), 191-200.
- DOERFFER, R. & H. SCHILLER (1998): Determination of case 2 waters constituents using radiative transfer simulation and its inversion by neural networks. IN: *Proc. Ocean Optics XIV*, ACKELSON, S. & J. CAMPBELL [HRSG.], Office of Naval Research, Washington, DC.
- DOERFFER, R. & J. FISCHER (1994): Concentration of Chlorophyll, Suspended Matter and Gelbstoff in Case II waters derived from CZCS Satellite Data with Inverse Modelling Methods. *Journal of Geophysical Research*, 99, 7457-7466.
- DORMANN, H. (1999): Untersuchungen zu hydraulischen und hydrochemischen Prozessen im Initialstadium bindiger Mischbodenkippen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers – Beispiel Tagebaukippe Cospuden/ Zwenkau. Dissertation an der Universität Leipzig, UFZ-Bericht 34/2000.
- DUFFEK, A. (2000): Jahresbericht 2000 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- DUFFEK, A. & C. LANGNER (2001): Phosphorretention in Sedimenten eines sauren Tagebaurestsees unter dem Einfluss der Flutung. Wasserchemische Gesellschaft – Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Jahrestagung 2001 der Wasserchemischen Gesellschaft, 21. – 23.05.2001 in Bad Wildungen, 275-282.

- DUFFEK, A. & M. SCHULTZE (2002): Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flusswasser. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 17. – 21.09.2001 in Kiel, 406-410.
- EINSTEIN, A. (1910): Theorie der Opaleszenz von homogenen Flüssigkeiten und Flüssigkeitsgemischen in der Nähe des kritischen Zustandes. *Ann. Phys.*, 33, 1275.
- EISSMANN, L. (1994): Aktuelle und historisch bedingte Umweltprobleme des Braunkohlenbergbaus. IN: EISSMANN & LITT (1994B), 137-149.
- EISSMANN, L. & T. LITT (1994A): Klassische Quartärfolge Mitteldeutschlands von der Elsterzeit bis zum Holozän unter besonderer Berücksichtigung der Stratigraphie, Paläoökologie und Vorgeschichte (Exkursion B1), IN: EISSMANN & LITT (1994B), 250-355.
- EISSMANN, L. & T. LITT (1994B): Das Quartär Mitteldeutschlands: Ein Leitfaden und Exkursionsführer; Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. *Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen*, Heft 7.
- ELOHEIMO, K., HANNONEN, T., HÄRMÄ, P., PYHÄLAHTI, T., KOPONEN, S., PULLIAINEN, J., SERVOMAA, H., & T. KUTSER (1998): Coastal monitoring using satellite airborne and in-situ measurements data in the Baltic Sea. *Proc. 5th International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, San Diego, California, 05. – 07.10.1998, 2, 306-331.
- FELL, F. (1997): Validierung eines Modells zur Simulation des Strahlungstransportes in Atmosphäre und Ozean. *Strahlung in Atmosphäre und Ozean, Beiträge zur Fernerkundung*, 7.
- FISCHER, J. (1983): Fernerkundung von Schwebstoffen im Ozean. *Hamburger Geophysikalische Einzelschriften, Reihe A*, 65.
- FISCHER, J. (1984): Remote sensing of suspended matter, phytoplankton and yellow substance over coastal waters, Part 1: Aircraft measurement. *Mitteilungen des Geologisch-Paläontologischen Instituts der Universität Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderband*, 55, 85-95.
- FISCHER, J., DOERFFER, R. & H. GRASSL (1986): Factor analysis of multispectral radiances over coastal and open ocean water based on radiative transfer calculations. *Applied Optics*, 25, 448-456.
- FRAUENDORF, J., GLÄBER, C., OLBERT, C. & J. FISCHER (2001): Distinction of mining lakes with remote sensing methods in Central Germany. IN: *Proc. (CD) of International Conference Reclamation and remediation of post-mining landscapes*, 14. – 18.05.2001, Teplice.
- FRAUENDORF, J., GLÄBER, C., OLBERT, C. & J. FISCHER (2002): Hyperspektrales Monitoring von Tagebaurestseen mit innovativen Methoden. IN: BLASCHKE T. [HRSG.] (2002): *Fernerkundung und GIS, Neue Sensoren – innovative Methoden*. Wichmann-Verlag, 54-64.
- GAEBERT, H. W. (1974): *Der Kampf um das Wasser*. Markus-Verlag, München.
- GALLEGOS, C. L., CORRELL, D. L. & J. W. PIERCE (1990): Modeling spectral diffuse attenuation, absorption and scattering coefficients in a turbid estuary. *Limnology & Oceanography*, 35(7), 1486-1502.

- GALLIE, E. A. & P. A. MURTHA (1992): Specific absorption and backscattering spectra for suspended minerals and chlorophyll-a in Chilko Lake, British Columbia. *Remote Sensing of Environment*, 39, 103-118.
- GANS, R. (1928): Lichtzerstreuung, Handbuch der Experimentalphysik, Band XIX, Leipzig.
- GBL [HRSG.] (1995): Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder. Heft Nr. 1, Vortragsband des 1. GBL-Kolloquiums, 09. / 10.03.1995, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GBL [HRSG.] (1996): Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder. Heft Nr. 2, Vortragsband des 2. GBL-Kolloquiums, 06. - 08.03.1996, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GBL [HRSG.] (1997): Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder. Heft Nr. 4, Vortragsband des 3. GBL-Kolloquiums vom 19. - 21.02.1997 in Halle, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GBL [HRSG.] (1998): Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder. Heft Nr. 5, Vortragsband des 4. GBL-Kolloquiums vom 26. - 28.11.1998 in Cottbus, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GEGE, P. (1994): Gewässeranalyse mit passiver Fernerkundung: Ein Modell zur Interpretation optischer Spektralmessungen. Dissertation Universität Hamburg, DLR-Forschungsbericht 94-15, Oberpfaffenhofen.
- GEGE, P. (2000): Gaussian Model for yellow substance absorption spectra. IN: Proc. (CD) SPIE Ocean Optics XV, Monaco.
- GELLER, W. & G. PACKROFF (1995): Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. 5. Magdeburger Gewässerschutzseminar, *Limnologie aktuell*, 7, Stuttgart.
- GELLER, W., KLAPPER, H. & M. SCHULZE (1997): Typologie von sauren Restseen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1996, Schwedt, 577-581.
- GELLER, W., BÖHRER, B., SCHULTZE, M. & M. SCHIMMELE (1997A): Limnologisches Gutachten für den Tagebau Merseburg-Ost. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- GELLER, W., KLAPPER, H. & W. SALOMONS (1998A): Acidic Mining lakes. Springer-Verlag, Berlin.
- GELLER, W., SCHULTZE, M., WÖFL, D., KRINGEL, R., ZIPPEL, B., LANGNER, C. & R. RÖNICKE (1998B): Jahresbericht 1998 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- GELLER, W., KLAPPER, H. & M. SCHULZE (1998C): Natural and anthropogenic sulphuric acidification of lakes., IN: GELLER ET AL. 1998A, 3-14.
- GELLER, W., SCHULTZE, M., PACKROFF, G. & B. BÖHRER (1999): Jahresbericht 1999 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.

- GELLER, W., SCHULTZE, M., BÖHRER, B., DUFFEK, A., PACKROFF, G., RÖNICKE, R. & B. ZIPPEL (2000): Jahresbericht 2000 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- GELLER, W., BÖHRER, B., SCHULTZE, M., ZIPPEL, B. & R. RÖNICKE (2001): Jahresbericht 2001 für den Tagebau Merseburg-Ost. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- GELLER, W., SCHULTZE, M., BÖHRER, B., DUFFEK, A., SPINDLER, J. & R. RÖNICKE (2002): Jahresbericht 2001 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- GITELSON, A. A. (1992): The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 13(17), 3367-3373.
- GITELSON, A. A. (1993): Algorithms for remote sensing of phytoplankton pigments in inland waters. *Adv. Space Res.*, 13(5), 197-201.
- GITELSON, A. A., GARBUZOV, G., SZILAGYI, F., MITTENZWEY, K.-H., KARNIELI, A. & A. KAISER (1993): Qualitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. *International Journal of Remote Sensing*, 14(7), 1269-1295.
- GKSS (1986): The use of chlorophyll fluorescence measurements from space for separating constituents of sea water. ESA Contract No. RFQ 3-5059/84/NL/MD: GKSS Res. Centre Geesthacht.
- GLÄBER, W. (1995): Der Einfluss des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser: Hydrogeologische Untersuchungen in Mitteldeutschland. *Geowissenschaften*, 13(8-9), 291-296.
- GLAESSER, C., BIRGER, J., HERRMANN, B. & R. LIPPOLD (1997): Assessment and Monitoring of Lignite Opencast Mining in Eastern Germany. 3. International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition.
- GLAESSER, W. & C. GLAESSER (1997): Environmental Impacts of Lignite Open Cast Mining Areas in Central Germany. 4th International Symposium on Environmental Geochemistry, Vail, Colorado/USA, 05. - 10.10.1997, 1-11.
- GLAESSER, C., BIRGER, J. & B. HERRMANN (1998): Integrated Monitoring and Management System of Lignite Opencast Mines Using Multiple Remote Sensing Data and GIS. IN: NIEUWENHUIS, G. ET AL. [ED.] (1998): Operational remote sensing for sustainable development, Balkeema, 439-444.
- GOODIN, D. G., HAN, L., FRASER, R. N., RUNDQUIST, D. C., STEBBINS, W. A. & J. F. SCHALLES (1993): Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 59, 505-510.
- GORDON, H. R., BROWN, O. B. & M. M. JAKOBS (1975): Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. *Applied Optics*, 14(2), 417-427.

- GORDON, H. R., CLARK, D. K., BROWN, J. W., BROWN, O. B. EVANS, R. H. & W. A. BROMKOW (1983): Phytoplankton pigment concentrations in the Middle Atlantic Bight: Comparison of ship determinations and CZCS estimates. *Applied Optics*, 22, 20-36.
- GORDON, H. R. & A. Y. MOREL (1983): Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery. *Lecture Notes on coastal and estuarine Studies*, Band 4. Springer Verlag, New-York.
- GORDON, H. R., BROWN, O. B., EVANS, R. H., BROWN, J. W., SMITH, R. C., BAKER, K. S. & D. K. CLARK (1988): A semi analytical radiance model of ocean colour. *Journal of Geophysical Research*, 93(D9), 10909-10924.
- GÖTTLICHER, J. & M. POHLMANN (2000): Mineralreaktionen in Braunkohlentagebaukippen: Ihre Bedeutung für die Versauerung von Grund- und Oberflächenwässern am Beispiel des ehemaligen Tagebaus „Grube Agnes“ bei Plessa (Lausitz). *UFZ-Bericht 4/2000*.
- GRÜTZMACHER, G., HINDEL, R. KANTOR, W. SPANGENBERG, R. & R. WIMMER (1996): Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen im Braunkohlenrevier Halle/ Leipzig-Nord. IN: *GBL [HRSG.] 1998*, 85-91.
- GRÜTZMACHER, G., MAIWALD, U., PEKDEGER, A. & J. WURL (1997): Veränderungen der Grundwasserqualität durch die Flutung ehemaliger Braunkohletagebaue – Laborversuche. IN: *GBL [HRSG.] (1997)*, 104-110.
- GRÜTZMACHER, G. (1998): Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft am Beispiel der Braunkohletagebaue Goitsche und Gröbern. *Dissertation, FU Berlin*.
- GRÜTZMACHER, G., HINDEL, R., SPANGENBERG, R., WIMMER, R. & W. KANTOR (1998): Die Grundwassertypen im Umfeld der Braunkohletagebaue Merseburg-E, Goitsche, Köckern, Rösa-Sausedlitz, Golpa-Nord und Gröbern und ihre Beziehungen zum Chemismus der Grundwasserleiter im Hinblick auf die Grundwassergüteentwicklung. IN: *GBL [HRSG.] (1998)*, 176-184.
- GRÜTZMACHER, G., HINDEL, R., KANTOR, W. & R. WIMMER (2001): Chemical investigations of aquifers affected by pyrite oxidation in the Bitterfeld lignite district. *Waste Management*, 21, 127-137.
- GÜNTHER, K. P. (1986): Analysis of the daily cycle of in vivo chlorophyll a stimulated by artificial light sources. IN: *GKSS (1986)*, Appendix 1.
- HÄNEL, R. (1995): Konzept des wissenschaftlich-technischen Vorhabens zur Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlengebieten der neuen Länder. IN: *GBL [HRSG.] (1995)*, 7-19.
- HARDING, L. W. JR., ITWEIRE, E. C. & W. E. ESAIAS (1992): Determination of phytoplankton chlorophyll concentration in the Chesapeake Bay with aircraft remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 40, 79-100.

- HARDY, N. E. & W. C. JEFFERIES (1981): Chromaticity analysis of color aerial photography and its application to detection of water quality changes in acid-stressed lakes. Paper, University of Toronto.
- HEEGE, T., VAN DER PIEPEN, H., J. FISCHER & V. AMANN (1999): Gewässerfernerkundung am Bodensee: Verfahren und Anwendungsbeispiele. DLR Forschungsbericht 98-22, Köln.
- HEEGE, T. (2000): Flugzeuggestützte Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee. Dissertation, Freie Universität Berlin, DLR-Forschungsbericht 2000-40.
- HILLE, P. & B. PAUL (1977): Kurzcharakteristiken der Kohleflöze von Braunkohlenlagerstätten des Förderraumes Leipzig – Halle – Bitterfeld, Brennstoffinstitut Freiberg.
- HOJERSLEV, N. K. (1988): Natural occurrences and optical effects of Gelbstoff. Geoph. Inst., Dept. Phys. Ocean., Univ. Copenhagen, Denmark.
- HOGUE, F. E. & P. E. LYON (1996): Satellite Retrieval of Inherent Optical Properties by Linear Matrix Inversion of Oceanic Radiance Models – An Analysis of Model and Radiance Measurement Errors. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 101(C7), 16631-16648.
- HOOGENBOOM, H. J. (1996): BIOPTI bio-optical model for inland waters version 1.0, Excel-Program, IVM – Institute for Environmental Studies, Free University of Amsterdam.
- HOOGENBOOM, H. J., DEKKER, A. G. & J. F. DE HAAN (1998A): Retrieval of Chlorophyll and Suspended Matter from imaging Spectrometry Data by Matrix Inversion. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 24(2), 144-152.
- HOOGENBOOM, H. J., DEKKER, A. G. & I. A. ALTHUIS (1998B): Simulation of AVIRIS Sensitivity for Detecting Chlorophyll over Coastal and Inland Waters. *Journal of Remote Sensing Environment*, 65, 333-340.
- HÜFNER, G. & E. ALBRECHT (1891): Über die Durchlässigkeit des Wassers für Licht von verschiedener Wellenlänge. *Ann. Physik und Chemie*, 42.
- HÜTTL, F., KLEMM, D. & E. WEBER (1999): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften – Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlenreviers.
- JÄCKLIN, J. (1999): Anwendungsmöglichkeiten von Landsat TM - Daten für die hydrochemische Charakterisierung von Tagebaurestseen – dargestellt an Beispielen aus dem Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. Diplomarbeit, MLU Halle Wittenberg, unveröffentlicht.
- JAIN, S. C. & J. R. MILLER (1976): Subsurface Water Parameters. Optimization Approach to their Determination from Remotely Sensed Water Color Data. *Applied Optics*, 15, 886-890.
- JERLOV, N. G. (1951): Optical studies of ocean waters. *Rep. Swedish Deep-Sea Exped.*, 3, 1-59.
- JERLOV, N. G. (1968): *Optical Oceanography*. Elsevier Oceanography Series 5, Elsevier Publishing Co., Amsterdam.
- JERLOV, N. G. (1976): *Marine Optics*. Elsevier Oceanography Series 14, Elsevier Publishing Co., Amsterdam.

- JUCKELAND, D. (1999): Der Einfluß der Pigmentierung auf die in-vivo Absorption bei Phytoplanktonalgen. Diplomarbeit, Universität Leipzig, unveröffentlicht.
- JUPP, D. L. B., KIRK, J. T. O. & G. P. HARRIS (1994): Detection, identification and mapping of Cyanobacteria using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. *Australian Journal of marine Freshwater Research*, 45, 801-821.
- KALBE, (1997): *Limnische Ökologie*. Stuttgart.
- KALLE, K. (1937): Meereskundliche chemische Untersuchungen mit Hilfe des Zeisschen Pulfrich Photometers, VI. Mitteilung, Die Bestimmung des Nitrats und des Gelbstoffes. *Annalen der Hydrographie und maritimen Meteorologie*, 65, 276-282.
- KALLE, K. (1939): Zum Problem der Meereswasserfarbe. *Ann. der Hydr.*, 66.
- KALLIO, K. Y. O., KUTSER, T., KOPONEN, S., HANNONEN, T. & A. J. HERLEVI (1998): Estimation of water quality in Finnish lakes by an airborne spectrometer. *Proc. 5th International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, San Diego, California, 05. – 07.10.1998, 2, 333-339.
- KAPFER, M., NIXDORF, B. FYSEN, A. & B. BARTENBACH (1999): Die Bedeutung des Benthals für das limnologische Entwicklungspotential von Tagebaurestseen. IN: HÜTTL ET AL. (1999), 205-218.
- KAUFMANN, H., KRÜGER, G., MÜLLER, A., REINHÄCKEL, G.F., LEHMANN, F. GLAESSER, W., SCHRECK, P. & P. VOLK (1997): Integrated studies in the Central German Lignite Mining District by hyperspectral methods combined with analytical field data. *Proc. 3rd International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*, Copenhagen, 1, 545-554.
- KELLER, P. A., KELLER, I. & K. I. ITTEN (1998): Combined hyperspectral data analysis of an alpine lake using *casi* and *Dais 7915* imagery. *1st EAREeL Workshop on Imaging Spectroscopy*, 06. – 08.10.1998, Zürich, Schweiz.
- KELLER, I. (2000): Invariante Texturklassifikation in der Fernerkundung. *Strahlung in Atmosphäre und Ozean, Beiträge zur Fernerkundung*, 15.
- KIRK, J. T. O. (1976): Yellow substance (Gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some inland and coastal South-Eastern Australian waters. *Aust. J. Mar. Freshwaters Res.*, 27, 61-71.
- KIRK, J. T. O. (1980): Spectral absorption properties of natural waters, Contribution of the soluble and particulate fractions to light absorption in natural waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 31, 287-296.
- KIRK, J. T. O. (1984): Dependence of relationship between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude. *Limnology and Oceanography*, 29, 350-356.
- KIRK, J. T. O (1994): *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. CSIRO, Canberra, Australia, Cambridge University Press.
- KISHINO, M., TAKAHASHI, M. OKAMI, N. & S. ICHIMURA (1985): Estimation of the spectral absorption coefficient of phytoplankton in the sea. *Bulletin of Marine Science*, 37(2), 634-642.

- KLAPPER, H. (1995): Forschung an Bergbaurestseen – Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung. IN: GELLER & PACKROFF (1995), 1-25.
- KLAPPER, H., PACKROFF, G. & M. SCHULTZE (1996): Limnologische Einschätzung für den Tagebau Witznitz. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- KLAPPER, H. & M. SCHULTZE (1996A): Geogene Versauerung von Tagebaurestseen: Ursachen, Folgen, Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung. IN: GBL [HRSG.] (1996), 121-131.
- KLAPPER, H. & M. SCHULTZE (1996B): Limnologisches Gutachten für den Tagebaukomplex Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- KLAPPER, H. & M. SCHULTZE (1996C): Limnologisches Gutachten für den Tagebau Merseburg-Ost. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- KNÖLLER, K. (2000): Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. Dissertation an der Universität Leipzig, UFZ-Bericht 33/2000.
- KONDRATYEV, K. Y. A., POZDNYAKOV, D. V. & L. H. PETTERSSON (1998): Water quality remote sensing in the visible spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5), 957-979.
- KOU, L., LABRIE, D. & P. CHYLEK (1993): Refractive indices of water and ice in the 0,65 – 2.5 μm spectral range. *Applied Optics*, 32, 3531-3540.
- KRIJGSMAN, J. (1994): Optical remote sensing of water quality parameters, Interpretation of reflectance spectra. PhD Thesis, Delft.
- KRINGEL, R., NITSCHKE, C. & B. HAFERKORN (2000): Limnology of sulfur-acidic lignite mining lakes III: approach and limitation in predicting chemical properties. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, 27, 416-419.
- KRONBERG, P. (1985): Fernerkundung der Erde, Grundlagen und Methoden des Remote Sensing in der Geologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- KRÜGER, G. (1999): Quantitative Analyse mitteldeutscher Braunkohlenabraumkippen mit reflexionsspektrometrischen Methoden (0,4 – 2,5 μm). Dissertation, Universität Potsdam, GFZ Scientific Technical Report STR99/05.
- KUEHN, B., BOEHRER, B. & O. BÜTTNER (2001): Zeitlicher Verlauf der Schichtung des Goitschesees während der Flutung mit Muldewasser. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 2001 in Magdeburg, 498-502.
- KUKA, K. (2000): Zur Aussagefähigkeit optischer Spektralmessungen hinsichtlich des hydrochemischen Charakters von ausgewählten Tagebaurestseen aus dem Mitteldeutschen Braunkohlengebiet. Diplomarbeit, MLU Halle-Wittenberg, unveröffentlicht.
- KURZ, R. (1999): Ausgewählte Methoden der DHM-Generierung – vorgestellt für das Restloch Mühlbeck (Tagebau Goitsche). Diplomarbeit, MLU Halle-Wittenberg, unveröffentlicht.
- KUTSER, T., ARST, H. & S. MÄEKIVI (1995) Estimation of water quality by passive optical remote measurements. *Sensors and Environmental Applications of Remote Sensing*, Rotterdam.

- LATHROP, R. G. & T. M. LILLESAND (1986): Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and Central Lake Michigan. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(5), 671-680.
- LATHROP, R. G. & T. M. LILLESAND (1989): Monitoring water quality and river plume transport in Green Bay, Lake Michigan with SPOT-1 imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55, 349-354.
- LATHROP, R. G., LILLESAND, T. M. & B. S. YANDELL (1991): Testing the utility of simple multi-date Thematic Mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 2045-2063.
- LENK [HRSG.] (1989) Brockhaus Physik Band 1. VEB F.A. Brockhaus Verlag Leipzig, DDR.
- LESSMANN, D. (2001): Limnologische Daten zu Restseen im Lausitzer Bergbaurevier (pers. Mitteilung).
- LILLESAND, T. M. & R. W. KIEFER (1987): *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons, New York.
- LINDELL, T. (1981): Mapping of water quality using Landsat imagery. In Proc.: 15th International Symposium on Remote Sensing Environment, Ann Arbor, 1375-1385.
- LINDELL, T., KARLSSON, B., ROSENGREN, M. & T. ALFOLDI (1986): A further development of the chromaticity technique for satellite mapping of suspended sediment load. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(9), 1521-1529.
- LINDELL, T., PIERSON, D., PREMAZZI, G. & E. ZILIOLI (1999): *Manual for monitoring european lakes using remote sensing techniques*. Office for Official Publications of the European Communities.
- LMBV (1995): *Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Braunkohlenrevier Mitteldeutschlands. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (1996A): *Sichere Gestaltung setzungsfließgefährdeter Kippenrandbereiche. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (1996B): *Sanierungsgebiet Goitzsche. Ein Referenzstandort für die EXPO 2000. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (1999A): *Flutung der Tagebaurestlöcher Mühlbeck, Niemeck, Bärenhof und Döbern im Sanierungsgebiet Goitzsche. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (1999B): *Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Bergbaurevier. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (1999C): *Sanierungstagebau Bockwitz, Faltblatt. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.*
- LMBV (2002): *Übersichtskarten, Medienverzeichnis im Internet, Adresse: <http://www.lmbv.de/presseservice/medienverzeichnis/frame1.htm>*

- LUB (1995): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte Band 6.
- MAH, S., ASHER, R., MACKENZIE, L., BUSLER, J., ACHAL, S., PRICE, R. & D. TRUDEAU (1997): Optical water quality assessments using the *casi* in New Zealand. Third International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, 07. – 10.07.1997, Copenhagen, Dänemark.
- MALTHUS, T. J. & A. G. DEKKER (1995): First derivative indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. *Environment International*, 21(2), 221-232.
- MAUL, G. A. & H. R. GORDON (1975): On the use of the Earth Resources Technology Satellite (Landsat-1) in optical oceanography. *Remote Sensing of Environment*, 4, 95-128.
- MAUSEL, P. W., KARASKA, M. A., MAO, C. Y., ESCOBAR, D. E. & J. H. EVERITT (1991): Insights into secchi transparency through computer analysis of aerial multispectral video data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(12), 2485-2492.
- MAYO, M., GITELSON, A., YACOBI, Y. Z. & Z. BEN-AVRAHAM (1995): Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of remote Sensing*, 16(1), 175-182.
- MIBRAG (1998): Tagebau Zwenkau. Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH, Faltblatt, Besucherinformation.
- MIE, G. (1908): Beiträge zur Optik trüber Medien, speziell kolloidaler Metallosungen. *Ann. Phys.*, 25, 377-445.
- MITCHELL, B. G. & D. A. KIEFER (1988): Chlorophyll a Specific Absorption and Fluorescence Excitation Spectra for Light-limited Phytoplankton. *Deep-Sea Research*, 35, 639-663.
- MOBLEY, C. (1994): *Light and Water*. Academic Press Inc., San Diego.
- MOREL, A. (1974): Optical properties of pure water and pure sea water. IN: JERLOV, N.G. & E. STEEMANN NIELSEN (1974): *Optical Aspects of oceanography*. Academic press London, 1-24.
- MOREL, A. & L. PRIEUR (1977): Analysis of variations in ocean color. *Limnology & Oceanography*, 22, 709-722.
- MOREL, A. (1980): In-water and remote measurements of ocean color. *Boundary-Layer Meteorol.*, 18, 177-201.
- MOREL, A. & H. R. GORDON (1980): Report of the working group on water color, *Boundary layer meteorology*, 18, 343-355.
- NELSON, J. R. & C.Y. ROBERTSON (1993): Detrital spectral absorption: laboratory studies of visible light effects on phytodetritus absorption, bacterial spectral signal, and comparison to field measurements. *Journal of Marine Research*, 51, 181-207.
- NEUMANN, A. KRAWCZYK, H. & T. WALZEL (1995): Optimiertes Verfahren zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen aus spektral hochaufgelösten Fernerkundungsdaten. *DLR-Nachrichten*, 77, 6-10.

- NEUMANN, A., KRAWCZYK, H. & M. HETSCHER (1999): 3 years of MOS-IRS – Progress in case-2 waters remote sensing? 3th International Workshop on MOS-IRS and Ocean Colour.
- NORDSTROM, D. K. (1982): In Acid Sulfate Weathering, IN: KITTRICK, J.A., FANNING, D.S., HOSSNER, L.R. [HRSG.] (1982): SSSY Special Publication Number 10, Soil Science Society of America, Madison, Chapter, 3, 37-56.
- NYQUIST, G. (1979): Investigation of some optical properties of seawater with special reference to lignin sulfonates and humic substance. PhD Thesis, Göteborgs University.
- OLBERT, C. (2000): Bestimmung räumlicher Verteilungsmuster von Wasserinhaltsstoffen in ausgewählten Berliner und Brandenburger Gewässern mit Methoden der Fernerkundung. Strahlung in Atmosphäre und Ozean, Beiträge zur Fernerkundung, 14.
- OLBERT, C. (2001): Untersuchungen der Beschaffenheitsentwicklung von Restseen des Braunkohlenbergbaus in Mitteldeutschland mittels Fernerkundungsmethoden. Zwischenbericht für den Zeitraum 01.06.00 – 31.05.01, UFZ-FKZ: 07/00.
- PETZOLD, T. J. (1972): Volume scattering functions for selected ocean waters. IN: TYLER, J. E. [ED.] (1972): Light in the sea. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, 152-174.
- PERKAMPUS, H.-H. (1993): Lexikon der Spektroskopie. Weinheim, VCH Verlag.
- PIETSCH, W. (1970): Ökophysiologische Untersuchungen an Tagebaugewässern der Lausitz. Habilitation, Technische Universität Dresden.
- PIETSCH, W. (1973): Vegetationsentwicklung und Gewässergenese in den Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlen-Reviers. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 13(3), 187-217.
- PIETSCH, W. (1979A): Zur hydrochemischen Situation der Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlen-Revieres. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 19(2), 97-115.
- PIETSCH, W. (1979B): Klassifizierung und Nutzungsmöglichkeiten der Tagebaugewässer des Lausitzer Braunkohlen-Revieres. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 19(3), 187-215.
- PIETSCH, W. (1998): Colonization and Development of Vegetational in Mining Lakes of the Lusatian Lignite Area in Dependence on Water Genesis. IN: GELLER ET AL. (1998A), 169-196.
- POPE, R. M. & E. S. FRY (1997): Absorption spectrum (380-700 nm) of pure water, II. Integrating cavity measurements. Applied Optics, 36, 8710-8723.
- PREISENDORFER, R. W. (1961): Application of radiative transfer theory to light measurements in the sea. Int. Geophys. Geod. Monogr., 10, 11-29.
- PRIEUR, L. & S. SATHYENDRANATH (1981): An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. Limnology and Oceanography, 26, 671-689.

- PULVERMÜLLER, A.G. (1996): Untersuchung räumlicher Verteilungsmuster im Bodensee mit Hilfe von in situ Messungen und Fernerkundung (Landsat-TM). Dissertation der Albert-Ludwig-Universität Freiburg im Breisgau.
- REMANE, A. & W. HERRE (1937): Über die Restgewässer des Braunkohlenbergbaus. *Braunkohle*, 36(7), 101-105.
- RENNERT, R. (1997): Monitoring von Gewässergüte mit Fernerkundungsmethoden. *Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung*, 1(65), 4-10.
- REPIC, R. L., LEE, J. K., MAUSEL, P. W., ESCOBAR, D. E. & J. H. EVERITT (1991): An Analysis of Selected Water Parameters in Surface Coal Mines Using Multispectral Videography. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 57, 1589-1596.
- RICHTER (2001): Persönliche Mitteilung zum Bergbau in Teutschenthal.
- RITCHIE, J. C. & C. M. COOPER (1988): Comparison of measured suspended sediment concentrations with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data. *International Journal of Remote Sensing*, 9(3), 379-387.
- ROBBINS, E. I., ANDERSON, J. E., CRAVOTTA, C. A., KOURY, D. J. PRODWYSOCKI, M. H., STANTON, M. R. & D. J. GOROWIRTZ (1996): Development and preliminary testing of microbial and spectral reflectance techniques to distinguish neutral from acid drainages. 13th Annual International Proc. "Coal – Energy and the Environment, 03.- 07.09.1996, Pittsburgh, 2, 768-775.
- RÖNICKE, H. (1999): Jahresbericht 1999 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- RÖNICKE, H. (2000): Jahresbericht 2000 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- RÖNICKE, H., BEYER, M. & M. SCHULTZE (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Magdeburg 2000, 488-492.
- RÖNICKE, H. (2002): Jahresbericht 2002 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- RÖNICKE, H. BEYER, M. & M. SCHULTZE (2002): Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaus Goitsche auf seine Phytoplanktodynamik. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 17. – 21.09.2001 in Kiel, 359-363.
- RIJKEBOER, M., DEKKER, A. G. & H. J. HOOGENBOOM (1998): Reflectance spectra with associated water quality parameters measured in Dutch waters (Speclib-TK-database). Institute for Environmental Studies, Free University of Amsterdam.
- RIJKEBOER, M., DEKKER, A. G. & H. J. GONS (1998A): Subsurface irradiance reflectance spectra of inland waters differing in morphometry and hydrology. *Aquatic Ecology*, 31, 313-323.

- ROESLER, C. S., PERRY, M. J. & K. L. CARDER (1989): Modelling in situ phytoplankton absorption from total absorption spectra in productive inland marine waters. *Limnology and Oceanography*, 34(8), 1510-1523.
- RUDDICK, K. G., GONS, H. J., RIJKEBOER, M. & G. TILSTONE (2000): Chlorophyll-a retrieval in case 2 waters using an adaptive two-band algorithm (CRAT) with hyperspectral data.
- SATHYENDRANATH, S. (2000): Remote Sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters. IOCCG Report Number 3, http://www.ioccg.org/Report3_final_web.pdf.
- SATHYENDRANATH, S., COTA, G., STUART, V., MAAS, H. & T. PLATT (2000): Remote sensing of phytoplankton pigments: a comparison of empirical and theoretical approaches. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 249-273.
- SAUBERER, F. & F. REUTTNER (1941): Die Strahlungsverhältnisse der Binnengewässer. Leipzig.
- SCARPACE, F. L., HOLMQUIST, K. W. & L. T. FISHER (1979): Landsat analysis of lake quality. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 45(5), 623-633.
- SCHAALE, M., FISCHER, J. & C. OLBERT (1998): Quantitative estimation of substance contained in inland water from multispectral airborne measurements by neural networks. Proc. of the ASPRS-RTI, 1998 Annual Conference, 30.03 – 03.04.1998, 1345-1356.
- SCHLEGEL, H.G. (1985): General Microbiology. Cambridge University Press.
- SCHMIDT, H. (1995): Untersuchungen zu Anwendungsmöglichkeiten von ausgewählten Fernerkundungsmethoden zum Umweltmonitoring von Bergbaufolgelandschaften, dargestellt am Südraum Leipzig. Diplomarbeit, MLU Halle-Wittenberg.
- SCHMIDT, H. & C. GLAESSER (1998): Multitemporal analysis of satellite data and their use in the monitoring of the environmental impacts of open cast lignite mining areas in Eastern Germany. *International Journal of Remote Sensing*, 19(2), 2245-2260.
- SCHNEIDER, K. (1996): Die Bestimmung zeitlicher und räumlicher Verteilungsmuster von Chlorophyll und Temperatur im Bodensee mit Fernerkundungsdaten. *Münchner Geogr. Abh. B23*, Geobuch-Verlag, München.
- SCHULTZE, M. & H. KLAPPER (1995): Prognose und Steuerung der Gewässergüte der mitteldeutschen Restseen. IN: DGFZ [HRSG.] (1995), 181-201.
- SCHULTZE, M. (1996): Limnologisches Gutachten für den Tagebaukomplex Goitsche, Teil 1. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- SCHULTZE, M. (1999): Jahresbericht 1999 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- SCHULTZE, M. (2000): Jahresbericht 2000 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Bericht unveröffentlicht im Auftrag der LmbV.
- SCHULTZE, M., BOEHRER, B., DUFFEK, A., HERZSPRUNG, P. & B. KÜHN (2001): Änderungen der Wasserbeschaffenheit bei der Flusswasserflutung des versauerten Tagebausees Goitsche. Wasserchemische Gesellschaft – Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker,

- Jahrestagung 2001 der Wasserchemischen Gesellschaft, 21. – 23.05.2001 in Bad Wildungen, 108-112.
- SCHULTZE, M. & B. KUEHN (2001): Neutralisation des entstehenden Goitschesees durch Flusswassereinleitung. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 2001 in Magdeburg, 493-497.
- SCHULTZE, M., BOEHRER, B., KUEHN, B. & O. BÜTTNER (2002A): Neutralisation of acidic mining lakes with river water. Verh. Intern. Verein. Limnol. 28, in press.
- SCHULTZE, M., DUFFEK, A., BOEHRER, B., KUEHN, B., HERZSPRUNG, P., V. TÜMPLING, W., BÜTTNER, O. & W. GELLER (2002B): Changes of water quality in acidic mining lake Goitsche (Germany) during its flooding with river water. Proc. of Third International Conference On Water Resources and Environment Research (ICWRER), 22. – 25.07.2002 in Dresden, in press.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SENGBUSCH, P. (2001): <http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/>. 02.11.01.
- SINGER, P. C. & W. STUMM (1970): Acid mine drainage. The rate determining step. Science, 167, 1121-1123.
- SIPELGAS, L., ARST, H. & A. ERM (2000): Estimation of optical properties of yellow substance in Estonian and Finnish lakes. IN: Proc. (CD-Rom) SPIE Ocean Optics XV, Monaco.
- SMOLUCHOWSKI, M. V. (1908): Molekular-kinetische Theorie der Opaleszenz von Gasen im kinetischen Zustände, sowie einiger verwandter Erscheinungen. Ann. Phys., 25, 205.
- SPINDLER, J. (2002): Daten zur Sichttiefe der Restseen Mühlbeck, Niemeck und Döbern von 1999 bis 2001 (persönliche Mitteilung).
- STRAMSKI, D. & A. MOREL (1990): Optical Properties of photosynthetic picoplankton in different physiological states as affected by growth irradiance. Deep Sea Research, 37, 245-266.
- STRAMSKI, D. & D. KIEFER (1991): Light scattering by micro-organisms in the ocean. Progress Oceanography, 28, 343-383.
- STRONG, A. E. (1974): Remote sensing of algal blooms by aircraft and satellite in Lake Erie and Utah lake. Remote Sensing Environment, 3, 99-107.
- SWAYZE, G. A., CLARK, R. N., PEARSON, R. M. & K. E. LIVO (1996): Mapping acid-generating minerals at the California gulch superfund site in Leadville, Colorado, using imaging spectroscopy. Summaries of the 6th Annual JPL Airborne Earth Science Workshop, JPL, Pasadena, 231-234.
- TASSAN, S. (1987): Evaluation of the potential of the Thematic Mapper for marine application. International Journal of Remote Sensing, 8(19), 1455-1478.
- TASSAN, S. & G. M. FERRARI (1995A): An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. Limnology Oceanography, 40(8), 1358-1368.
- TASSAN, S. & G. M. FERRARI (1995B): Proposal for the measurement of backward and total scattering by mineral particles suspended in water. Applied Optics., 34(36), 8345-8353.

- THIEMANN, S. (2000): Erfassung von Wasserinhaltsstoffen und Ableitung der Trophiestufen nordbrandenburgischer Seen mit Hilfe von Fernerkundung. Dissertation, GFZ Postdam, STR00/04.
- THIEMANN, S. & H. KAUFMANN (2000): Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data – a multitemporal approach. Sixth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Charleston, South Carolina, 01. – 03.05.2000.
- TILZER, M. M. (1988): Secchi disk – chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. *Hydrobiologia*, 162, 163-171.
- TÖPFER, K. (1994): Braunkohlesanierung Ost, Vorwort. Informationsbroschüre Bundesumweltministerium [HRSG.].
- TOPLISS, B. J., MILLER, J. R. & E. W. HORNE (1989): Ocean optical measurements. II Statistical analyses of data from Canadian eastern Arctic waters. *Continental Shelf Research*, 9, 133-152.
- VODACEK, A., BLOUGH, N. V., DEGRANDPRE, M. D., PELTZER, E. T. & R. K. NELSON (1997): Seasonal variation of CDOM and DOC in the Middle Atlantic Bight: Terrestrial inputs and photooxidation. *Limnology and Oceanography*, 42(4), 674-686.
- WETZEL, R. G. (1983): *Limnology*. Saunders College Publishing.
- WHITLOCK, C. H., POOLE, L. R., USRY, J. W., HOUGHTON, W. M., WITTE, W. G., MORRIS, W. D. & E. A. GURGANIS (1981): Comparison of reflectance with backscatter and absorption parameters for turbid waters. *Applied Optics*, 20, 517-522.
- WILLIAMS, D. J., BIGHAM, J. M., CRAVOLTA III, C. A., TRAINA, S. J., ANDERSON, J. E. & J. G. LYON (2002): Assessing mine drainage pH from the color and spectral reflectance of chemical precipitates. *Applied Geochemistry*, in press.
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlereviere und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 58, Bochum.
- WITTIG, H. & K. SCHNEIDER (1995): Sanierungsplanung im Land Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher Probleme. IN: DGFZ [HRSG.] (1995).
- WÜNSCHE, M., VOGLER, E. & C. KNAUF (1998): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsedimente und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung. IN: PFLUG, W. [HRSG.] (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer Verlag, Berlin, 780-796.
- ZEPP, R. G. & P. F. SCHLOTZHAUER (1981): Comparison of photochemical behavior of various humic substances in water: III Spectroscopic properties of humic substances. *Chemosphere*, 10, 479-486.
- ZIEGLER, R. & K. EGGLE (1965): Zur quantitativen Analyse der Chloroplastenpigmente. I. Kritische Überprüfung der spektralphotometrischen Chlorophyllbestimmung. *Beitr. Biol. Pfl.*, 11-37.
- ZIMMERMANN, G. (1991): *Fernerkundung des Ozeans: Probleme der Fernerkundung des Ozeans mit optischen Mitteln*, Akademie Verlag, Berlin.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name	Judith Frauendorf, geb. Boine
Anschrift	Fichtenweg 4, 37077 Göttingen
geboren am	16.03.72 in Halle/Saale
Familienstand	verheiratet
Staatsangehörigkeit	deutsch

Ausbildungsdaten

Schulausbildung

Sept. '78 - Aug. '88	10 - klassige Oberschule in Luckenwalde
Sept. '88 - Aug. '90	Erweiterte Oberschule in Luckenwalde

Studium

Sept. '90 - Febr. '93	Physik, Universität Leipzig
März '93 - Sept. '93	Universität Innsbruck
Sept. '93 - Mai '96	Universität Leipzig
Thema der Diplomarbeit	Isotopenphysikalische Untersuchungen zum Entgasungsverhalten von Deponien

Werdegang nach der Ausbildung

Juni '96 – Juni '98	Arbeit als Produktbetreuer in der Firma IACmbH Leipzig (Schulungsleitung und Kundenbetreuung mit dem geographischen Informationssystem PolyGIS)
seit Juli '98	wissenschaftliche Mitarbeiterin in der AG „Geofernerkundung und Kartographie“ von Frau Prof. Gläßer am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt zu haben. Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Weise noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen. Eine frühere Bewerbung um einen Doktorgrad erfolgte nicht.

Halle (Saale), 04.07.02

Judith Frauendorf



**Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden
zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern
verschiedener Restseen des Braunkohlentagebaus
in Mitteldeutschland**

Anlagen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von
Judith Frauendorf

Halle (Saale)
2002

Abbildungsverzeichnis der Anlagen

Abb. I.a	Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenentwicklung, Teil 1.	2
Abb. I.b	Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenentwicklung, Teil 2.	3
Abb. I.c	Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenentwicklung, Teil 3.	4
Abb. II.a	Übersicht der Untersuchungsgebiete im Mitteldeutschen Bergbaurevier (LMBV 2002).	6
Abb. II.b	Übersicht der Untersuchungsgebiete im Lausitzer Bergbaurevier (LMBV 2002).	7
Abb. II.c	Übersichtskarte des Tagebauverbundes Goitsche.	8
Abb. II.d	Schichtenfolge des Bitterfelder Reviers (verändert nach EISSMANN & LITT 1994a).	9
Abb. II.e	Beispiel hydrochemischer und biologischer Verhältnisse von Tagebaurestseen in Abhängigkeit vom pH-Wert.	10
Abb. II.f	Probenahmepunkte im Restlochverbundsystem Goitsche.	11
Abb. II.g	Übersicht über die Flutungsprozesse des Grossen Sees (Goitschensee) und des Neuhäuser Sees.	12
Abb. II.h	Diagramm des Flutungsverlaufes der Restseen Niemegk, Mühlbeck, Döbern und Rösa von 1998 bis 2001 mit korrespondierenden Höhenschichten aus Abb. II.i (Daten der LMBV).	13
Abb. II.i	DHM des Tagebaus Goitsche vom 12.01.98 mit eingetragenen Höhenschichten (Datenbasis: Luftbilder der LMBV, Quelle Höhenmodell: KURZ 1999).	13
Abb. II.j	Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Witznitz (Restsee Kahnsdorf).	14
Abb. II.k	Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Bockwitz.	15
Abb. II.l	Probenahmepunkte im Tagebau Merseburg-Ost.	16
Abb. II.m	Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Plessa.	17
Abb. II.n	Probenahmepunkte im Tagebaukomplex Lausitz.	18
Abb. II.o	Probenahmepunkte im Bergbauggebiet Teutschenthal.	19
Abb. IV.a	Vergleich von Absorptionsspektren verschiedener Phytoplanktonarten.	34
Abb. IV.b	Vergleich spezifischer Rückstreupektren von Phytoplankton verschiedener Autoren.	35
Abb. IV.c	Spezifische Absorptionsspektren von Tripton (Inlandgewässern) verschiedener Autoren.	36
Abb. IV.d	Spezifische Rückstreupektren von Tripton (Inlandgewässer) verschiedener Autoren.	36
Abb. IV.e	Beziehungen zwischen E und L über und unter der Wasseroberfläche nach den Beziehungen aus DEKKER (1993) und DIERSSEN & SMITH (1997).	37
Abb. V.a	Überblick über die Beprobungs- und Befliegungstermine.	39
Abb. V.b	Probenahmeprotokoll.	40

Abb. VI.a	Änderung verschiedener limnologischer und optischer Parameter vor und während der Flutung in den Restlöchern Döbern, Niemegek und Mühlbeck.	51
Abb. VI.b	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Eisenstadium.	55
Abb. VI.c	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Aluminiumstadium.	55
Abb. VI.d	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Übergangsstadium I.	56
Abb. VI.e	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Übergangsstadium II.	56
Abb. VI.f	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Karbonatstadium, Teil 1.	57
Abb. VI.g	Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Karbonatstadium, Teil 2.	57
Abb. VI.h	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Eisenstadium.	58
Abb. VI.i	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Aluminiumstadium.	58
Abb. VI.j	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Übergangsstadium I.	59
Abb. VI.k	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Übergangsstadium II.	59
Abb. VI.l	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Karbonatstadium, Teil 1.	60
Abb. VI.m	Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Karbonatstadium, Teil 2.	60
Abb. VI.n	Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Eisenstadium.	61
Abb. VI.o	Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Aluminiumstadium.	61
Abb. VI.p	Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Übergangsstadium I.	62
Abb. VI.q	Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Übergangsstadium II.	62
Abb. VI.r	Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Karbonatstadium.	63
Abb. VI.s	Reflexionsspektren im Eisenstadium, Teil 1.	64
Abb. VI.t	Reflexionsspektren im Eisenstadium, Teil 2.	64
Abb. VI.u	Reflexionsspektren im Aluminiumstadium.	65
Abb. VI.v	Reflexionsspektren im Übergangsstadium I, Teil 1.	66
Abb. VI.w	Reflexionsspektren im Übergangsstadium I, Teil 2.	66
Abb. VI.x	Reflexionsspektren im Übergangsstadium II, Teil 1.	67
Abb. VI.y	Reflexionsspektren im Übergangsstadium II, Teil 2.	67
Abb. VI.z	Reflexionsspektren im Karbonatstadium, Teil 1.	68
Abb. VI.aa	Reflexionsspektren im Karbonatstadium, Teil 2.	68
Abb. VII.a	Ausschnitt aus dem IDL-Programm xstadium.	71
Abb. VII.b	Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes der Goitsche (100 m x 100 m räumliche Auflösung, aufgenommen mit <i>casi</i>).	72
Abb. VII.c	Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf (30 m x 30 m räumliche Auflösung, aufgenommen mit <i>casi</i>)).	73
Abb. VII.d	Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] des Testdatensatzes der Goitsche.	76
Abb. VII.e	Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	77
Abb. VII.f	Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.	78
Abb. VII.g	Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	79
Abb. VII.h	Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\max}$ [% nm ⁻¹] des Testdatensatzes der Goitsche.	80

Abb. VII.i	Steigung $R_{489nm} - R_{max}$ [% nm^{-1}] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	81
Abb. VII.j	Steigung $R_{max} - R_{624nm}$ [% nm^{-1}] des Testdatensatzes der Goitsche.	82
Abb. VII.k	Steigung $R_{max} - R_{624nm}$ [% nm^{-1}] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	83
Abb. VII.l	Differenz $R_{489nm} - R_{624nm}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.	84
Abb. VII.m	Differenz $R_{489nm} - R_{624nm}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	85
Abb. VII.n	Stadieneinteilung nach den Felddaten des Testdatensatzes der Goitsche (100 m x 100m).	86
Abb. VII.o	Stadieneinteilung nach den Felddaten von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf (30 m x 30m).	87
Abb. VII.p	Stadieneinteilung nach der ersten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.	88
Abb. VII.q	Stadieneinteilung nach der ersten Variante für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	89
Abb. VII.r	Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.	92
Abb. VII.s	Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	93
Abb. VII.t	Stadieneinteilung nach der zweiten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.	94
Abb. VII.u	Stadieneinteilung nach der zweiten Variante für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	95
Abb. VII.v	Stadieneinteilung nach der dritten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.	97
Abb. VII.w	Stadieneinteilung nach der dritten Variante für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	98
Abb. VII.x	Stadieneinteilung nach der ersten Nachbearbeitung für den Testdatensatz der Goitsche.	99
Abb. VII.y	Stadieneinteilung nach der ersten Nachbearbeitung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	100
Abb. VII.z	Stadieneinteilung nach der dritten Nachbearbeitung für den Testdatensatz der Goitsche.	101
Abb. VII.aa	Stadieneinteilung nach der zweiten Nachbearbeitung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	102
Abb. VII.bb	Stadieneinteilung nach den Felddaten des Testdatensatzes der Goitsche 2001.	107
Abb. VII.cc	Stadieneinteilung nach dem dritten Durchlauf für den Testdatensatzes der Goitsche 2001.	107
Abb. VII.dd	Stadieneinteilung nach der dritten Nachbearbeitung für den Testdatensatzes der Goitsche 2001.	2
Abb. VIII.a	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium.	109
Abb. VIII.b	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Eisenstadium.	111
Abb. VIII.c	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium.	113

Abb. VIII.d	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium.	115
Abb. VIII.e	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Aluminiumstadium.	117
Abb. VIII.f	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium.	119
Abb. VIII.g	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I.	121
Abb. VIII.h	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium I.	123
Abb. VIII.i	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I.	125
Abb. VIII.j	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II.	127
Abb. VIII.k	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium II.	129
Abb. VIII.l	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II.	131
Abb. VIII.m	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium.	133
Abb. VIII.n	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium.	135
Abb. VIII.o	Modellierte Reflexionsgrade und Sensitivitäten für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium.	137
Abb. VIII.p	Erweiterte Stadieneinteilung für den Testdatensatz der Goitsche.	142
Abb. VIII.q	Erweiterte Stadieneinteilung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	143
Abb. VIII.r	Ausschnitt aus dem IDL-Programm xkonz.	144
Abb. VIII.s	Gelbstoffkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	146
Abb. VIII.t	Gelbstoffkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	147
Abb. VIII.u	Chlorophyll-a-Konzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	148
Abb. VIII.v	Chlorophyll-a-Konzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	149
Abb. VIII.w	Triptonkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	150
Abb. VIII.x	Triptonkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	151
Abb. VIII.y	Sichttiefe für den Testdatensatz der Goitsche.	152
Abb. VIII.z	Sichttiefe für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	153

Abb. VIII.aa	1) Modellier te Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Aluminiumstadium. 2) Modellier te Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Übergangstadium II. 3) Modellier te Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen <i>casi</i> -Daten im Karbonatstadium.	154
Abb. VIII.bb	1) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Aluminiumstadium. 2) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Übergangstadium II. 3) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ Im Karbonatstadium.	155
Abb. VIII.cc	1) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Aluminiumstadium. 2) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Übergangstadium II. 3) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Karbonatstadium.	156
Abb. VIII.dd	Überarbeitete Triptonkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	158
Abb. VIII.ee	Überarbeitete Triptonkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	159
Abb. VIII.ff	Überarbeitete Sichttiefe für den Testdatensatz der Goitsche.	160
Abb. VIII.gg	Überarbeitete Sichttiefe für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	161
Abb. VIII.hh	1) Abhängigkeit der Eisen- + 5x DOC-Konzentration von der Gelbstoffkonzentration. 2) Abhängigkeit der Azidität von der Gelbstoffkonzentration. 3) Abhängigkeit des pH-Werts von der Gelbstoffkonzentration.	162
Abb. VIII.ii	Eisenionenkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	164
Abb. VIII.jj	Eisenionenkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	165
Abb. VIII.kk	DOC-Konzentration für den Testdatensatz der Goitsche.	166
Abb. VIII.ll	DOC-Konzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	167
Abb. VIII.mm	pH-Wert für den Testdatensatz der Goitsche.	168
Abb. VIII.nn	pH-Wert für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	169
Abb. VIII.oo	Azidität für den Testdatensatz der Goitsche.	170
Abb. VIII.pp	Azidität für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.	171
Abb. VIII.qq	Gelbstoffkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.	172
Abb. VIII.rr	Chlorophyll-a-Konzentration in der Goitsche im Jahr 2001.	172
Abb. VIII.ss	Triptonkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.	172
Abb. VIII.tt	Sichttiefe in der Goitsche im Jahr 2001.	173
Abb. VIII.uu	Eisenionenkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.	173

Abb. VIII.vv	DOC-Konzentration in der Goitsche im Jahr 2001.	173
Abb. VIII.wv	pH-Wert in der Goitsche im Jahr 2001.	174
Abb. VIII.xx	Azidität in der Goitsche im Jahr 2001.	174
Abb. IX.a	Entwicklung des Tagebaukomplexes Goitsche von 1998 bis 1999 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 20 m x 20 m.	179
Abb. IX.b	Entwicklung des Tagebaukomplexes Goitsche von 1999 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 20 m x 20 m.	180
Abb. IX.c	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 (anfängliche Stadieneinteilung).	181
Abb. IX.d	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).	182
Abb. IX.e	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	183
Abb. IX.f	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	184
Abb. IX.g	Entwicklung der Flachwasserbereiche im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 auf der Grundlage der Höhenmodelle von 1984, 1991 und 1998 (KURZ 1999).	185
Abb. IX.h	Entwicklung der Flachwasserbereiche im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 auf der Grundlage der Höhenmodelle von 1984, 1991 und 1998 (KURZ 1999).	186
Abb. IX.i	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 (Fehlklassifizierungen ausmaskiert).	187
Abb. IX.j	Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 (Fehlklassifizierungen ausmaskiert).	188
Abb. IX.k	Entwicklung der Gelbstoffkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	189
Abb. IX.l	Entwicklung der Gelbstoffkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	190
Abb. IX.m	Entwicklung des pH-Wertes im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	191
Abb. IX.n	Entwicklung des pH-Wertes im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	192
Abb. IX.o	Entwicklung der Azidität im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	193
Abb. IX.p	Entwicklung der Azidität im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	194
Abb. IX.q	Entwicklung der Eisenionenkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	195
Abb. IX.r	Entwicklung der Eisenionenkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	196
Abb. IX.s	Entwicklung der DOC-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	197
Abb. IX.t	Entwicklung der DOC-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	198
Abb. IX.u	Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	199

Abb. IX.v	Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	200
Abb. IX.w	Entwicklung der Triptonkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	201
Abb. IX.x	Entwicklung der Triptonkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	202
Abb. IX.y	Entwicklung der Sichttiefe im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.	203
Abb. IX.z	Entwicklung der Sichttiefe im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.	204
Abb. IX.aa	Darstellung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 4 m x 4 m.	205
Abb. IX.bb	Stadieneinteilung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).	206
Abb. IX.cc	Stadieneinteilung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	207
Abb. IX.dd	Gelbstoffkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	208
Abb. IX.ee	pH-Wert des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	209
Abb. IX.ff	Azidität des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	210
Abb. IX.gg	Eisenionenkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	211
Abb. IX.hh	DOC-Konzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	212
Abb. IX.ii	Chlorophyll-a-Konzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	213
Abb. IX.jj	Triptonkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	214
Abb. IX.kk	Sichttiefe des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.	215
Abb. IX.ll	Darstellung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 8 m x 8 m.	216
Abb. IX.mm	Stadieneinteilung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).	217
Abb. IX.nn	Stadieneinteilung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	218
Abb. IX.oo	Gelbstoffkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	219
Abb. IX.pp	pH-Wert des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	220
Abb. IX.qq	Azidität des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	221
Abb. IX.rr	Eisenionenkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	222
Abb. IX.ss	DOC-Konzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	223
Abb. IX.tt	Chlorophyll-a-Konzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	224
Abb. IX.uu	Triptonkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	225
Abb. IX.vv	Sichttiefe des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.	226
Abb. IX.ww	Darstellung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , Auflösung 8 m x 8 m.	227
Abb. IX.xx	Stadieneinteilung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).	228

Abb. IX.yy	Stadieneinteilung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	229
Abb. IX.zz	Gelbstoffkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	230
Abb. IX.aaa	pH-Wert der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	231
Abb. IX.bbb	Azidität der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	232
Abb. IX.ccc	Eisenionenkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	233
Abb. IX.ddd	DOC-Konzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	234
Abb. IX.eee	Chlorophyll-a-Konzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	235
Abb. IX.fff	Triptonkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	236
Abb. IX.ggg	Sichttiefe der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.	177
Abb. X.a	Restsee 111 am 25.09.00 im Tagebau Plessa, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 3 m x 3 m; anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.	239
Abb. X.b	Restsee 111 am 25.09.00 in Tagebau Plessa, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.	240
Abb. X.c	Restsee 111 am 25.09.00 im Tagebau Plessa, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.	241
Abb. X.d	Tagebau Plessa am 19.05.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 8 m x 8 m; Stadieneinteilung nach den Felddaten.	242
Abb. X.e	Tagebau Plessa am 19.05.01, anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.	243
Abb. X.f	Tagebau Plessa am 19.05.01, Gelbstoffkonzentration und pH-Wert.	244
Abb. X.g	Tagebau Plessa am 19.05.01, Azidität und Eisenionenkonzentration.	245
Abb. X.h	Tagebau Plessa am 19.05.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration.	246
Abb. X.i	Tagebau Plessa am 19.05.01, Triptonkonzentration und Sichttiefe.	247
Abb. X.j	Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 60 m x 60 m; Stadieneinteilung aus den Felddaten sowie anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.	248
Abb. X.k	Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.	249
Abb. X.l	Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.	250
Abb. X.m	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 4 m x 4 m; Stadieneinteilung der Felddaten.	251
Abb. X.n	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.	252
Abb. X.o	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, Gelbstoffkonzentration und pH-Wert.	253

Abb. X.p	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, Azidität und Eisenionenkonzentration.	254
Abb. X.q	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration.	255
Abb. X.r	Bergbaugebiet Teutschenthal am 26.06.01, Triptonkonzentration und Sichttiefe.	256
Abb. X.s	Havel und Tegeler See am 02.04.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors <i>casi</i> , räumliche Auflösung 25 m x 25 m; anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.	257
Abb. X.t	Havel und Tegeler See am 02.04.01, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.	258
Abb. X.u	Havel und Tegeler See am 02.04.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.	259

Tabellenverzeichnis der Anlagen

Tab. III.a	Literaturübersicht zur Flugzeugfernerkundung.	21
Tab. III.b	Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten.	23
Tab. III.c	Vergleich der verschiedenen Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten.	26
Tab. III.d	Literaturübersicht über die Fernerkundungsmethoden von Bergbau- und Tagebaurestseen.	30
Tab. IV.a	Literaturübersicht über die Neigungen, Normierungswellenlängen und Gelbstoffkonzentrationen von.	32
Tab. V.a	Spezifikation der 48 Bänder des <i>casi</i> im enhanced spectral Mode.	41
Tab. V.b	Überblick über die Befliegungen und die dazugehörige Bewölkung.	42
Tab. VI.a	Übersicht aller limnologischen Parameter der Wasserproben.	45
Tab. VI.b	Übersicht aller chemischen Parameter der Wasserproben.	48
Tab. VI.c	Übersicht aller optischen Parameter der Wasserproben inkl. Stadiumsangabe.	52
Tab. VII.a	Erste Abgrenzung der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.	70
Tab. VII.b	Überblick über die radiometrischen Bildqualitäten der Befliegungen.	74
Tab. VII.c	Übersicht der Fehlklassifizierungen nach der ersten IDL-Variante.	90
Tab. VII.d	Zweite Abgrenzung der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.	91
Tab. VII.e	Zusätzliche Abgrenzungen der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.	96
Tab. VII.f	Übersicht zur Stadieneinteilung durch das IDL-Programm.	103
Tab. VIII.a	Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Gelbstoffkonzentration bei mittleren Konzentrationen.	139
Tab. VIII.b	Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Chlorophyllkonzentration bei mittleren Konzentrationen.	139
Tab. VIII.c	Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Triptonkonzentration bei mittleren Konzentrationen.	140
Tab. VIII.d	Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Sichttiefe.	140
Tab. VIII.e	Geänderte Abgrenzung der Eisenstadien durch verschiedene Reflexionsparameter.	141
Tab. VIII.f	Übersicht über die darzustellenden Konzentrationsbereiche der einzelnen Wasserinhaltsstoffe und ihre farbliche Zuordnung.	145
Tab. VIII.g	Überarbeitete Zusammenfassung der Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Triptonkonzentration.	157
Tab. VIII.h	Überarbeitete Zusammenfassung der Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Sichttiefe.	157
Tab. VIII.i	Gleichungen bzw. Wertebereiche zur Ableitung verschiedener Parameter.	163
Tab. VIII.j	Vergleich der in situ-Konzentrationen mit den abgeleiteten Konzentrationen aus den <i>casi</i> -Daten.	175

Tab. IX.a	Übersicht über die darzustellenden Konzentrationsbereiche der einzelnen Wasserinhaltsstoffe und ihre farbliche Zuordnung.	178
Tab. X.a	Vergleich der in situ-Daten mit den aus <i>casi</i> abgeleiteten Konzentrationen im Lausitzer Braunkohlenrevier (Lage der Gewässer siehe Abb. II.m und n).	260
Tab. X.b	Felddaten des Bergbauggebietes Teutschenthal mit Vergleich zu den <i>casi</i> -Daten (Probenpunkte siehe Abb. II.o).	261

I Anlage

Zum Kapitel 1

Aufgabenstellung

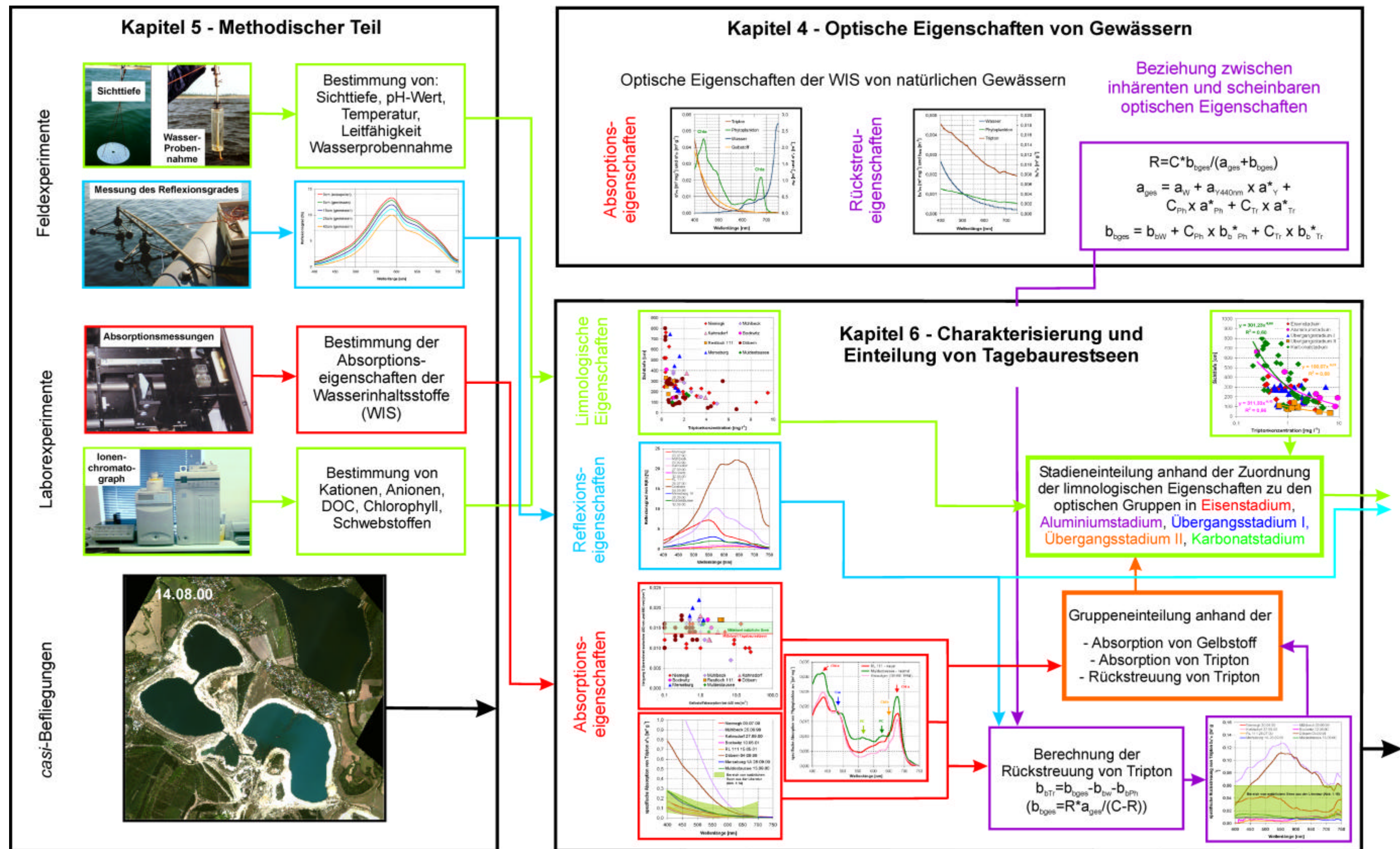


Abb. La Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenerwicklung, Teil 1.

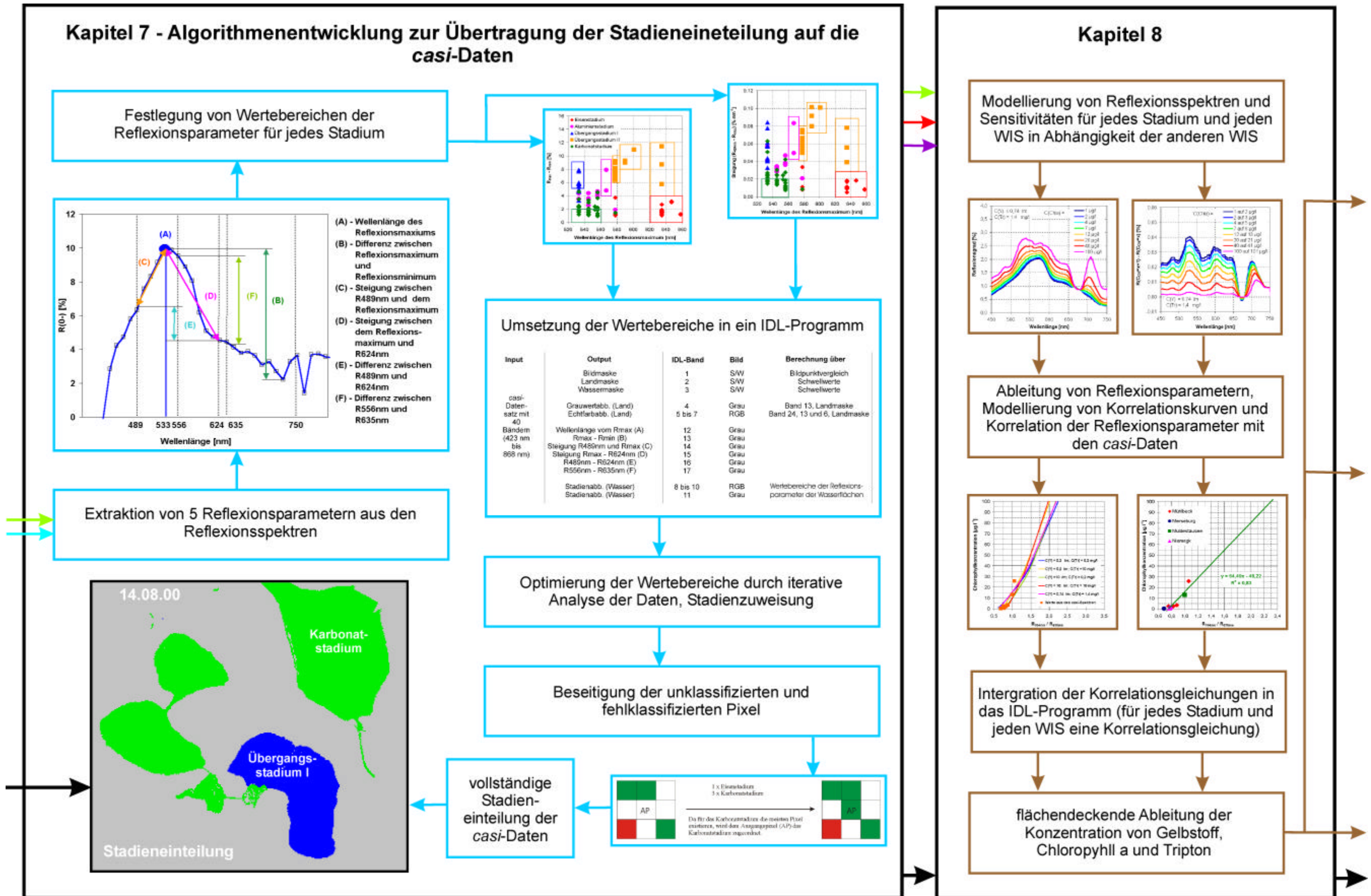


Abb. I.b Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenentwicklung, Teil 2.

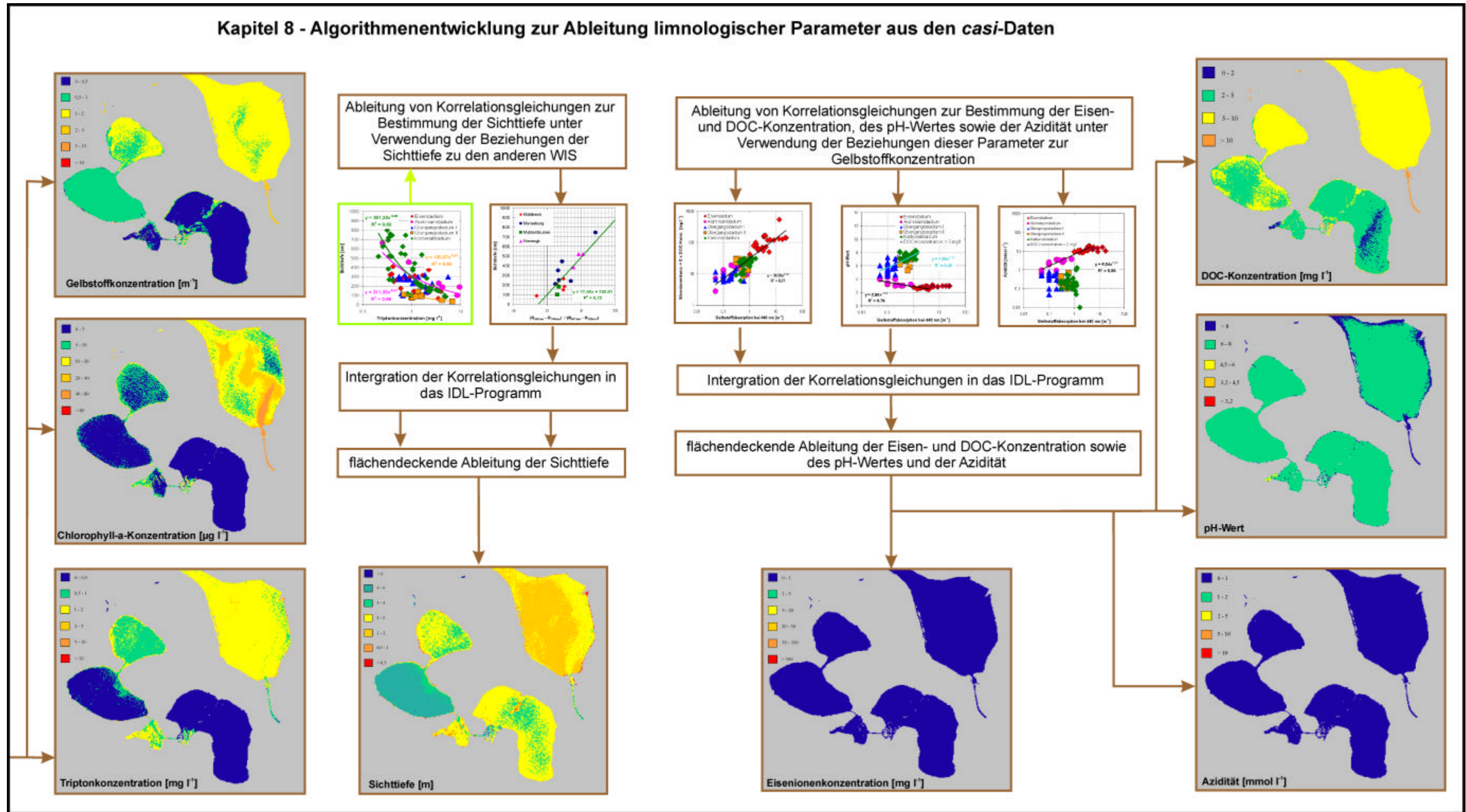


Abb. Lc Übersichtsschema der Methoden, der verwendeten Daten und der Algorithmenentwicklung, Teil 3.

II Anlage

Zum Kapitel 2

Untersuchungsgebiete und
Restseeproblematik

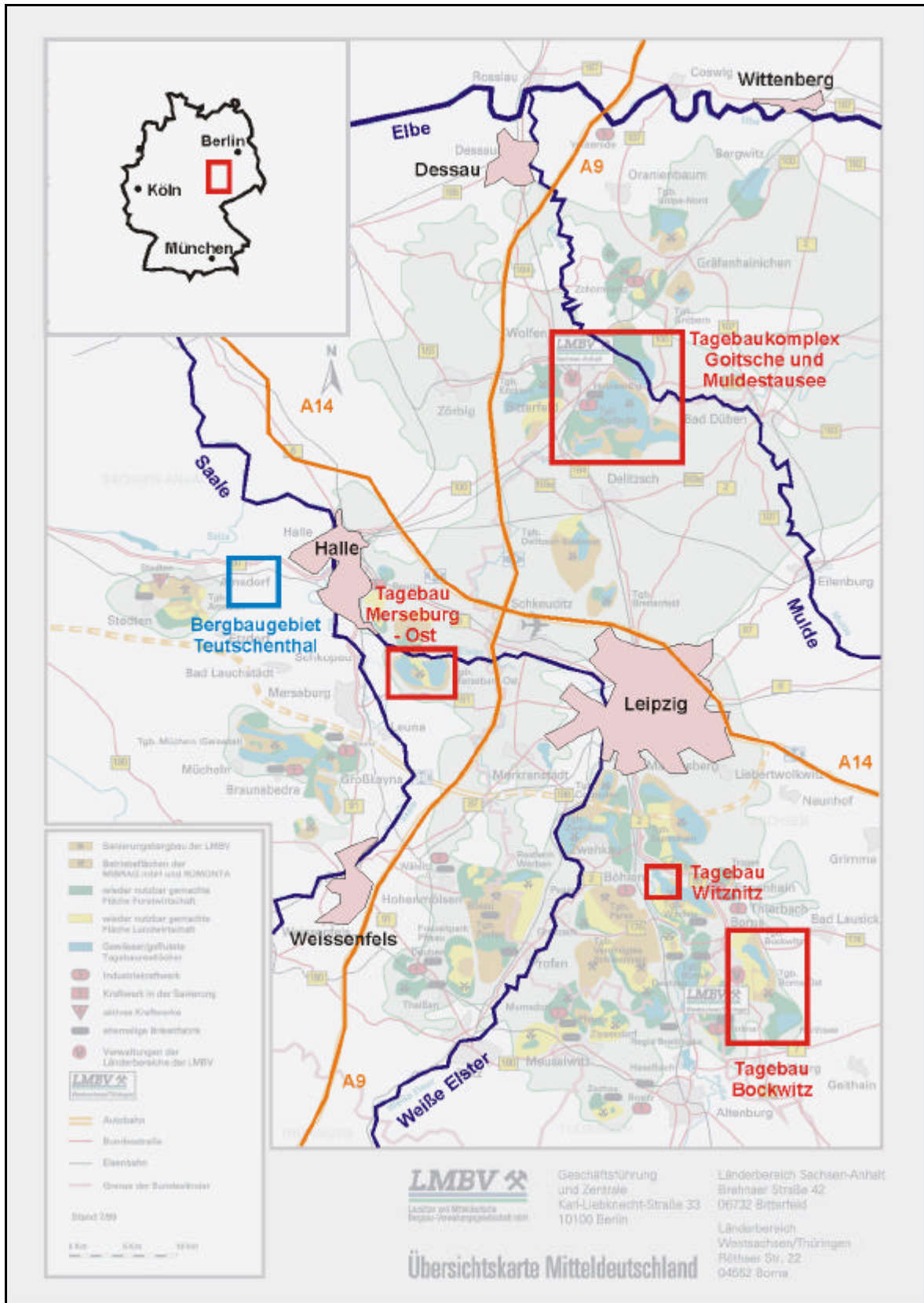


Abb. IIa Übersicht der Untersuchungsgebiete im Mitteldeutschen Bergbaurevier (LMBV 2002).

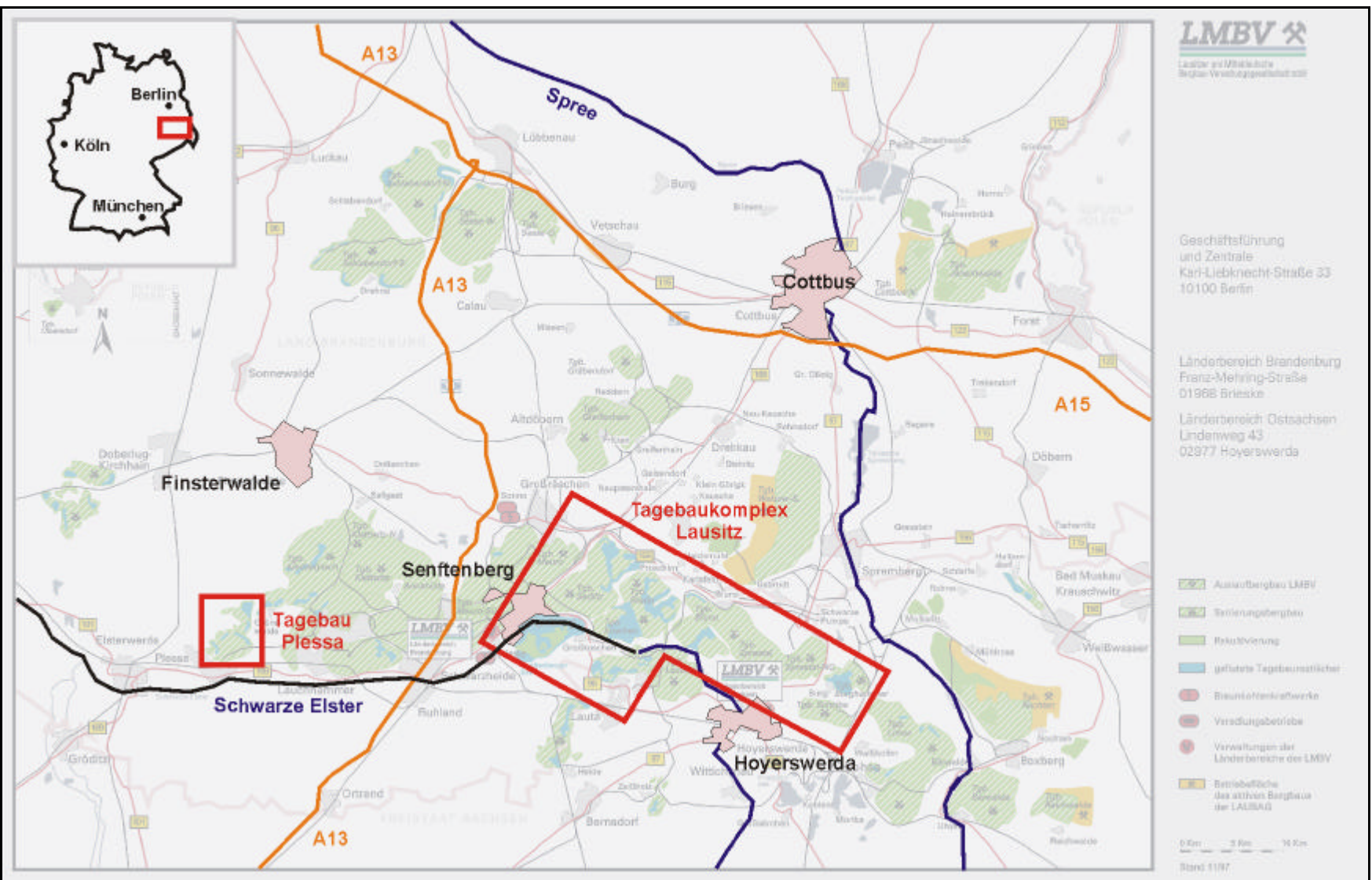
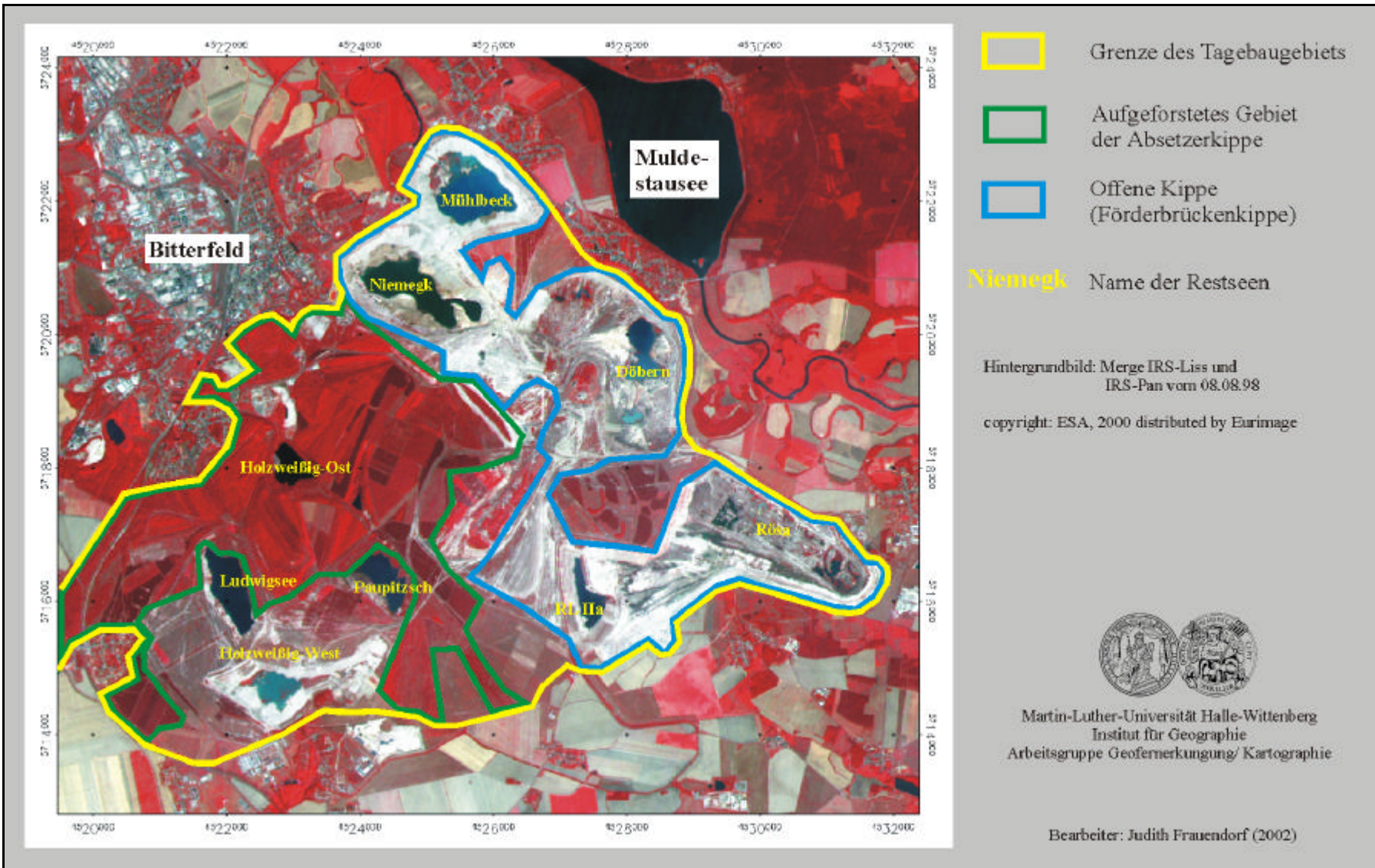


Abb. IIb Übersicht der Untersuchungsgebiete im Lausitzer Bergbaurevier (LMBV 2002).

Abb. IIc Übersichtskarte des Tagebauverbundes Goitsche.



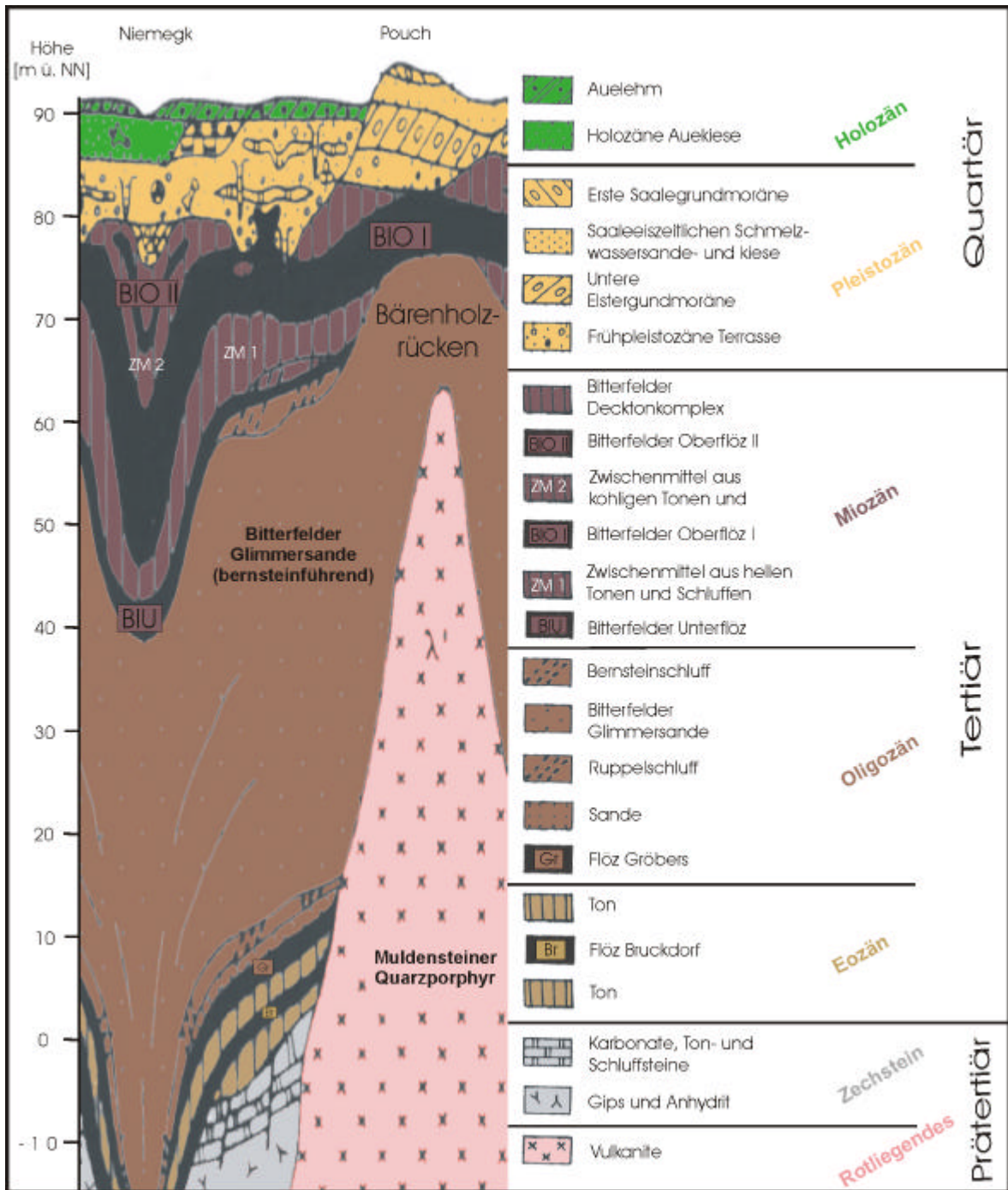


Abb. II.d Schichtenfolge des Bitterfelder Reviers (verändert nach EISSMANN & LITT 1994a).

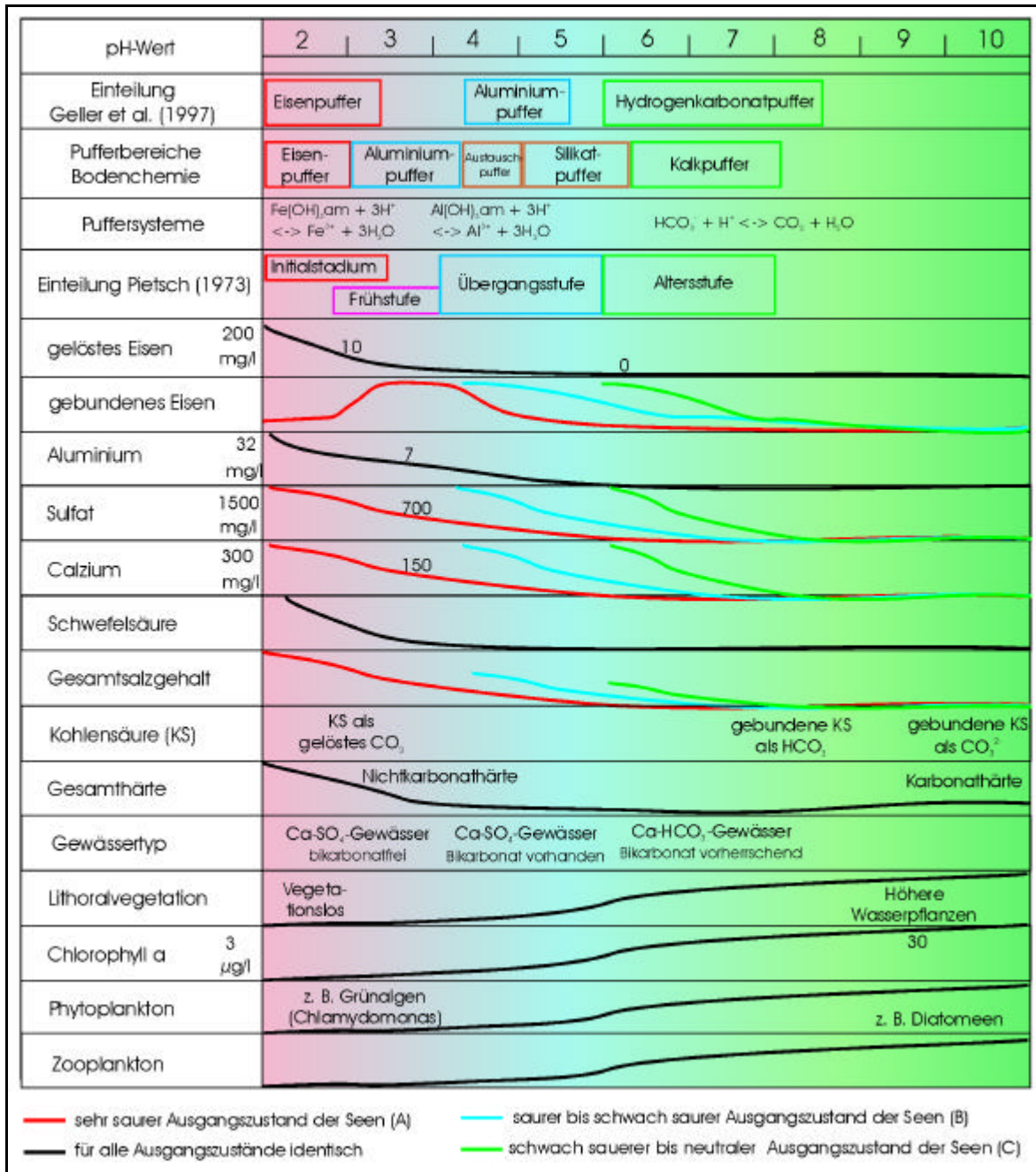


Abb. IIe Beispiel hydrochemischer und biologischer Verhältnisse von Tagebaurestseen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

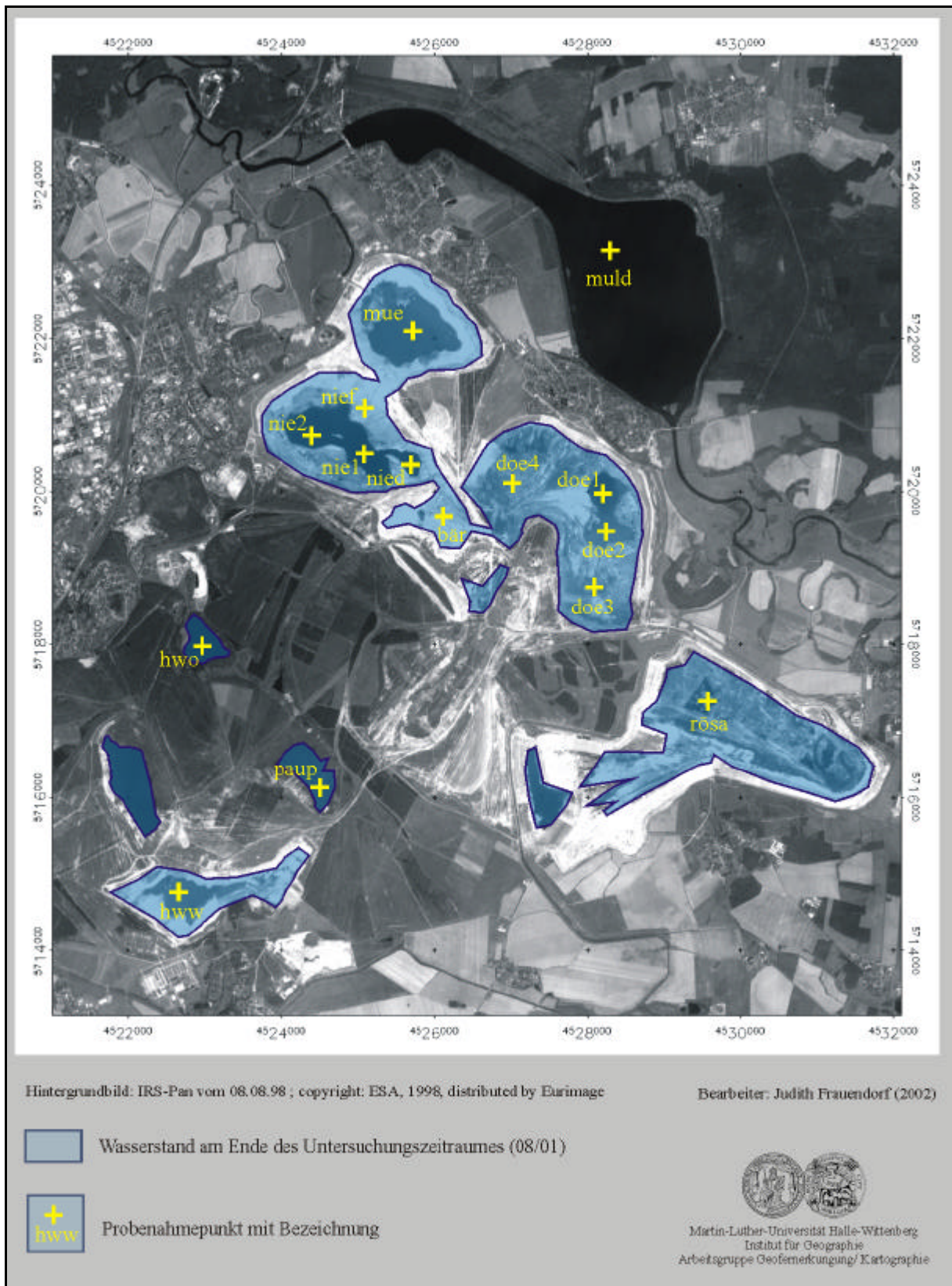


Abb. II.f Probenahmepunkte im Restlochverbundsystem Goitsche.

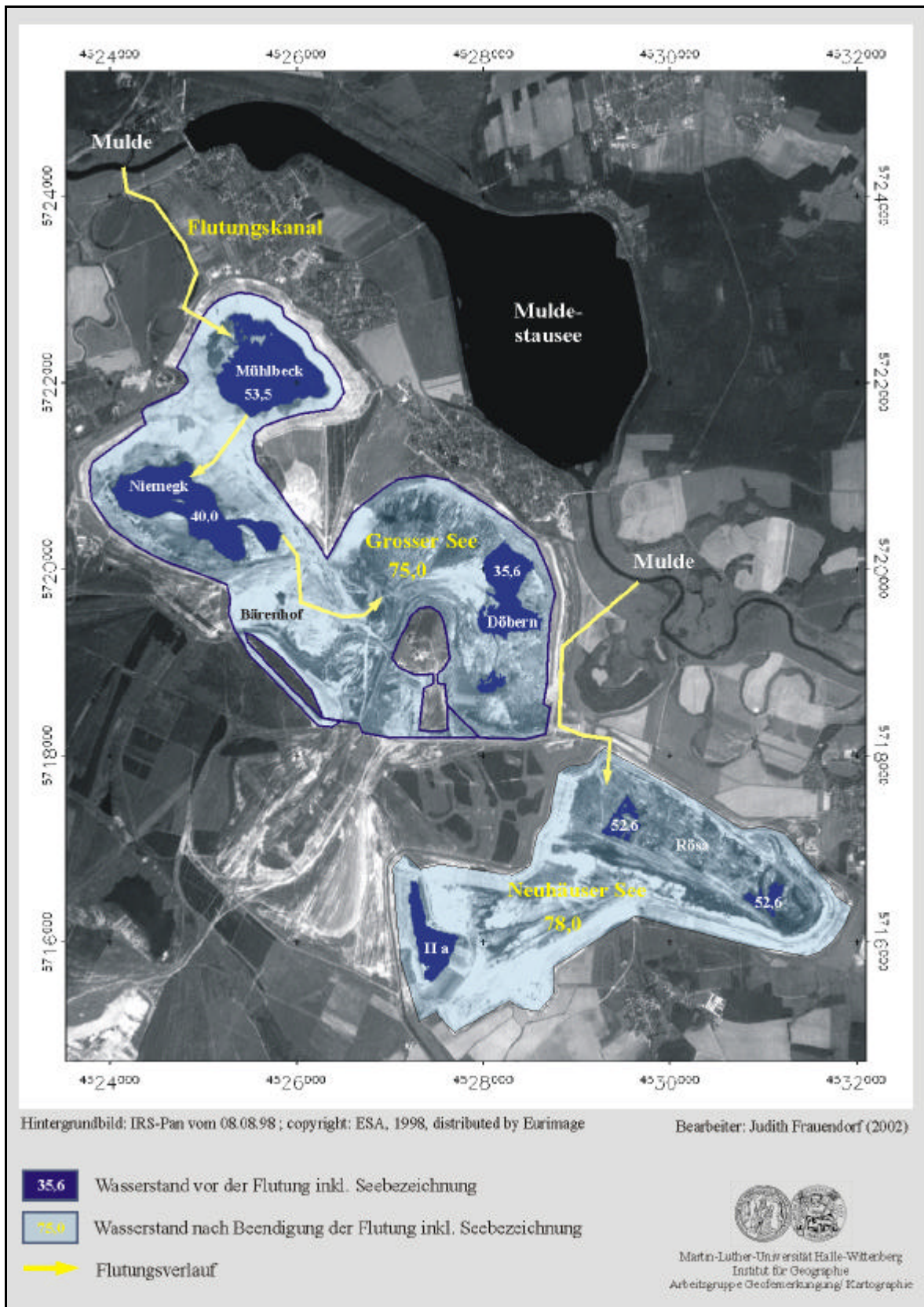


Abb. IIg Übersicht über die Flutungsprozesse des Grossen Sees (Goitschese) und des Neuhäuser Sees.

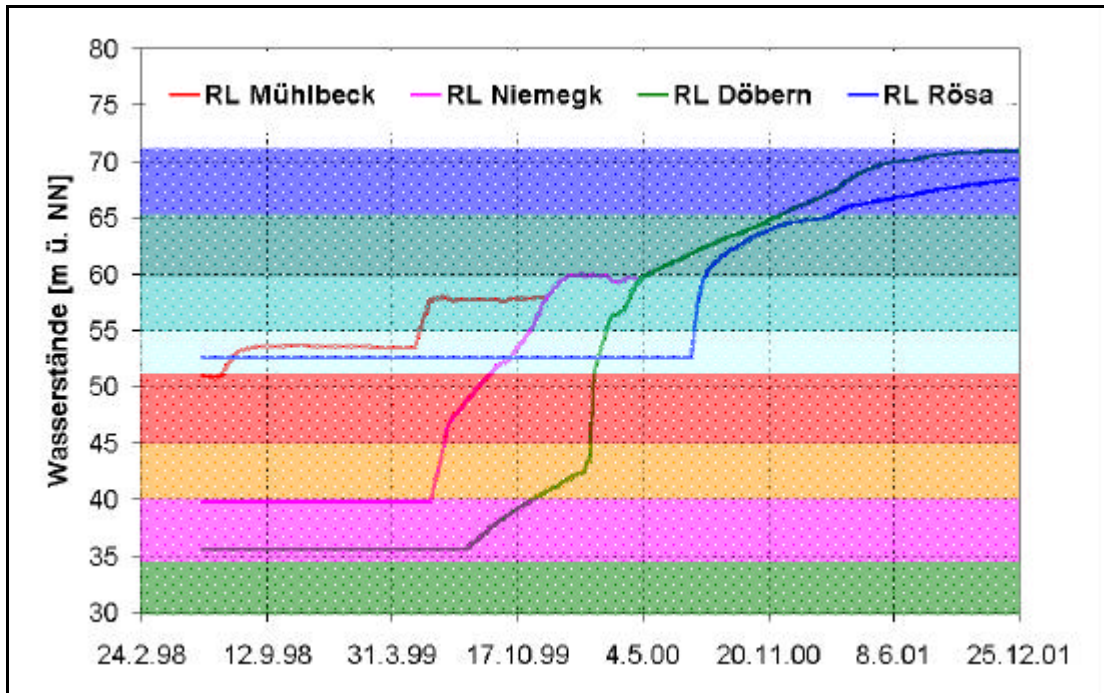


Abb. IIh Diagramm des Flutungsverlaufes der Restseen Niemegk, Mühlbeck, Döbern und Rösa von 1998 bis 2001 mit korrespondierenden Höhenschichten aus Abb. II.i (Daten der LMBV).

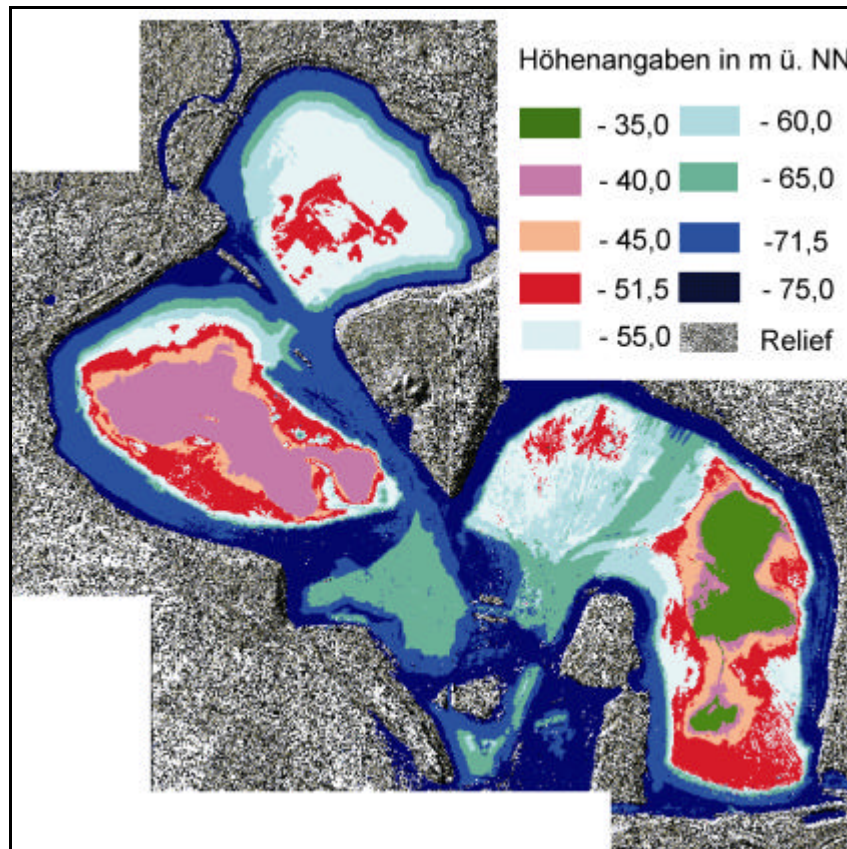


Abb. IIi DHM des Tagebaus Goitsche vom 12.01.98 mit eingetragenen Höhenschichten (Datenbasis: Luftbilder der LMBV, Quelle Höhenmodell: KURZ 1999).

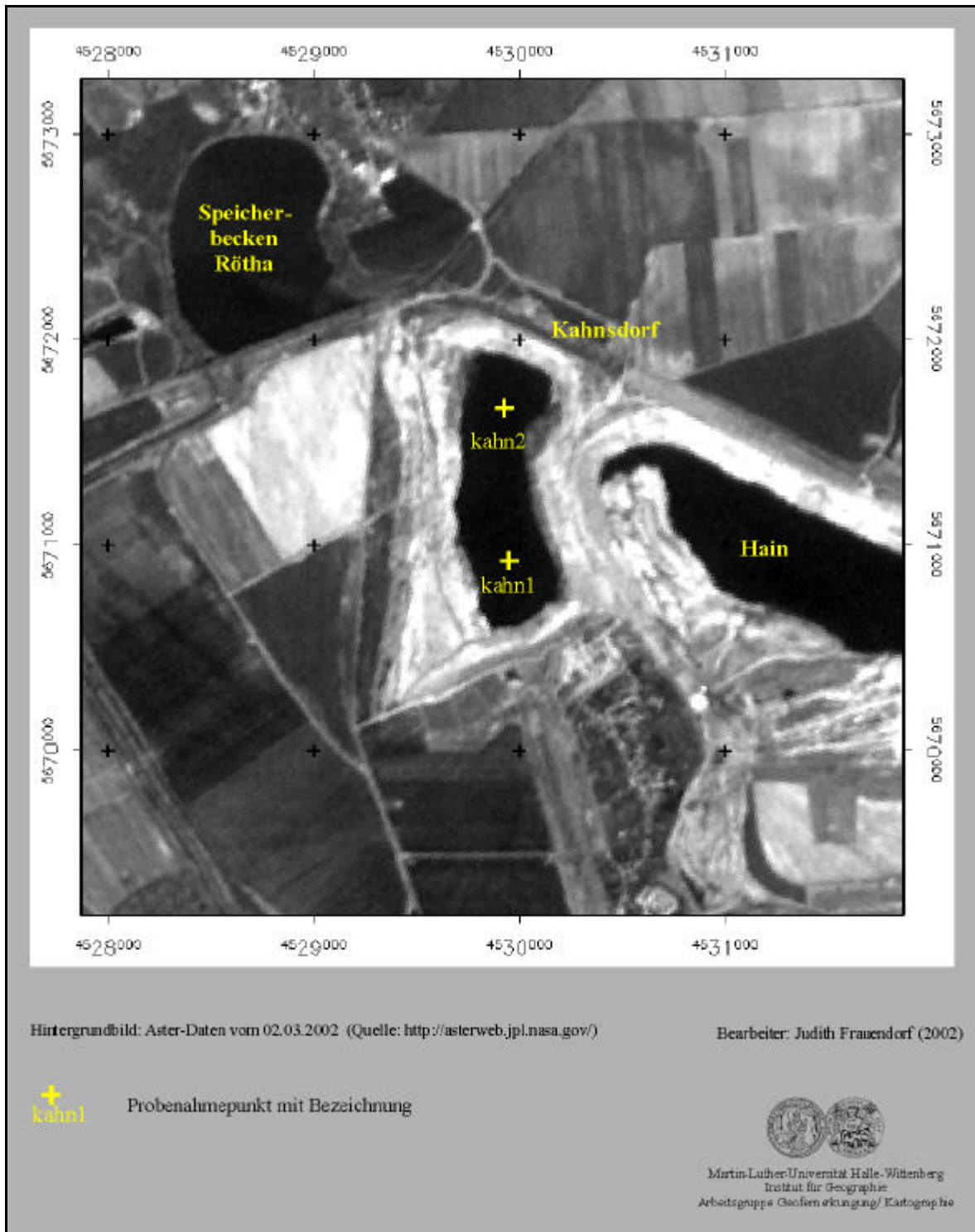


Abb. II.j Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Witznitz (Restsee Kahnsdorf).

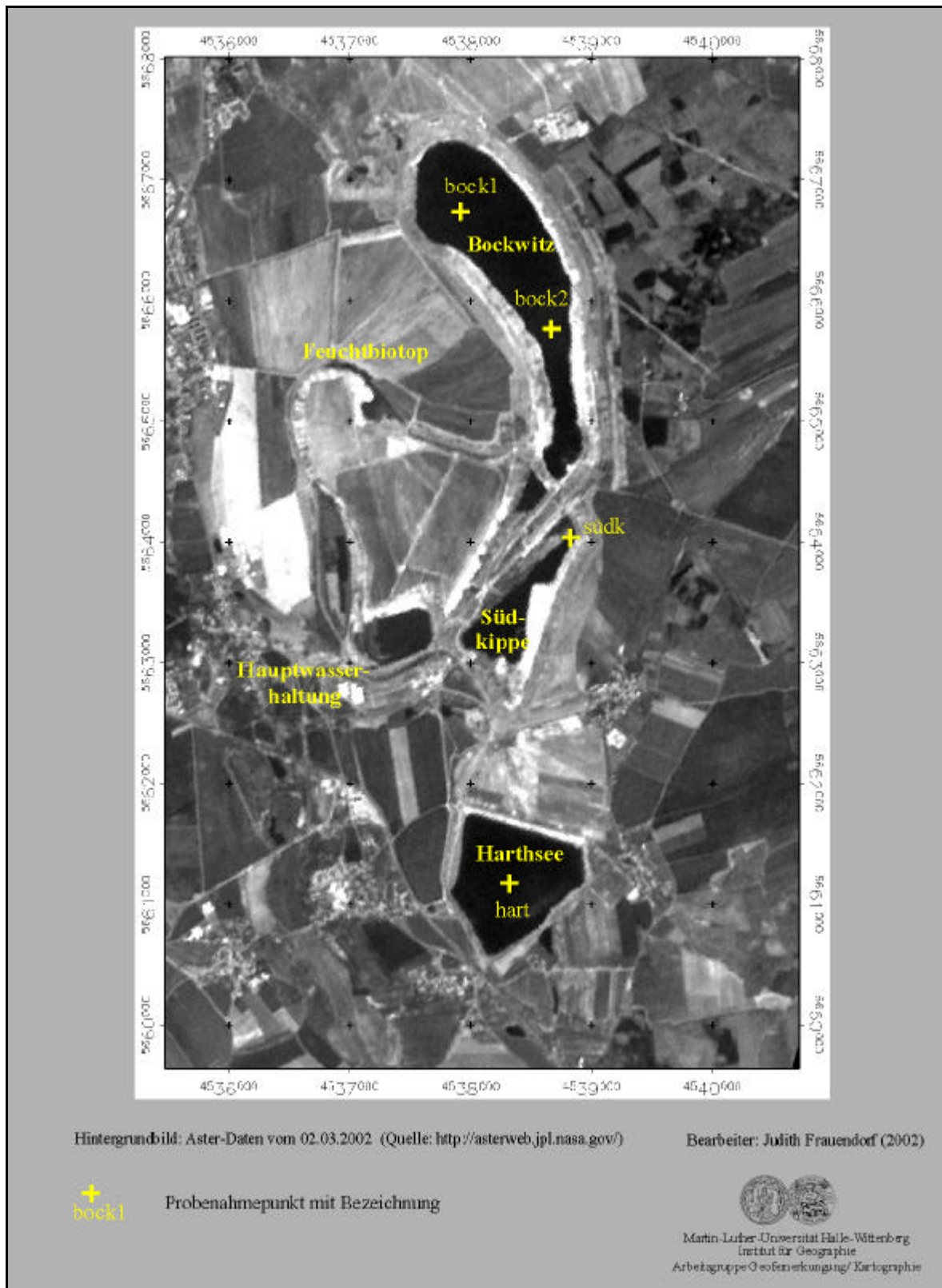


Abb. IIk Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Bockwitz.

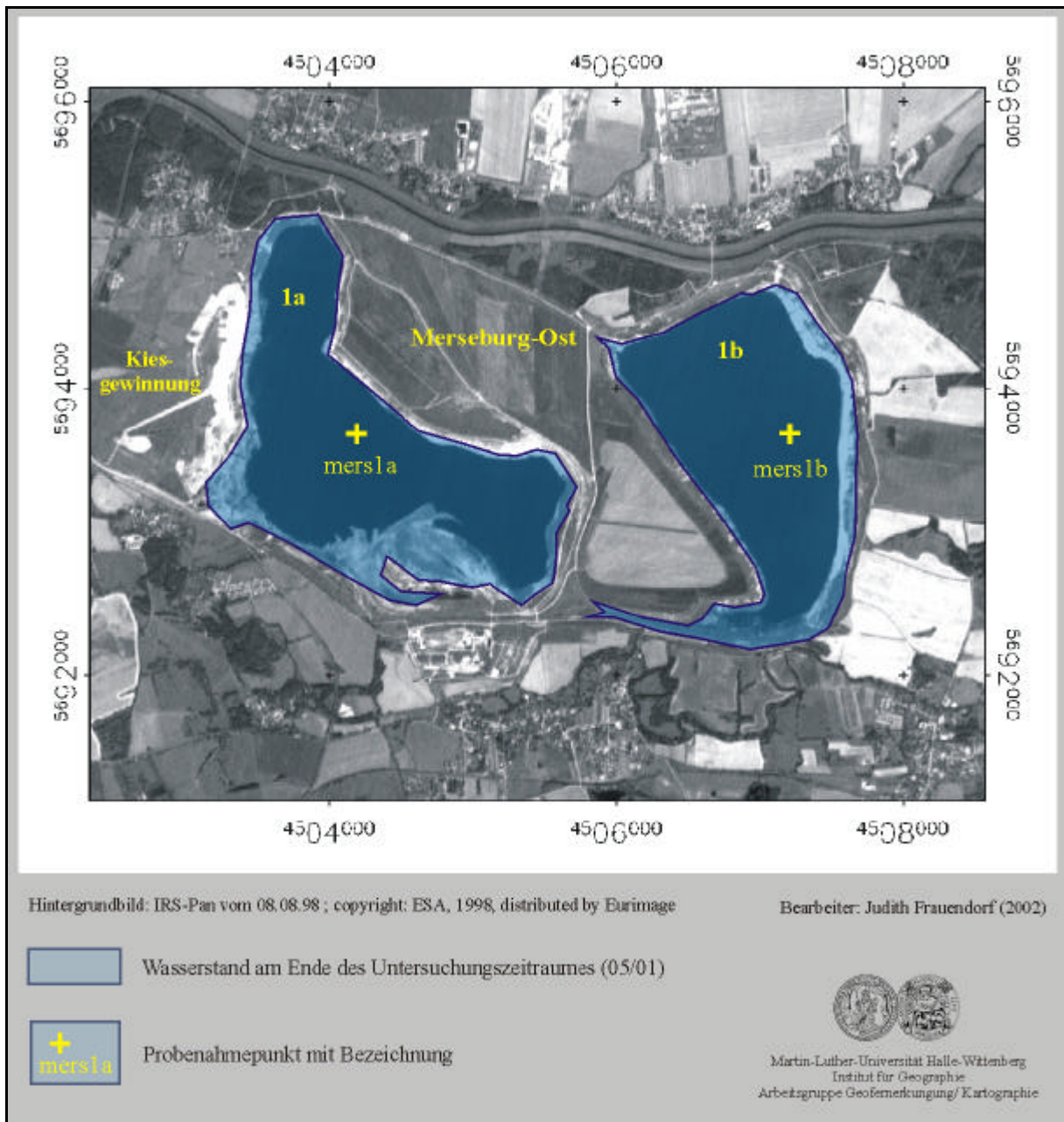


Abb. II.1 Probenahmepunkte im Tagebau Merseburg-Ost.

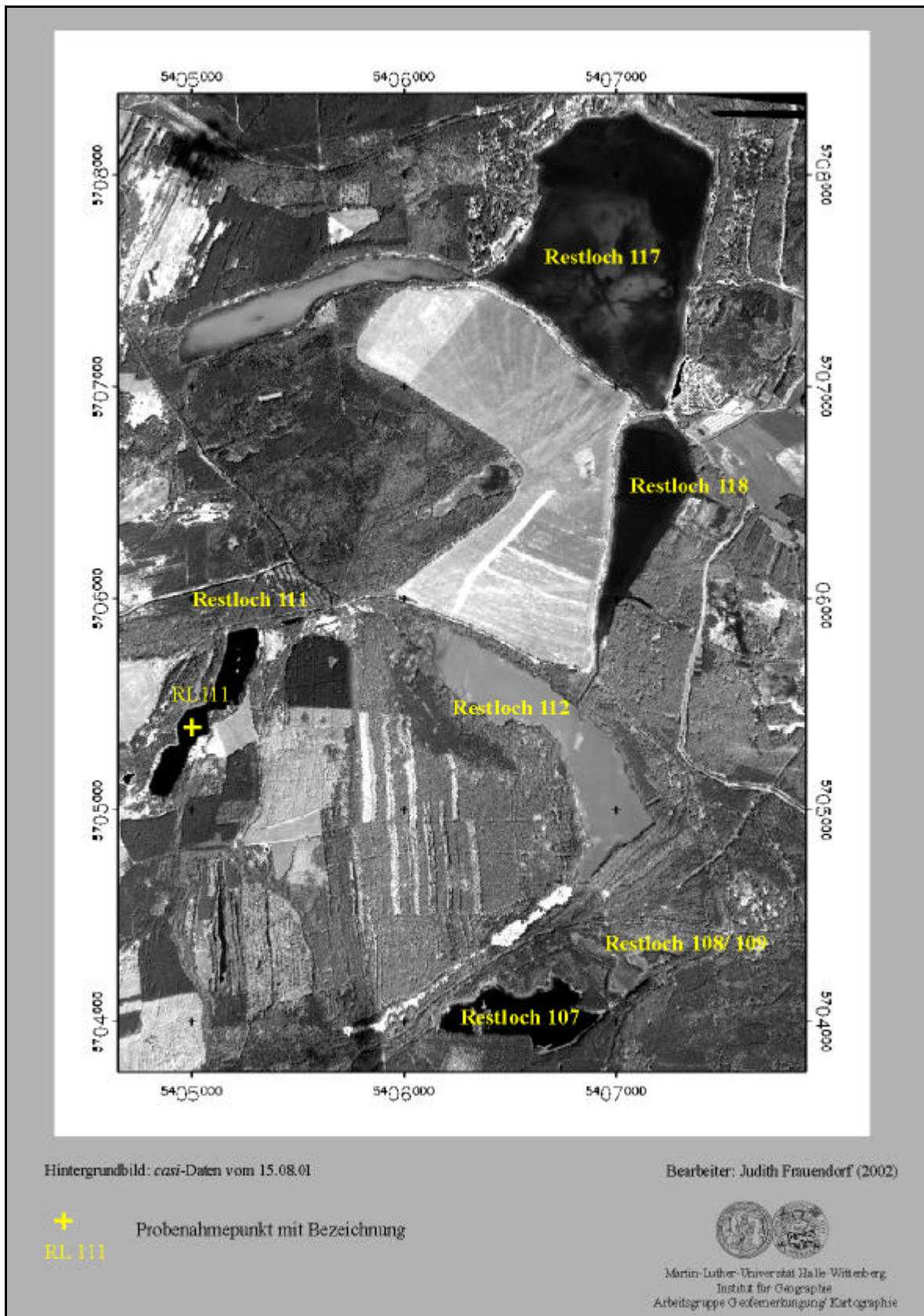


Abb. II.m Probenahmepunkte und Seenbezeichnung im Tagebau Plessa.

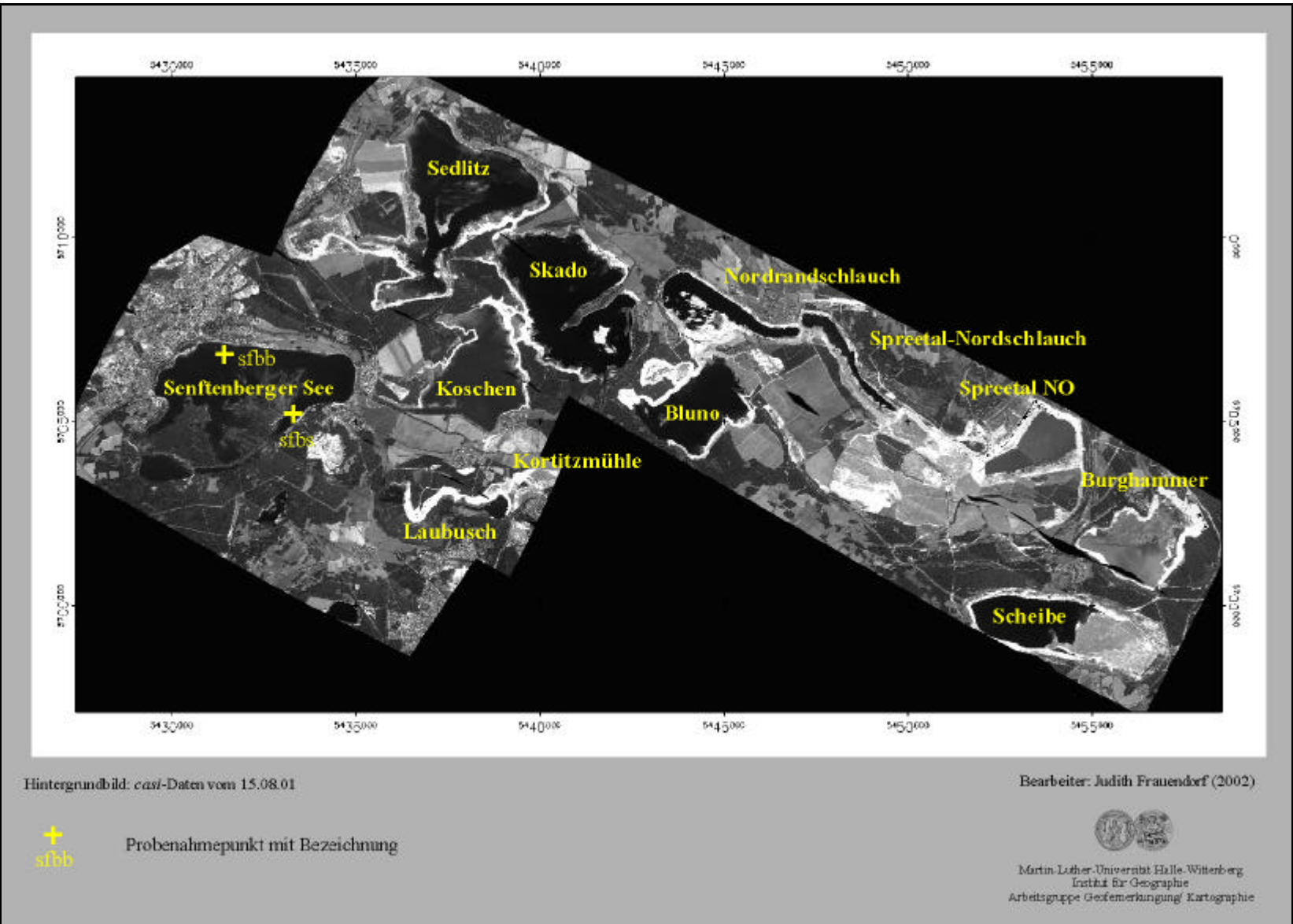


Abb. IIa

Probenahmepunkte im Tagebaukomplex Lausitz.

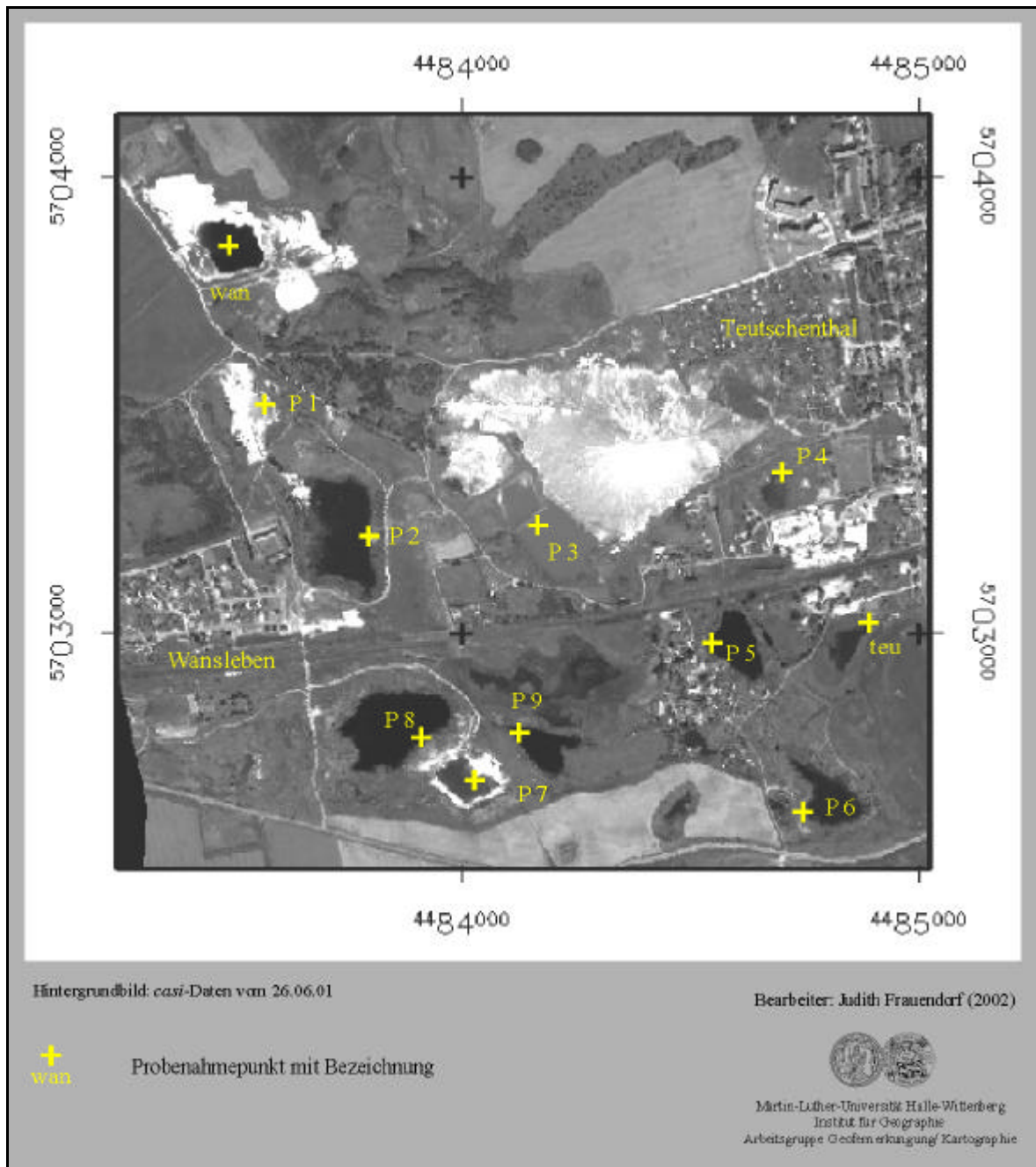


Abb. IIo Probenahmepunkte im Bergbauegebiet Teutschenthal.

III Anlage

Zum Kapitel 3

Gewässerfernerkundung

Tab. IIIa Literaturübersicht zur Flugzeugfernerkundung (1/2).

Literatur	Sensor	Parameter	Algorithmus	Gewässer
DEKKER AT AL 1992	<i>casi</i>	Cyano- bakterien	semi-empirisch	Niederländische Seen
DEKKER 1993 DEKKER ET AL. 1994A	<i>casi</i>	Chlorophyll, Phycocyanin, Schwebstoff, Sichttiefe	semi-empirisch und semi-analytisch	Niederländische Seen
ELOHEIMO ET AL. 1998	AISA	Schwebstoff, Trübung	semi-empirisch	Finnische Seen
FLINK ET AL. 1998	<i>casi</i>	Chlorophyll	Faktorenanalyse	Schwedische Seen
HEEGE 2000	Daedalus	Chlorophyll, Schwebstoff	analytisch	Bodensee
HOOGENBOOM ET AL 1998	<i>casi</i>	Chlorophyll, Schwebstoff	analytisch	Niederländische Seen
JUPP ET AL 1994	<i>casi</i>	Chlorophyll	analytisch	Mokoan lake
KALLIO ET AL. 1998	AISA	Chlorophyll, Trübung, Gelbstoff, Sichttiefe	empirisch	Finnische Seen
KELLER ET AL. 1998	<i>casi/ Dais</i>	Chlorophyll	semi-analytisch und analytisch	Schweizer Seen
LINDELL ET AL. 1999	<i>casi</i>	Chlorophyll	semi-empirisch	Schwedische Seen
	AISA	Chlorophyll	semi-empirisch	Finnische Seen
MALTHUS & DEKKER 1995	<i>casi</i>	Schwebstoffe, Chlorophyll	semi-empirisch	Niederländische Seen
MAH ET AL. 1997	<i>casi</i>	Chlorophyll	empirisch	Neuseeland
OLBERT 2000	<i>casi</i>	Chlorophyll, Schwebstoff, Gelbstoff	analytisch	Tegeler See

Tab. III. a Literaturübersicht zur Flugzeugfernerkundung (2/2).

Literatur	Sensor	Parameter	Algorithmus	Gewässer
RAMSEY ET AL. 1992	Daedalus	Schwebstoff, Chlorophyll, Trophie	empirisch	Seen in South Carolina
ROBINSON & DYER 1997	<i>casi</i>	Schwebstoff	empirisch	Humber-Delta (UK)
THIEMANN 2000	<i>casi</i>	Chlorophyll, Sichttiefe	semi-empirisch	Müritzer Seenplatte
THIEMANN & KAUFMANN 2000	Hymap <i>casi</i>	Chlorophyll, Sichttiefe	semi-empirisch	Müritzer Seenplatte

Tab. IIIb Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (1/3).

Literatur	Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer
DEKKER ET AL. 1992	CP-cyanin	0-130 µg/l	R(624/648)	LIN	0,7	Niederländische Seen
DEKKER 1993 DEKKER ET AL. 1994	Chlorophyll	0-140 µg/l	R(706)/R(676)	LIN	0,96	Niederländische Seen
	CP-cyanin	0-120 µg/l	(R(600)+R(648))/2-R(624)	LIN	0,99	
	Schwebstoff	0-45 µg/l	R(748)	LIN	0,78	
			R(706)	LIN	0,72	
			R(698)-R(714)	LIN	0,72	
Sichttiefe	30-500 cm	R(706)/R(676)	EXP	0,67		
ELOHEIMO ET AL. 1998	Sichttiefe	50-350 cm	R(547)/R(530)	LIN	0,87	Finnische Seen
	Chlorophyll	2-8 µg/l	(R(520)-R(750))/(R(554)-R(750))	LIN	0,8	
	Schwebstoff	2-12 mg/l	(R(562)-R(750))+ (R(622)-R(750))	LIN	0,92	
GITELSON 1993	Chlorophyll	4-40 µg/l	R(maxred)/R(560)	POT	0,93	Donec river
			Peakposition	LIN	0,93	
			R(700)/R(675)	POT	0,88-0,98	Balaton, Müggelsee
GITELSON ET AL. 1993	Schwebstoff	0-40 mg/l	(R(560)-R(529))/(R(560)+R(520))	LR	0,93	Don, Donec
GOODIN ET AL. 1993	Trübung	3-35 NTU	R'(720)	LIN	-0,95	Labortank
	Chlorophyll	30-150µg/l	R''(660) – R''(695)	LIN	0,89	Labortank
KALLIO ET AL. 1998	Chlorophyll	1,5-100 µg/l	R(702)/R(674)	LIN	0,93	Finnische Seen
	Trübung	0,5-22 FNU	R(max)-R(750)/R(476-R(750))	LIN	0,96	
	Gelbstoff	2-20 [m ⁻¹] (380 nm)	R(569)-R(600)/R(600)	LIN	0,84	
	Sichttiefe	50-670 cm	R(681)-R(753)/R(701)-R(753)	LIN	0,87	

Tab. III. b Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (2/3).

Literatur	Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer
KELLER ET AL. 1998	Chlorophyll	0-7 µg/l	R(688)/R(671)	LIN	0,43	Alpensee
KUTSER ET AL. 1995	Chlorophyll	2-9 µg/l	$(R(460)-R(410))/2-R(435)$	LIN	0,86	Estnische Seen, Ostsee
	Sichttiefe	50-900 cm	R(440)/R(480)+R(480)/R(600)+R(480)/Rmax	LIN	0,85	
	DOC	4-11 mg/l	R(480)/R(620)	LIN	0,93	
	Schwebstoff	2-36 mg/l	R(430)/R(530)+R(530)/R(620)+R(520)/Rmax	EXP	0,8	
LINDELL ET AL. 1999	Chlorophyll	0-80 µg/l	R(661)	LIN	0,76	Schweden
	Chlorophyll	0-100 µg/l	R(702)/ R(665)	LIN	0,94	Finnland
MAH ET AL 1997	Chlorophyll	0,4-1,2 µg/l	$(R(710)+R(659))/2-R(675)$	LIN	-	Neuseeland
			$R(650)-(R(620)+R(675))/2$	LIN	-	
MALTHUS & DEKKER 1995	Chlorophyll	1-125 µg/l	R(729)	LIN	0,83	Niederländische Seen
			R'(688)	LIN	0,88	
	Schwebstoff	1,2-45 mg/l	R(703)	LIN	0,89	
			R'(723)	LIN	-0,88	
			R'(842,5)	LIN	-0,89	
ROBINSON & DYER 1997	Schwebstoff	0-350 mg/l	R(665)/R(517)	POT	-	Humber-Delta
RUDDICK ET AL. 2000	Chlorophyll	0-85 µg/l	Kritische Wellenlänge			

Tab. III. b Literaturübersicht der Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (3/3).

Literatur	Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer
THIEMANN 2000	Chlorophyll	1,1-103 µg/l	R(705)/R(678)	LIN	0,89	Müritzer Seenplatte
	Sichttiefe	20-780 cm	Spektralkoeffizient	EXP	0,85	
	Phycocyanin	-	(R(596)+R(652)/2- R(624)	-	-	
	Carotinoide	-	(R(467)+R(526)/2- R(485)	-	-	

LIN Lineare Regression

POT Potentielle Regression

EXP Exponentielle Regression

R(706) Reflexionsgrad bei 706 nm

R'(720) erste Ableitung des Reflexionsgrades bei 720 nm

R''(660) zweite Ableitung des Reflexionsgrades bei 660 nm

Tab. IIIc Vergleich der verschiedenen Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (1/4).

Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer	Literatur
Chlorophyll	0-140 µg/l	R(706)/R(676)	LIN	0,96	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Chlorophyll	4-40 µg/l	R(700)/R(675)	POT	0,88-0,98	Balaton, Müggelsee	GITELSON 1993
Chlorophyll	1,5-100 µg/l	R(702)/R(674)	LIN	0,93	Finnische Seen	KALLIO ET AL. 1998
Chlorophyll	0-7 µg/l	R(688)/R(671)	LIN	0,43	Alpensee	KELLER ET AL. 1998
Chlorophyll	0-100 µg/l	R(702)/ R(665)	LIN	0,94	Schweden Finnland	LINDELL ET AL. 1999
Chlorophyll	1,1-103 µg/l	R(705)/R(678)	LIN	0,89	Müritzer Seenplatte	THIEMANN 2000
Chlorophyll	0,4-1,2 µg/l	$(R(710)+R(659))/2 - R(675)$	LIN	-	Neuseeland	MAH ET AL 1997
Chlorophyll	0,4-1,2 µg/l	$R(650) - (R(620)+R(675))/2$	LIN	-	Neuseeland	MAH ET AL 1997
Chlorophyll	2-8 µg/l	$(R(520)-R(750))/ (R(554)-R(750))$	LIN	0,8	Finnische Seen	ELOHEIMO ET AL. 1998
Chlorophyll	2-9 µg/l	$(R(460)-R(410))/2-R(435)$	LIN	0,86	Estn. Seen, Ostsee	KUTSER ET AL. 1995
Chlorophyll	4-40 µg/l	R(maxred)/ R(560)	POT	0,93	Donec river	GITELSON 1993
Chlorophyll	0-80 µg/l	R(661)	LIN	0,76	Schweden Finnland	LINDELL ET AL. 1999

Tab. III. c Vergleich der verschiedenen Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (2/4).

Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer	Literatur
Chlorophyll	1-125 µg/l	R(729)	LIN	0,83	Niederländ. Seen	MALTHUS & DEKKER 1995
Chlorophyll	1-125 µg/l	R'(723)	LIN	-0,88	Niederländ. Seen	MALTHUS & DEKKER 1995
Chlorophyll	1-125 µg/l	R'(688)	LIN	0,88	Niederländ. Seen	MALTHUS & DEKKER 1995
Chlorophyll	1-125 µg/l	R'(842,5)	LIN	-0,89	Niederländ. Seen	MALTHUS & DEKKER 1995
Chlorophyll	30-150µg/l	R''(660) – R''(695)	LIN	0,89	Labortank	GOODIN ET AL. 1993
Chlorophyll	4-40 µg/l	Peakposition	LIN	0,93	Balaton, Müggelsee	GITELSON 1993
Chlorophyll	0-85 µg/l	Kritische Wellenlänge				RUDDICK ET AL. 2000
CP-cyanin	0-130 µg/l	R(624/648)	LIN	0,7	Niederländ. Seen	DEKKER ET AL. 1992
CP-cyanin	0-120 µg/l	(R(600)+R(648))/2 – R(624)	LIN	0,99	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Phycocyanin	-	(R(596)+R(652))/2 – R(624)	-	-	Müritzer Seenplatte	THIEMANN 2000
Carotinoide	-	(R(467)+R(526))/2 – R(485)	-	-	Müritzer Seenplatte	THIEMANN 2000

Tab. III.c Vergleich der verschiedenen Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (3/4).

Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer	Literatur
Schwebstoff	0-45 µg/l	R(748)	LIN	0,78	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Schwebstoff	0-45 µg/l	R(706)	LIN	0,72	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Schwebstoff	1,2-45 mg/l	R(703)	LIN	0,89	Niederländ. Seen	MALTHUS & DEKKER 1995
Schwebstoff	0-45 µg/l	R(698)-R(714)	LIN	0,72	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Schwebstoff	0-350 mg/l	R(665)/R(517)	POT	-	Humber-Delta	ROBINSON & DYER 1997
Schwebstoff	0-40 mg/l	(R(560)-R(529)/ (R(560)+R(529))	LR	0,93	Don, Donec	GITELSON ET AL. 1993
Schwebstoff	2-36 mg/l	R(430)/R(530)+ R(530)/R(620)+ R(520)/Rmax	EXP	0,8	Estn. Seen, Ostsee	KUTSER ET AL. 1995
Schwebstoff	2-12 mg/l	(R(562)-R(750))+ (R(622)-R(750))	LIN	0,92	Finnische Seen	ELOHEIMO ET AL. 1998
Trübung	0,5-22 FNU	R(max)-R(750)/ R(476)-R(750)	LIN	0,96	Finnische Seen	KALLIO ET AL. 1998
Trübung	3-35 NTU	R'(720)	LIN	-0,95	Labortank	GOODIN ET AL. 1993

Tab. III.c Vergleich der verschiedenen Algorithmen zur Ableitung von WIS aus hyperspektralen Daten (4/4).

Parameter	Konzentration	Korrelation mit	Typ	R ²	Gewässer	Literatur
Sichttiefe	30-500 cm	R(706)/R(676)	EXP	0,67	Niederländ. Seen	DEKKER 1993
Sichttiefe	50-350 cm	R(547)/R(530)	LIN	0,87	Finnische Seen	ELOHEIMO ET AL. 1998
Sichttiefe	50-670 cm	R(681)-R(753)/ R(701)-R(753)	LIN	0,87	Finnische Seen	KALLIO ET AL. 1998
Sichttiefe	50-900 cm	R(440)/R(480)+ R(480)/R(600)+ R(480)/Rmax	LIN	0,85	Estn. Seen, Ostsee	KUTSER ET AL. 1995
Sichttiefe	20-780 cm	Spektralkoeffizient	EXP	0,85	Müritzer Seenplatte	THIEMANN 2000
DOC	4-11 mg/l	R(480)/R(620)	LIN	0,93	Estn. Seen, Ostsee	KUTSER ET AL. 1995
Gelbstoff	2-20 [m ⁻¹](380)	R(569)-R(600)/ R(600)	LIN	0,84	Finnische Seen	KALLIO ET AL. 1998

LIN Lineare Regression

POT Potentielle Regression

EXP Exponentielle Regression

R(706) Reflexionsgrad bei 706 nm

R'(720) erste Ableitung des Reflexionsgrades bei 720 nm

R''(660) zweite Ableitung des Reflexionsgrades bei 660 nm

Tab. III d Literaturübersicht über die Fernerkundungsmethoden von Bergbau- und Tagebaurestseen.

Literatur	Sensor	Parameter	Korreliert mit	R ²	Gewässer -typ	Bergbau/ Land
HARDY & JEFFERIES 1981	Farbkamera (4 Kanäle)	pH (3,4-5,5)	Farbwerte (X, Y, Z)	-	Regenver-sauerte Seen	- / Kanada
		Chlorophyll (0,5-3,0 µg/l)				
MAUSEL ET AL. 1991	Multispektrales Videosystem (3 Kanäle)	Sichttiefe (240-607 cm)	R(650nm) exponentiell	-0,9	alte und junge Bergbauseen	Kohle / USA (Indiana)
REPIC ET AL. 1991	Multispektrales Videosystem (3 Kanäle)	pH (6,1-6,7)	R(550nm) linear	0,7	Bergbauseen	Kohle / USA (Indiana)
		gelöstes Eisen (25-140 mg/l)	R(550nm) linear	0,6		
ANDERSON & SATTER-WHITE 1995	Multispektrales Videosystem (4 Kanäle)	Leitfähigkeit (350-580 µS)	R(750nm) linear	0,8	Bergbauflüsse	Pyrit / USA (Virginia)
SCHMIDT 1995	Landsat TM 5	Klassifizierung	spektrale Eigenschaften	-	Tagebauseen in Mitteldeutschland	Braunkohle / Deutschland
ROBBINS ET AL. 1996	Multispektrales Videosystem (4 Kanäle)	sauer/ neutral pH (3,5 und 7)	Höhe des Reflexionsgrades	-	Bergbauflüsse	Pyrit u. Kohle / USA (Virginia)
ANDERSON & ROBINS 1998	Multispektrales Videosystem (4 Kanäle)	sauer/ neutral pH (3,5 und 7)	R(750nm)	-	Bergbauflüsse	Pyrit u. Kohle / USA (Virginia)
SCHMIDT & GLAESSER 1998	Landsat TM 5	Klassifizierung	spektrale Eigenschaften	-	Tagebauseen in Mitteldeutschland	Braunkohle / Deutschland
JÄCKLIN 1999	Landsat TM 5	verschiedene Stadien von Tagebauseen	Unüberwachte/ Überwachte Klassifikation	-	Tagebauseen in Mitteldeutschland	Braunkohle / Deutschland

IV Anlage

Zum Kapitel 4

Optische Eigenschaften

Tab. IV.a Literaturübersicht über die Neigungen, Normierungswellenlängen und Gelbstoffkonzentrationen von (1/2).

Literaturquelle	S (Mittelwert)	S (Min- Max)	l_0	$a(l_0)$	Gewässertyp	Bemerkungen
BAKER & SMITH 1982	0,013	0,008 - 0,018	380			
BRICAUD ET AL. 1981	0,014	0,010 - 0,020				375 nm - 500 nm
CARDER ET AL. 1989	0,0194 0,0110					vorwiegend Fulvinsäuren vorwiegend Huminsäuren
DAVIS-COLLEY 1987	0,0187	0,0173 - 0,0205	440	0,09 - 4,87	I	280 nm - 460 nm
DEKKER 1993			440	0,91 - 3,51	I	
DIEHL & HARDT 1980		0,0115 - 0,028 0,008 - 0,028	400	0,5 - 1,8		400 nm - 460 nm 460 nm - 600 nm
DOERFER 1979		0,011			I	
HEEGE 2000	0,018 0,017		410	0,32 bis 4 Ø 0,38		400 nm - 460 nm 460 nm - 600 nm
HOJERSLEV 1998	0,014	0,012 - 0,017	450			
JERLOV 1976	0,015					
KIRK 1976	0,015	0,013 - 0,016			I, K	
KIRK 1983			440	0 - 0,09 0,07 - 0,64 0,16 - 19,1	O K I	
KRIJGSMAN 1994	0,016	0,013 - 0,020	380	3 - 63, Ø 21	I	350 nm - 550 nm
MAUL & GORDON 1975	0,0145				K	

Tab. IV. a Literaturübersicht über die Neigungen, Normierungswellenlängen und Gelbstoffkonzentrationen von (2/2).

Literaturquelle	S (Mittelwert)	S (Min- Max)	λ_0	$a(\lambda_0)$	Gewässertyp	Bemerkungen
NYQUIST 1979	0,0163 0,0122					280 nm - 430 nm 430 nm - 650 nm
TISCHE 1986	0,014		380	1,8 - 2,5 0,3 - 0,8	I K	
RIJKEBOER ET AL. 1998	0,016	0,013 - 0,019	440	0,14 - 16,5	I	350 nm - 550 nm
ROESLER ET AL. 1989	0,016	0,014 - 0,018	400			400 nm - 750 nm
SIPELGAS ET AL. 2000	0,0139- 0,0192	0,0112 - 0,0265	380	0,71 - 19,46	I	380nm - 500nm
VODACEK ET AL. 1997	0,016 0,019	0,014 - 0,018	355	0 - 1,7	K O	
ZEPP & SCLOTZ- HAUER 1981	0,0145 0,0138 0,0102	0,0116 - 0,0175 0,0128 - 0,0146 0,0100 - 0,0104	450 450 450		I	300 nm - 500 nm fulvic acid humic acid

I Inlandgewässer

O Ozeangewässer

K Küstengewässer

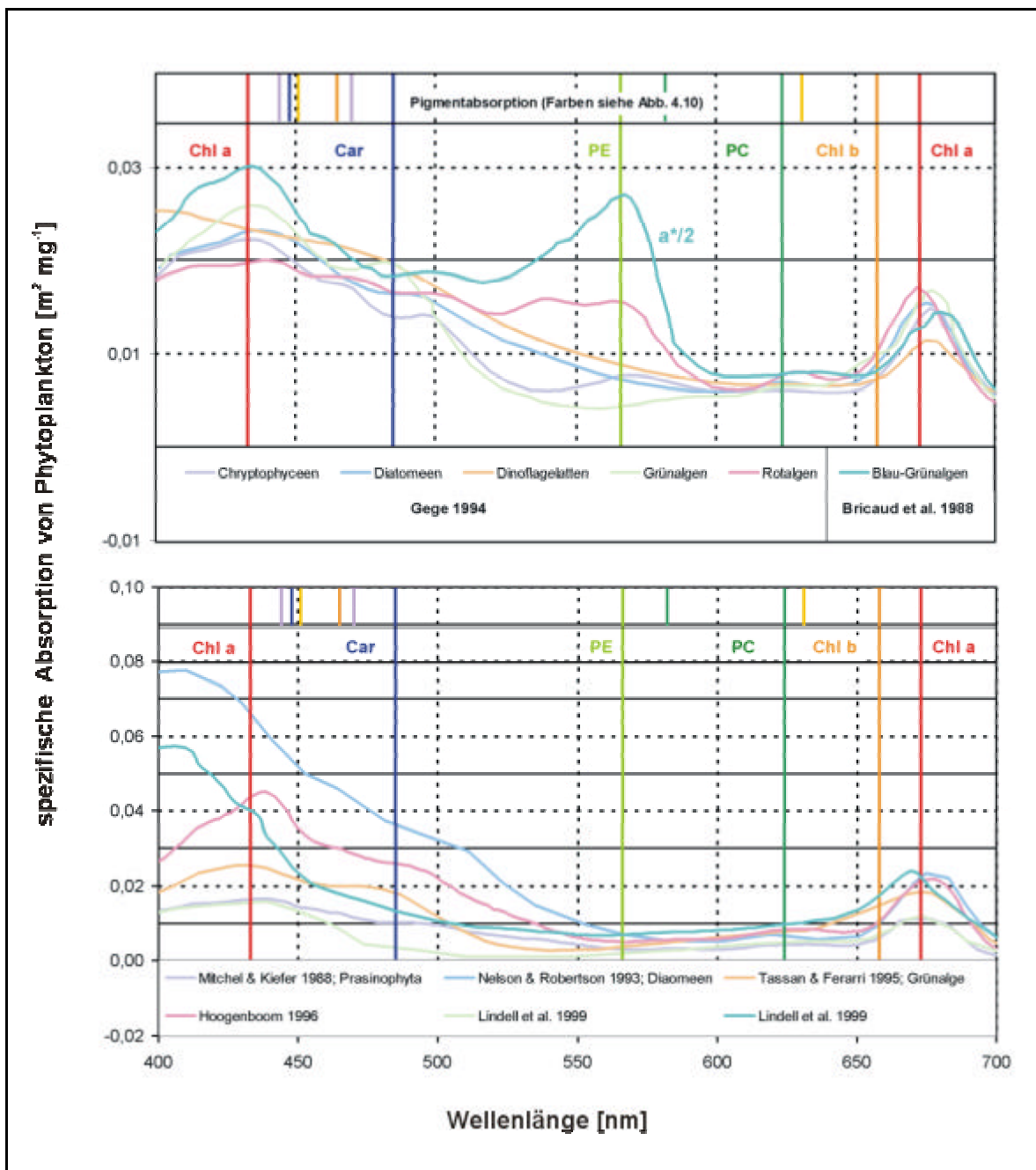


Abb. IV.a Vergleich von Absorptionsspektren verschiedener Phytoplanktonarten.

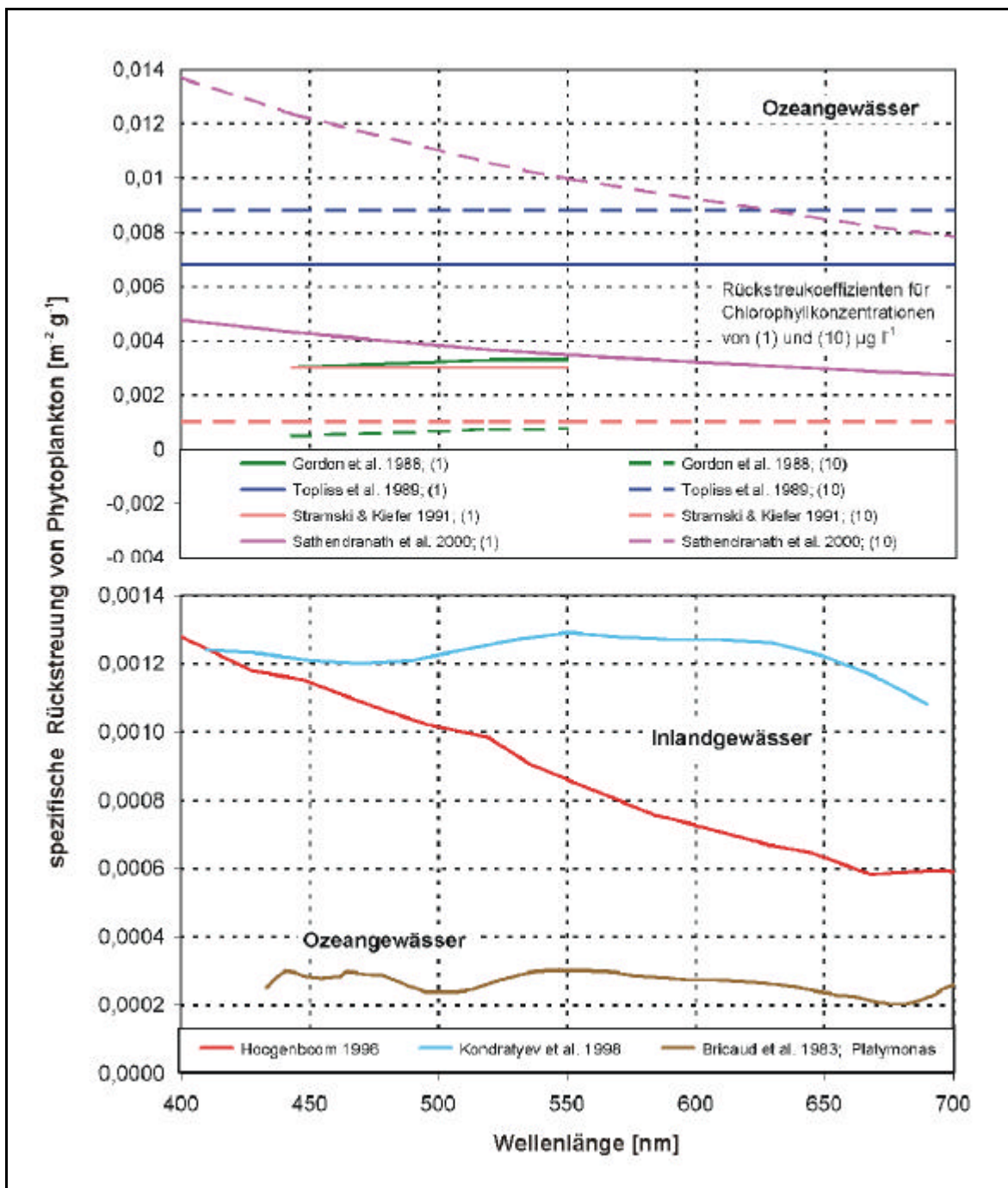


Abb. IV.b Vergleich spezifischer Rückstreuenspektren von Phytoplankton verschiedener Autoren.

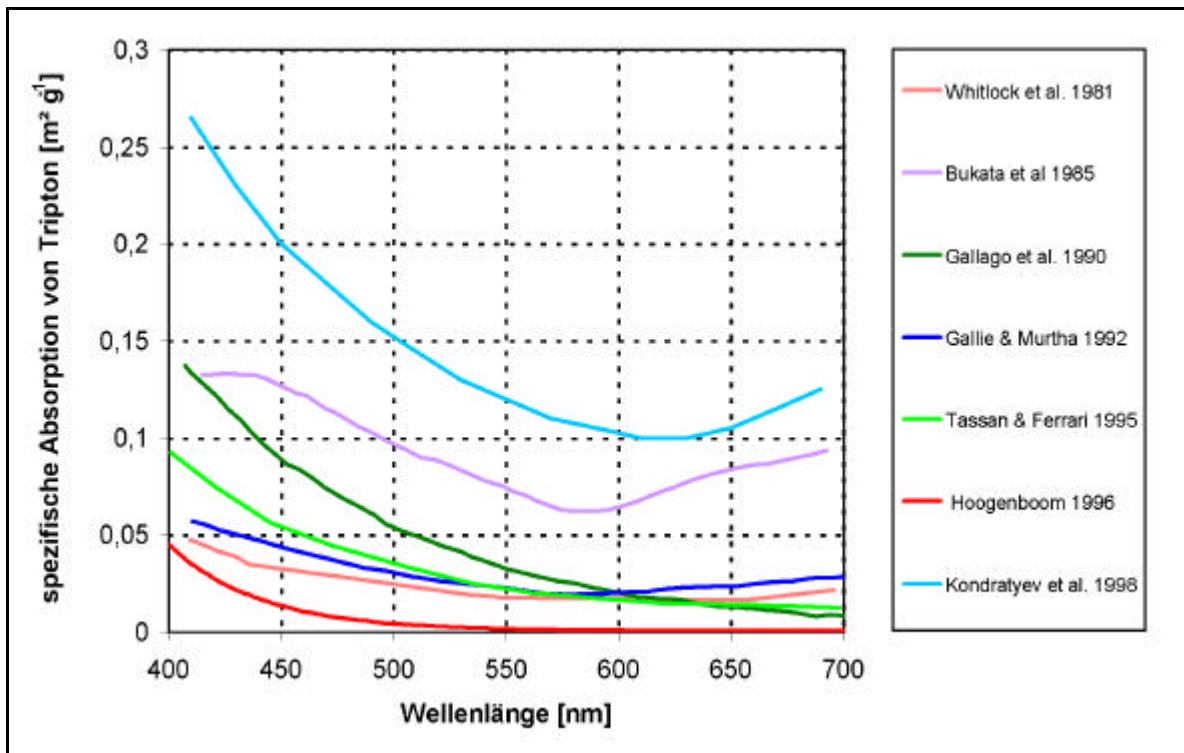


Abb. IV.c Spezifische Absorptionsspektren von Tripton (Inlandgewässern) verschiedener Autoren.

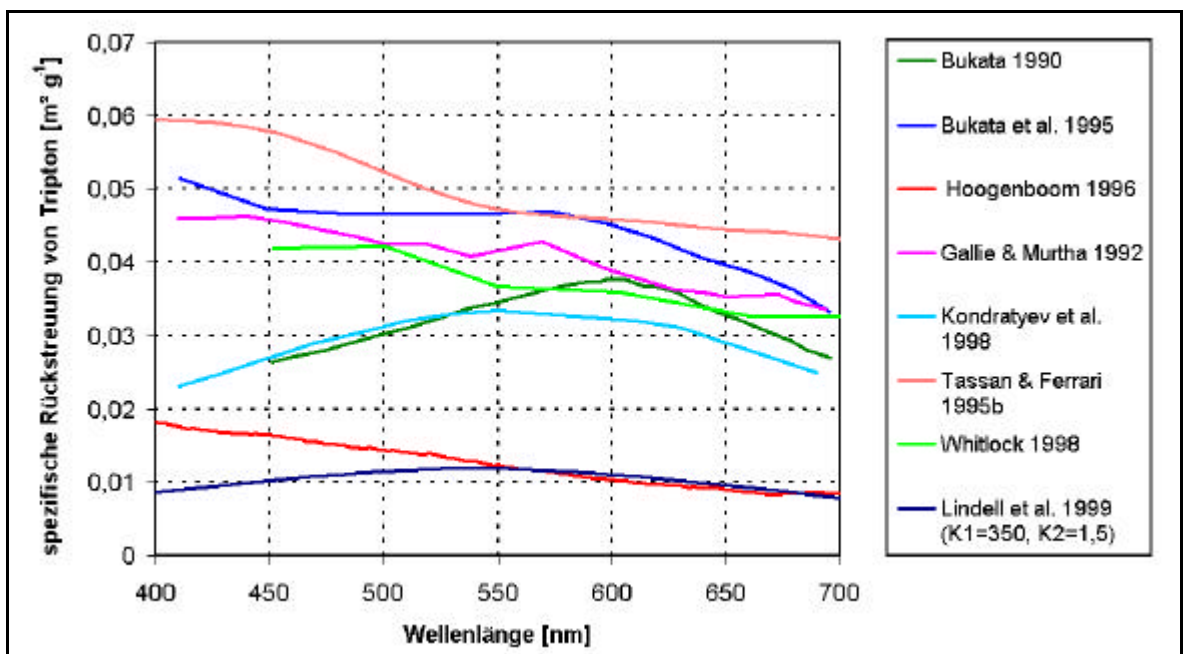


Abb. IV.d Spezifische Rückstreuungsspektren von Tripton (Inlandgewässer) verschiedener Autoren.

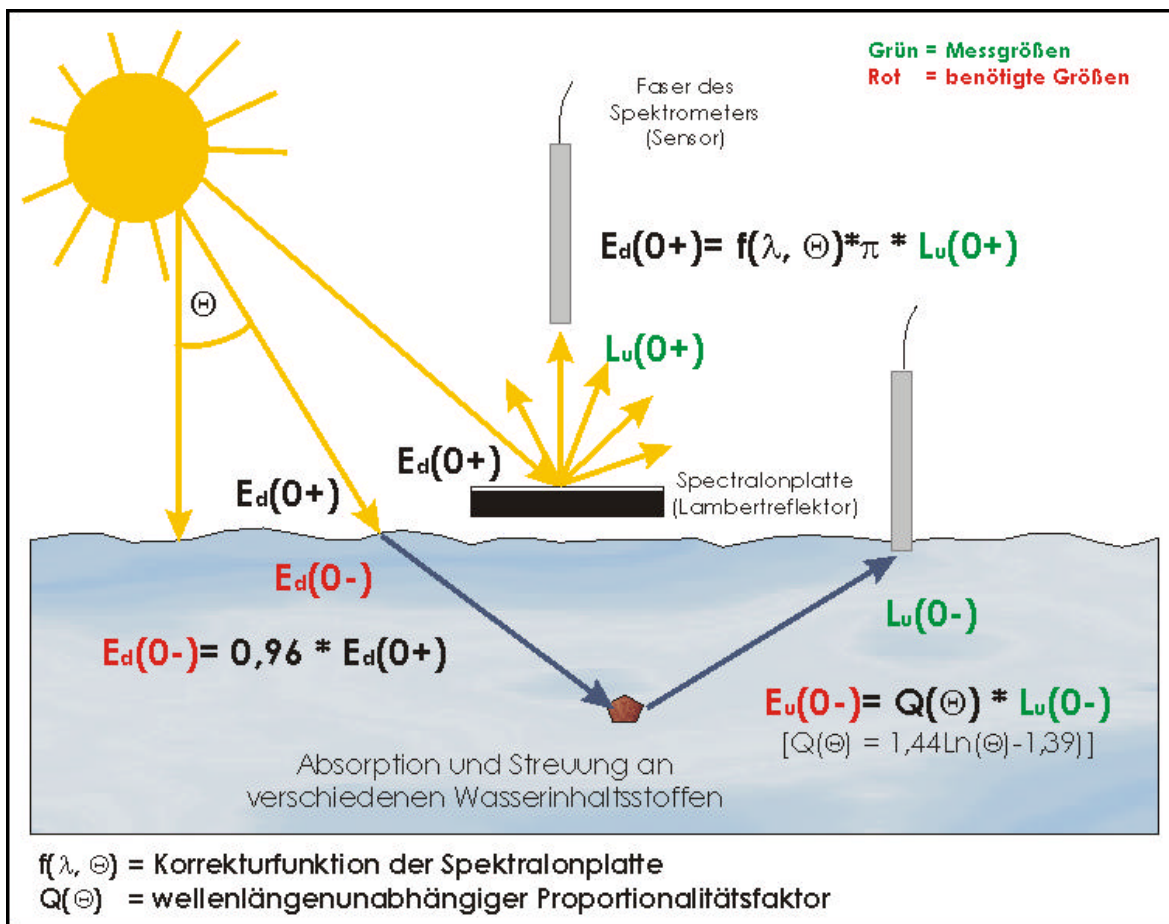


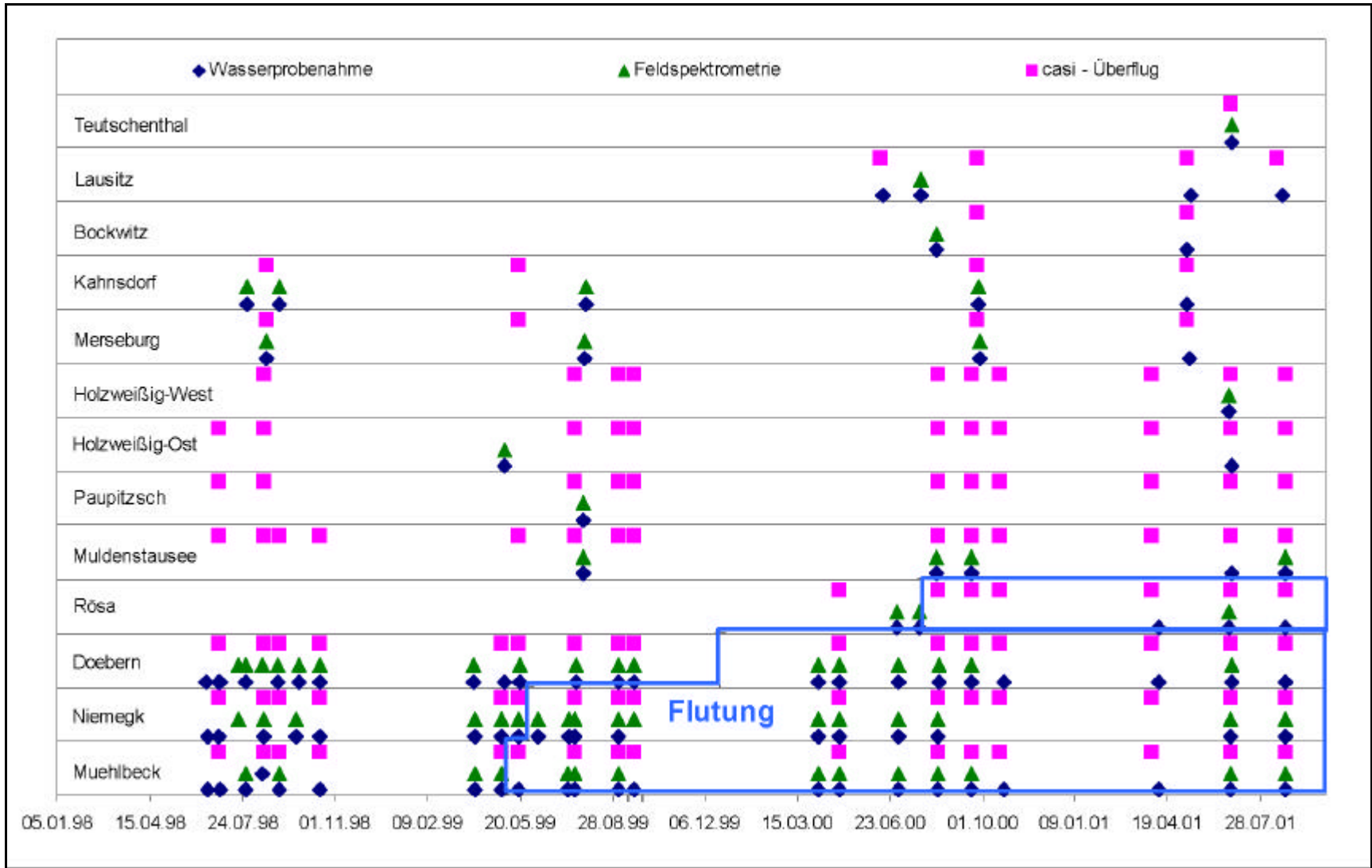
Abb. IV.e Beziehungen zwischen E und L über und unter der Wasseroberfläche nach den Beziehungen aus DEKKER (1993) und DIERSSEN & SMITH (1997).

V Anlage

Zum Kapitel 5

Methoden

Abb. V.a Überblick über die Beprobungs- und Befliegungstermine.



Probenahmeprotokoll Wasser und Spektrometrie					
Probenpunkt	<input type="radio"/> Nie1	<input type="radio"/> Nie2	<input type="radio"/> Nief	<input type="radio"/> Nied	<input type="radio"/> Mue1
	<input type="radio"/> Doe1	<input type="radio"/> Doe2	<input type="radio"/> Doe3	<input type="radio"/> Doe4	
	<input type="radio"/> Kahn1	<input type="radio"/> Kahn2	<input type="radio"/> Rösa	<input type="radio"/> Mulde	<input type="radio"/> RL 111
	andere _____				
Durchgeführt	<input type="radio"/> Judith Frauendorf		<input type="radio"/> Doreen Zober		<input type="radio"/> Susann Lohse
	<input type="radio"/> Doreen Kujajewski				
	andere _____				
Datum	_____				
Wasserprobennahme	Uhrzeit	Wp von	_____	bis	_____
Lufttemperatur	_____	Windrichtung	_____	Wellenrichtung	_____
Windstärke	<input type="radio"/> windstill	Wolkenbedeckung	<input type="radio"/> wolkenlos	Wellengang	<input type="radio"/> spiegelglatt
	<input type="radio"/> schwach windig		<input type="radio"/> heiter (25 % Bedeckung)		<input type="radio"/> gekräuselt
	<input type="radio"/> windig		<input type="radio"/> wolzig (50 % Bedeckung)		<input type="radio"/> bewegt
	<input type="radio"/> stark windig		<input type="radio"/> bewölkt (75 % Bedeckung)		<input type="radio"/> grob
	<input type="radio"/> stürmisch		<input type="radio"/> bedeckt		<input type="radio"/> hoch
				Niederschlag	<input type="radio"/> frei
					<input type="radio"/> Sprühregen
					<input type="radio"/> Landregen
					<input type="radio"/> Starkregen
					<input type="radio"/> Schnee
				Trübung	<input type="radio"/> klar
					<input type="radio"/> leicht trüb
					<input type="radio"/> trüb
					<input type="radio"/> stark trüb
					<input type="radio"/> sehr stark trüb
Sichttiefe	_____	Wasserfarbe	_____	Filterfarbe	_____
Besonderheiten	_____				
Spektrometrie	Uhrzeit	Sp von	_____	bis	_____
Lufttemperatur	_____	Windrichtung	_____	Wellenrichtung	_____
Windstärke	<input type="radio"/> windstill	Wolkenbedeckung/8 -bedeckung	Wellengang	<input type="radio"/> spiegelglatt
	<input type="radio"/> schwach windig		<input type="radio"/> Cirrus		<input type="radio"/> gekräuselt
	<input type="radio"/> windig		<input type="radio"/> Cumulus		<input type="radio"/> bewegt
	<input type="radio"/> stark windig		<input type="radio"/> Stratus		<input type="radio"/> grob
	<input type="radio"/> stürmisch				<input type="radio"/> hoch
				Niederschlag	<input type="radio"/> frei
					<input type="radio"/> Sprühregen
					<input type="radio"/> Landregen
					<input type="radio"/> Starkregen
					<input type="radio"/> Schnee
				Trübung	<input type="radio"/> klar
					<input type="radio"/> leicht trüb
					<input type="radio"/> trüb
					<input type="radio"/> stark trüb
					<input type="radio"/> sehr stark trüb
gemessen mit	<input type="radio"/> 50 µm 2m				
Profil	<input type="radio"/> Normalprofil (5, 15, 25, 40, 50, 60, 75, 100, 125, 150, 175, 200, 225, 250 cm)				
	<input type="radio"/> anderes Profil				
	<input type="radio"/> abwärtsgerichtete Strahlung				
Mileumessung	_____				
Tiefe	pH - Wert	Temp. in °C	Lf in mS	O2 in mg/l	Redoxpot. in mV
0 m					
p - Wert (8,2)	_____	m - Wert (4,3)	_____	pH-Wert	_____

Abb. V.b Probenahmeprotokoll.

Tab. V.a Spezifikation der 48 Bänder des *cas*i im enhanced spectral Mode.

Bandnummer	Mittelwellenlänge [nm]	Halbwertsbreite [nm]		Bandbreite [nm]
		von	bis	
1	433,9	427,7	439,9	12,2
2	444,8	438,8	450,8	12,0
3	455,9	449,9	461,8	11,9
4	466,9	461,0	472,8	11,8
5	478,0	472,1	483,9	11,8
6	489,1	483,3	494,9	11,6
7	500,3	494,5	506,1	11,6
8	511,4	505,7	517,2	11,5
9	522,62	516,9	528,4	11,5
19	533,8	528,1	539,6	11,5
11	545,1	539,3	550,8	11,5
12	556,3	550,6	562,1	11,5
13	567,6	561,9	573,3	11,4
14	578,9	573,2	584,6	11,4
15	590,2	584,5	596,0	11,5
16	601,6	595,8	607,3	11,5
17	612,9	607,2	618,7	11,5
18	624,3	618,5	630,1	11,6
19	635,7	629,9	641,5	11,6
20	647,1	641,3	652,9	11,6
21	658,5	652,7	664,3	11,6
22	669,9	664,1	675,8	11,7
23	681,3	675,5	687,2	11,7
24	692,8	686,9	698,7	11,8
25	704,2	698,3	710,2	11,9
26	715,7	709,7	721,7	12,0
27	727,1	721,2	733,2	12,0
28	738,6	732,6	744,7	12,1
29	750,1	744,0	756,2	12,2
30	761,6	755,4	767,7	12,3
31	773,0	766,9	779,3	12,4
32	784,5	778,3	790,8	12,5
33	796,0	789,7	802,3	12,6
34	807,5	801,2	813,9	12,7
35	819,0	812,6	825,4	12,8
36	830,5	824,0	837,0	13,0
37	841,9	835,4	848,5	13,1
38	853,4	846,8	860,1	13,3
39	864,9	858,2	871,6	13,4
40	876,3	869,6	883,1	13,5
41	887,8	881,0	894,6	13,6
42	899,3	892,4	906,1	13,7
43	910,7	903,7	917,6	13,9
44	922,1	915,1	929,1	14,0
45	933,6	926,5	940,6	14,1
46	945,0	937,8	952,1	14,3
47	956,3	949,1	963,5	14,4
48	967,7	960,5	974,9	14,4

Tab. V.b Überblick über die Befliegungen und die dazugehörige Bewölkung (1/2).

Gebiet	Datum	Bewölkungsgrad	SAFIR	Bemerkungen
Göitsche	29.06.98	8/8 as	Ja	Testflug
	17.08.98	0/8 bis 2/8 ci	Ja	
	02.09.98	8/8 ci	Nein	
	30.04.99	0/8	Ja	Ohne Streifen 4
	18.05.99	0/8	Ja	
	18.07.99	1/8 ci	Ja	
	03.09.99	1/8 bis 4/8 ci	Nein	
	20.09.99	4/8 bis 5/8 ci	Ja	
	29.04.00	2/8 ci	Ja	
	14.08.00	0/8	Ja	
	19.09.00	0/8	Ja	
	20.10.00	0/8 bis 2/8 cu	Ja	Wenig Wolken
	02.04.01	2/8 ci	Ja	
	26.06.01	1/8 ci bis 1/8 cu	Ja	
	24.08.01	1/8 ci	Ja	Sicht unter 20 km
Merseburg-Ost	19.08.98	0/8	Ja	
	18.05.99	0/8	Ja	
	25.09.00	0/8 bis 1/8 ci	Nein	
	10.05.01	0/8	Nein	

Tab. V. b Überblick über die Befliegungen und die dazugehörige Bewölkung (2/2).

Gebiet	Datum	Bewölkungsgrad	SAFIR	Bemerkungen
Kahnsdorf	19.08.98	0/8	Ja	
	18.05.99	0/8	Ja	
	25.09.00	0/8 bis 1/8 ci	Nein	
	10.05.01	0/8	Nein	
Bockwitz	25.09.00	0/8 bis 1/8 ci	Nein	
	10.05.01	0/8	Nein	
Rl111	25.09.00	0/8 – 1/8 ci	Nein	
Plessa	10.05.01	0/8	Nein	
Lausitz	15.08.01	0/8	Nein	
Teutschenthal	26.06.01	1/8 ci	Ja	
Havel	02.04.01	1/8 ci – 2/8 cu	Ja	

as Altostratus, graue, mittelhohe Wolkenschicht / Sonne scheint nur mäßig oder kaum hindurch.

ci Cirrus (Federwolke) sind isolierte Wolken in Form von weißen, faserigen zarten Fäden, Bändern oder auch Flecken am blauen Himmel.

cu Cumulus (Haufenwolke) hat eine meist "blumenkohlartige" Form, die durch Quellungen entsteht, wird daher auch als Quellwolke bezeichnet.

(Quelle: <http://www.physik-der-atmosphaere.de/met/wolken.htm> 14.06.02)

VI Anlage

Zum Kapitel 6

Charakterisierung und Einteilung von
Tagebaurestseen

Tab. VIa Übersicht aller limnologischen Parameter der Wasserproben (1/3).

Probe	pH-Wert	Farbe	a(440nm)	Chla	Tripton	Sichttiefe	p-Wert	m-Wert	Leitf.
			[m ⁻¹]	[µg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[cm]			[mS cm ⁻¹]
bär 26 06 01	7,7	dunkelgrün	0,5	1,0	0,3	625	0,2	1,1	
bock1 10 05 01	2,8	braun	2,1		1,1	142	8,7	-5,3	2,4
bock1 12 08 00	2,7	rötlich braun	2,0	1,8	0,4	320	8,6	-5,3	2,2
bock2 12 08 00	2,7	dunkelbraun	1,6	0,7	0,4	410	8,5	-5,4	2,2
bock2 10 05 01	2,8	rot-braun	2,3		0,6	285	8,5	-5,3	2,5
doel 29 06 98	7,3	gelb-grün				105	0,6	1,4	1,4
doel 15 08 98	7,2	gelblich-grün					0,3	1,2	1,2
doel 17 10 98	6,8	grünlichgelb				95			1,6
doel 31 03 99	6,6	grün gelb				85	0,5	1,2	0,8
doel 20 05 99	6,9	grün gelb	0,8			110			1,5
doel 20 07 99	7,0	grün gelb	0,3	1,5	1,4	90	0,2	0,9	1,5
doel 04 09 99	6,7	gelblich-olivegrün	0,4	2,9	1,0	80	0,2	0,7	1,6
doel 21 09 99	7,0	olivegrün	0,5	3,3	1,6	100	0,1	0,6	1,6
doel 29 04 00	4,7	olivgrau	0,1	2,1	4,4		0,6	0,1	0,7
doel 02 07 00	5,4	blaugrün	0,1	0,6	0,8	270	0,4	0,1	0,8
doel 15 08 00	6,6	gräulich hellgrün	0,1	0,7	0,6	275	0,1	0,1	0,8
doel 27 06 01	6,7	olive-grün-grau	0,5	0,8	0,3	800	0,2	0,7	0,2
doe2 29 06 98	6,6	gelb-grün				65	0,6	1,4	1,5
doe2 23 09 98	6,8	gelblichgrün				95	0,6	1,2	1,4
doe2 31 03 99	7,6	grün gelb				80	0,6	1,1	0,9
doe2 20 05 99	6,8	orange grün	0,5			60			1,5
doe2 20 07 99	7,0	orange grün	0,6	0,9	1,6	90	0,3	0,7	1,6
doe2 04 09 99	6,8	gelblich-olivegrün	0,3	3,2	1,0	72	0,3	0,7	1,6
doe2 21 09 99	7,2	gelblich-olivegrün	0,6	1,9	1,2	85	0,2	0,6	1,6
doe2 07 04 00	5,0	helles olivegrün	0,1	6,9	0,6	120	0,8	0,1	
doe2 29 04 00	4,9	olivgrün	0,1	1,9	1,9	145	0,6	0,1	0,7
doe2 02 07 00	5,5	blaugrün	0,2	0,4	0,8	280	0,5	0,2	
doe2 15 08 00	7,1	grünlich grau	0,2	0,5	0,5	305	0,1	0,2	0,8
doe2 09 04 01	7,3	gelbgrün	0,3	1,1	5,5	300	0,4	0,3	0,9
doe2 27 06 01	6,7	olive-grün-grau	0,5	0,9	0,3	720	0,2	0,6	0,2
doe2 24 08 01	8,1	olivgrün	0,3	1,4	0,4	745	0,1	0,5	0,2
doe3 30 06 98	6,2	ocker				40	1,3	0,5	1,8
doe3 28 07 98	6,2	ocker grünstichig				40	0,4	0,7	1,7
doe3 31 08 98	6,3	orange grünlich				40	0,2	0,9	1,7
doe3 31 03 99	7,3	ocker/rotbraun				40	0,7	0,5	0,7
doe3 20 05 99	5,8	orangebraun	0,7			45			1,5
doe3 20 07 99	5,3	orangebraun	0,6			55	0,7	0,2	1,6
doe3 04 09 99	6,2	orange-gelb-bräunlich	0,3	2,5	6,7	33	0,5	0,8	1,5
doe3 21 09 99	6,9	orange	0,6	1,9	4,2	46	0,2	0,5	1,6
doe3 07 04 00	5,7	hellolivegrün	0,2	6,3	0,7	100	0,8	0,2	
doe3 29 04 00	4,7	olivegrün	0,2	1,7	1,3	150	0,6	0,1	0,8
doe3 02 07 00	5,6	blaugrün	0,1	0,3	0,4	285	0,3	0,1	0,8
doe3 15 08 00	6,2	gelblich türkis	0,2	0,7	0,9	270	0,1	0,1	0,8
doe3 20 09 00	6,3	grün gräulich	0,1	0,6	1,4	300	0,1	0,3	0,8
doe3 24 10 00	7,3	grün	0,1	0,4	1,9	320	0,1	0,2	0,9
doe3 27 06 01	6,9	olivegrün	0,5	0,4	0,3	690	0,2	0,6	0,2
doe3 24 08 01	8,0	olivgrün	0,3	1,4	0,4	855	0,2	0,5	0,2
doe4 02 07 00	6,3	gräulich grün	0,2	0,9	2,1	142	0,3	0,3	0,8
doe4 15 08 00	7,1	gelb grün	0,3	0,8	0,7	320	0,1	0,2	0,7

Tab. VI. a Übersicht aller limnologischen Parameter der Wasserproben (2/3).

Probe	pH-Wert	Farbe	a(440nm)	Chla	Tripton	Sichttiefe	p-Wert	m-Wert	Leitf.
			[m ⁻¹]	[µg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[cm]			[mS cm ⁻¹]
hart 13 05 01	4,5	türkis-grün-blau	0,1	1,3	0,6	272	0,5	0,0	0,0
hwo 03 05 99	7,6	grün bläulich				510	1,6	2,5	1,2
hwo 28 06 01	7,6	dunkelgrün	0,6	1,9	0,3	270	0,2	2,3	0,3
hww 25 06 01	3,2	graugrün	0,8	1,2	0,9	455	3,7	-1,3	2,0
kahn1 03 09 98	3,0	dunkelrotbräunlich	3,0			200	12,7	-6,9	3,1
kahn1 30 07 99	2,8	olivebraun	1,0	1,1	2,2	375	9,3	-5,2	2,8
kahn1 27 09 00	2,7	rötlich braun	1,8	1,4	1,2	310	11,1	-5,9	3,1
kahn1 10 05 01	2,9	rotbraun	3,5		3,3	157	11,0	-6,0	3,1
kahn2 30 07 99	2,9	olivebraun	1,0	1,2	1,7	315	9,4	-5,5	2,9
kahn2 27 09 00	2,7	rötlich braun	1,7	1,7	0,9	290	10,9	-5,7	3,2
kahn2 10 05 01	2,9	rotbraun	3,3		3,9	144	11,1	-5,9	3,1
mersla 20 08 98	7,8					250	0,1	1,1	9,1
mersla 29 07 99	8,3	olivegrün	1,2	9,1	1,4	210	0,1	1,1	6,5
mersla 28 09 00	7,2	olivegrün	0,6	0,3	1,1	445	0,3	0,9	7,0
mersla 13 05 01	6,9	grün-gelb	0,6	1,3	1,5	212	0,5	0,8	7,0
merslb 20 08 98	7,6					350	0,2	1,0	9,5
merslb 29 07 99	7,8	olivegrün	1,1	2,7	1,2	240	0,1	1,2	5,5
merslb 28 09 00	7,1	dunkelgrün	0,5	1,0		745	0,3	1,1	5,0
merslb 13 05 01	7,4	grün	0,5	1,7	1,6	537	0,3	1,0	5,4
mue 30 06 98	3,0	rötlich schwarz				95	7,2	-4,0	2,2
mue 28 07 98	3,2	flaschengrün				90	2,3	-1,5	1,3
mue 02 09 98	3,3	grünbräunlich				115	2,3	-1,5	1,3
mue 01 04 99	3,2	orangebraun				80	12,0	-7,3	1,2
mue 30 04 99	3,0	braungrün				215	14,5	-7,7	1,6
mue 19 05 99	3,5								0,6
mue 11 07 99	7,1	grünbläulich	0,5	3,3	1,1	370	0,6	0,8	0,6
mue 19 07 99	7,8	grüngelblich	0,3			150	0,1	0,7	0,8
mue 03 09 99	6,7	bräunlich-olivegrün	0,5	4,7	0,7	110	0,2	0,7	0,7
mue 20 09 99	7,2	olivegrün	0,9	1,1	1,3	140	0,1	0,7	0,7
mue 07 04 00	7,3	olivegrün	0,9	13,2	0,8	117	0,4	0,7	
mue 30 04 00	7,2	olivebraun	0,4	25,9	5,0	87	0,2	0,8	
mue 03 07 00	7,5	olivegrün	0,9	6,9	2,1	150	0,2	1,5	0,5
mue 14 08 00	7,9	olivgrün	0,9	2,6	0,4	265	0,2	1,3	0,5
mue 20 09 00	7,4	olive	1,0	3,6	2,7	200	0,2	0,4	0,6
mue 24 10 00	7,6	olivegrün	0,9	2,5	1,6	185	0,1	1,4	0,6
mue 09 04 01	7,0	dunkelolivegrün	0,6	4,9	2,0	283	0,3	0,9	0,7
mue 26 06 01	7,3	olivgrün	0,8	1,9	1,1	390	0,1	0,9	0,1
mue 25 08 01	6,9	schwarz-grün	0,4	4,2	0,7	540	0,2	0,2	0,1
muld 28 07 99	7,8	olivebraun	1,2	30,3	1,0	100	1,0	1,2	0,4
muld 13 08 00		dunkel olivegrün	1,7	13,1	2,2	180	0,0	1,5	0,5
muld 20 09 00							0,2	0,5	0,5
muld 28 06 01	7,9	schwarz-grün	1,2	42,4	2,4	165	0,2	1,3	0,1
muld 25 08 01	7,9	olivgrün	1,3	46,1	2,4	145	1,3	0,3	0,1
niel 29 06 98	2,9	rotbraun				85	11,9	-6,9	3,1
niel 17 08 98	2,9	rötlich braun	8,7			70	9,5	-7,0	2,3
niel 21 09 98	3,0	rotbraun	17,7			60	10,3	-6,7	2,6
niel 16 10 98	3,0	rötlichbraun	24,8			65			3,1
niel 01 04 99	2,9	rost/rotbraun	5,9			50	16,3	-10,9	1,7
niel 30 04 99	2,8	dunkelbraun	8,5			50	14,5	-8,3	2,5
niel 19 07 99	3,2	grüngelblich	0,1	0,8	4,3	190	2,2	-1,2	1,0
niel 03 09 99	3,0	gelblich-grün	0,2	4,5		130	3,4	-2,0	1,3

Tab. VIb Übersicht aller chemischen Parameter der Wasserproben (1/3).

Probe	Cl	NO3	SO4	Na	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	DOC	DIC	POC	PIC
	[mg l ⁻¹]													
bär 26 06 01	62	25,6	298	24	0,0	62	0,0	5,2	11,7	0,1	1,2	8,5	0,3	0,0
bock1 10 05 01	19	4,3	1616	7	14,6	341	54,1	2,4	29,5	1,3	0,7	0,4	0,3	0,0
bock1 12 08 00	21	7,0	2924	11	18,7	428	64,9	2,9	35,0	1,6	0,7	0,3	0,1	0,0
bock2 12 08 00	21	9,3	2879	11	19,0	418	66,9	3,1	35,6	1,6	1,1	0,3	0,0	0,0
bock2 10 05 01	17	4,5	1540	9	15,4	312	54,9	2,4	30,2	1,3	0,8	0,2	0,1	0,2
doe1 29 06 98	41	0,5	680	29	0,0	240	0,2	4,7	32,7					
doe1 15 08 98	36	1,6	1694	27	0,0	232	0,0	5,0	32,1	1,0				
doe1 17 10 98	37	4,1	792	22	0,0	268	0,0	5,3	36,4	1,2	4,1	15,5	1,6	1,1
doe1 31 03 99	44	0,0	865	31	0,0	233	0,0	5,1	34,0	1,2	3,6	13,9	0,0	0,7
doe1 20 05 99	23	4,6	674	28	0,0	239	0,0	5,1	32,7	1,2	5,6	12,0	0,0	0,0
doe1 20 07 99	39	7,9	850	31	0,0	253	0,1	5,3	35,1	1,4	5,6	8,3	0,1	0,2
doe1 04 09 99	55	3,7	867	28	0,0	241	0,0	5,1	37,3	1,4	6,1	6,1	0,2	0,1
doe1 21 09 99	40	3,1	603								2,6	5,4	0,0	1,3
doe1 29 04 00	53	21,3	516	33	1,4	133	0,3	5,1	16,9	0,7	1,3	0,4	0,2	0,1
doe1 02 07 00	45	19,8	421	28	0,0	128	0,0	7,0	18,8	0,7	1,1	0,3	0,0	0,0
doe1 15 08 00	45	20,7	405	26	0,0	112	0,0	6,3	16,7	0,6	1,8	0,8	0,0	0,0
doe1 27 06 01	48	19,8	298	16	0,1	89	0,0	3,9	10,4	0,1	2,0	6,6	0,1	0,0
doe2 29 06 98	37	4,3	803	27	0,0	260	0,1	4,7	35,8	1,0				
doe2 23 09 98	37	4,3	803	27	0,0	260	0,1	4,7	35,8	1,0	4,4			
doe2 31 03 99	42	0,0	815	30	0,0	222	0,1	4,7	31,7	1,1	3,7	13,5	0,1	0,3
doe2 20 05 99	23	4,5	696	28	0,0	242	0,3	5,0	35,9	1,3	4,1	8,7	0,5	0,0
doe2 20 07 99	45	3,4	924	30	0,1	250	0,4	5,4	35,6	1,4	4,4	7,7	0,2	0,0
doe2 04 09 99	41	2,1	892	29	0,0	237	0,0	6,5	35,7	1,4	6,0	5,4	0,0	0,0
doe2 21 09 99	55	3,9	1047	37		356		7,4	48,7		2,2	4,7	0,0	0,1
doe2 07 04 00	83	24,9	738	36	1,8	161	0,2	6,3	23,4	1,0	1,9	0,4	0,1	0,0
doe2 29 04 00	50	19,5	551	33	1,6	140	0,3	5,8	18,9	0,7	1,4	0,2	0,1	0,1
doe2 02 07 00	45	20,1	421	33	0,4	255	0,0	8,3	22,5	0,9	1,2	0,3	0,0	0,0
doe2 15 08 00	45	20,3	403	30	0,0	128	0,0	7,2	19,0	0,7	1,6	0,8	0,0	0,0
doe2 09 04 01	44	17,7	354	25	0,0	126	0,0	6,0	16,9	0,4	2,2	2,7	0,6	0,5
doe2 27 06 01	55	22,2	326	23	0,0	80	0,0	5,3	13,5	0,2	2,0	6,3	0,5	0,0
doe2 24 08 01	47	18,9	275	18	0,0	66	0,0	3,8	9,6	0,0	1,8	7,2	0,1	0,0
doe3 30 06 98	47	4,1	928	36	0,0	292	0,1	6,1	51,7					
doe3 28 07 98	47	0,1	998	33	0,0	276	0,0	6,2	48,4	1,8				
doe3 31 08 98	44	0,4	996	37	0,0	312	0,0	7,0	54,3	2,1				
doe3 31 03 99	42	0,0	1001	38	0,0	273	0,2	7,1	47,1	1,7	4,1	6,5	0,0	0,9
doe3 20 05 99	27	1,5	891	33	0,0	296	0,0	6,4	51,9	2,1	4,1	5,2	0,1	2,5
doe3 20 07 99	43	0,5	891	34	0,2	281	4,0	7,4	48,0	2,0	4,0	4,4	0,3	0,1
doe3 04 09 99	42	1,9	849	31	0,0	226	0,0	7,2	37,9	1,5	4,6	7,0	0,0	1,7
doe3 21 09 99	75	4,6	1197	47	0,0	375	0,0	10,5	60,7		1,7	4,5	0,0	6,0
doe3 07 04 00	49	16,6	561	32	0,0	198	0,0	6,9	22,6		1,8	0,3	0,5	0,1
doe3 29 04 00	44	17,2	444	28	1,2	135	0,2	3,8	13,2	0,5	1,4	0,4	0,0	0,0
doe3 02 07 00	45	19,6	425	37	0,5	171	1,9	9,2	24,7	1,0	0,9	0,3	0,3	0,0
doe3 15 08 00	46	20,6	408	29	0,0	144	0,0	7,0	18,6	0,7	1,9	0,6	0,0	0,0
doe3 20 09 00	45	18,2	401	25	0,0	129	0,0	9,3	20,4	0,8	1,4	1,5	0,4	0,0
doe3 24 10 00	47	19,8	399	22	0,0	122	0,0	8,2	21,1	0,6	1,7	1,2	0,1	0,1
doe3 27 06 01	57	23,0	369	32	0,0	100	0,0	7,2	17,7	0,2	2,0	6,6	0,1	0,0
doe3 24 08 01	46	18,4	270	9	0,0	31	0,6	2,2	5,5	0,0	1,6	7,1	0,0	0,1
doe4 02 07 00	43	20,9	371	36	0,0	252	0,0	8,8	23,1	0,8	1,4	0,9	0,1	0,9
doe4 15 08 00	45	21,0	369	28	0,0	112	0,0	6,9	17,3	0,5	2,1	1,6	0,0	0,0

Tab. VI. b Übersicht aller chemischen Parameter der Wasserproben (2/3).

Probe	Cl	NO3	SO4	Na	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	DOC	DIC	POC	PIC
	[mg l ⁻¹]													
hart 13 05 01	40	5,0	942	12	0,4	347	0,3	4,2	30,3	1,9	1,3	0,5	0,1	0,0
lwo 03 05 99	68	7,4	615	37	0,0	150	0,1	8,5	17,1	0,0	4,4	26,2	0,3	1,0
lwo 28 06 01	88	4,8	723	44	0,0	250	0,1	12,9	28,5	0,1	4,9	21,8	0,0	0,0
lww 25 06 01	92	5,9	1150	34	7,3	306	6,4	11,3	48,4	3,2	0,6	0,5	0,0	0,0
kahn1 03 09 98	50	1,5	2223	28	39,9	441	86,8	6,3	77,8	4,4				
kahn1 30 07 99	69	1,8	1749	55	21,2	362	34,5	3,5	64,4	3,4	1,4	0,3	0,0	0,4
kahn1 27 09 00	50	1,3	2147	27	34,5	575	81,5	9,3	82,6	5,4	1,1	0,5	0,0	0,1
kahn1 10 05 01	47	6,4	2045	20	22,1	431	56,9	4,3	54,5	3,1	1,8	0,4	0,0	0,0
kahn2 30 07 99	91	7,0	2143	33	22,6	370	35,4	4,3	66,1	3,8	1,4	0,3	0,0	0,4
kahn2 27 09 00	50	1,2	2158	26	33,8	589	92,9	5,1	82,9	5,0	1,3	0,6	0,0	0,0
kahn2 10 05 01	46	4,8	2092	24	17,4	425	44,9	3,6	43,5	2,4	1,8	0,4	0,0	0,0
mers1a 20 08 98	2400	0,0	1500											
mers1a 29 07 99	1450	17,3	1832	1059	0,1	184	0,0	9,1	42,3	0,1	6,6	11,0	0,0	0,1
mers1a 28 09 00	1322	10,9	1234	1200	0,1	300	0,1	16,2	57,8	0,2	6,1	10,1	0,8	0,0
mers1a 13 05 01	892	8,5	1183	712	0,0	178	0,0	11,6	29,4	0,1	4,2	10,3	0,6	0,0
mers1b 20 08 98	2600	12,2	1288	27	0,0	235	0,0	25,9	57,7	0,5				
mers1b 29 07 99	1208	24,7	682	783	0,0	160	0,0	8,9	39,8	0,3	5,5	12,6	0,0	0,2
mers1b 28 09 00	1139	20,7	757	651	0,1	238	0,0	23,0	45,8	0,2	5,2	10,3	0,1	0,0
mers1b 13 05 01	1246	21,1	784	579	0,0	157	0,1	12,9	33,1	0,1	5,6	8,4	0,1	0,3
mue 30 06 98	42		1000	28	8,6	276	70,2	6,5	25,6					
mue 28 07 98	46	12,9	516	32	5,1	122	11,6	6,8	17,0	0,7				
mue 02 09 98	47	12,7	645	32	6,1	147	11,8	7,8	19,3	0,9				
mue 01 04 99	31	0,0	613	30	8,2	205	36,5	7,0	21,2	1,3	2,5	0,5	0,0	0,2
mue 30 04 99	42	4,6	1330	29	8,5	215	33,0	7,2	22,2	1,4	1,3	0,4	0,0	0,5
mue 19 05 99	23	11,1	417	26	3,6	121	3,7	6,1	15,7	0,7	1,0	1,0	0,0	0,0
mue 11 07 99				33	0,0	64	0,1	6,2	12,3	0,2	3,8	7,5	0,3	0,0
mue 19 07 99	40	20,3	217	28	0,0	65	0,6	7,1	12,9	0,2	5,2	7,8	0,1	0,1
mue 03 09 99	38	20,5	237	29	-0,1	65	0,1	8,2	14,8	0,2	5,3	6,4	0,0	0,0
mue 20 09 99	40	14,9	237								2,6	6,7	0,0	0,8
mue 07 04 00	35	30,6	160	21	0,0	47	0,1	4,9	10,6	0,1	4,8	4,8	0,7	0,1
mue 30 04 00	31	26,2	120	19	0,1	45	0,1	4,1	10,2	0,0	4,9	6,2	0,6	0,0
mue 03 07 00	39	20,4	143	32	0,0	71	0,5	8,0	15,1	0,2	5,0	10,4	0,5	0,1
mue 14 08 00	45	19,2	152	29	0,0	53	0,0	6,5	11,7	0,0	5,6	12,4	0,4	0,0
mue 20 09 00	46	16,9	160	33	0,0	98	0,0	10,1	17,6	0,1	4,4	13,0	0,3	1,1
mue 24 10 00	45	18,0	163	29	0,0	75	0,1	4,6	11,9	0,0	5,3	13,8	0,2	0,0
mue 09 04 01	73	32,3	259	26	0,0	63	0,0	5,4	12,0	0,1	2,7	11,2	1,7	0,0
mue 26 06 01	50	24,8	235	21	0,0	72	0,0	4,6	9,4	0,1	4,3	8,4	0,0	0,3
mue 25 08 01	46	16,9	224	15	0,0	42	0,0	3,1	7,4	0,0	4,7	7,1	0,1	0,0
muld 28 07 99	32	22,9	94	24	0,0	35	0,0	3,4	8,8	0,0	5,9	12,0	0,1	0,2
muld 13 08 00	53	18,3	127	38	0,0	47	0,0	7,6	12,3	0,0	6,1	16,1	0,4	0,0
muld 20 09 00														
muld 28 06 01	21	11,5	66	27	0,0	47	0,5	5,9	10,3	0,0	4,7	11,5	0,0	0,0
muld 25 08 01	53	15,0	118	39	0,1	47	0,1	7,4	13,5	0,0	6,7	13,6	0,0	0,0
niel 29 06 98	111	1,0	1611	86	15,5	386	106,0	12,2	70,8					
niel 17 08 98	98	0,0	1450	69	15,9	355	96,6	14,2	72,6	3,6				
niel 21 09 98	98	0,0	1773	70	14,4	342	106,8	12,1	66,6	3,5	4,0			
niel 16 10 98	99	0,0	1845	71	15,3	359	118,5	13,2	72,3	3,6	4,4	1,4	0,0	0,2
niel 01 04 99	99	3,3	1656	66	14,6	315	101,3	14,5	64,7	3,2	4,2	1,1	0,0	0,2
niel 30 04 99	92	11,3	2126	66	16,8	336	99,2	14,1	64,8	3,7	4,0	1,7	0,4	0,0
niel 19 07 99	79	49,8	761	34	5,1	109	5,2	7,4	21,3	0,8	1,4	0,4	0,1	0,3
niel 03 09 99	59	20,7	643	36	6,9	129	9,9	6,9	21,7	0,9	1,7	0,5	0,0	0,2

Tab. VI. b Übersicht aller chemischen Parameter der Wasserproben (3/3).

Probe	Cl	NO3	SO4	Na	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	DOC	DIC	POC	PIC
	[mg l ⁻¹]													
nie1 20 09 99	48	15,7	597								1,8	0,4	0,0	0,6
nie1 30 04 00	42	24,8	264	36	0,2	60	0,2	4,0	9,7	0,3	1,7	0,7	0,2	0,0
nie1 03 07 00	39	23,1	212	24	0,0	67	0,0	6,0	12,7	0,2	2,1	3,7	1,1	0,0
nie1 14 08 00	43	21,8	196	27	0,0	63	0,7	6,2	12,5	0,2	1,8	8,0	0,3	0,0
nie1 26 06 01	48	21,9	239	32	0,0	72	0,0	6,6	15,4	0,1	3,4	6,5	0,1	0,0
nie1 25 08 01	48	136,5	262	33	0,1	81	0,7	6,7	15,9	0,0	2,2	8,9	0,2	0,2
nie2 29 06 98	114	2,2	1570	70	14,3	387	104,8	11,4	71,5					
nie2 17 08 98	98	0,0	1450	69	15,9	355	96,6	14,5	72,6	3,5				
nie2 21 09 98	104	0,0	1892	67	14,5	377	103,7	12,1	73,1	3,5	3,9			
nie2 16 10 98	101	0,0	1867	70	15,7	355	118,1	13,5	71,4	3,7	4,7	1,8	0,6	0,0
nie2 01 04 99	68	0,4	1136	72	14,0	327	108,4	13,7	67,4	3,2	4,5	1,9	0,3	0,0
nie2 30 04 99	95	2,7	2148	71	15,7	338	97,2	13,8	65,4	3,5	4,4	0,6	0,6	1,2
nie2 09 06 99	76	7,8	1032	32		228		9,4	34,4		2,2	0,5	0,2	0,0
nie2 12 07 99	64	23,8	637	34	4,6	111	4,6	7,4	20,4	0,8	1,7	0,7	0,2	0,1
nie2 19 07 99	58	22,6	631	34	4,6	106	4,2	7,5	20,4	0,7	1,2	0,9	0,0	0,0
nie2 03 09 99	60	21,7	681	34	6,7	124	10,1	6,1	21,1	0,9	1,5	0,4	0,0	0,2
nie2 20 09 99	51	19,0	596	34	7,1	99	9,2	8,4	22,5	0,8	1,6	0,7	0,2	0,1
nie2 06 04 00	73	29,6	479	27	2,0	92	0,6	3,9	11,7	0,4	1,3	0,5	0,1	0,1
nie2 30 04 00	39	23,4	239	37	0,1	73	0,2	4,8	12,5	0,3	1,7	0,8	0,3	0,0
nie2 03 07 00	39	23,2	212	24	0,0	68	0,0	6,1	13,0	0,2	3,0	3,0	0,3	0,0
nie2 14 08 00	42	21,2	191	26	0,0	59	0,0	5,9	11,9	0,1	1,9	9,5	0,5	0,0
nie2 26 06 01	56	23,2	251								3,6	7,1	0,0	0,0
nied 03 07 00	39	23,0	215	24	0,0	67	0,0	6,1	12,8	0,2	2,2	3,2	0,0	0,3
nied 14 08 00	41	19,9	191	26	0,0	61	1,1	6,0	12,1	0,1	2,0	8,5	0,0	0,1
nied 26 06 01	59	25,4	284	32	0,0	77	0,0	6,9	15,1	0,1				
nief 06 04 00	78	31,3	440	34	3,0	91	0,9	7,1	17,8	0,6	1,5	0,6	0,1	0,0
nief 30 04 00	27	22,3	107	17	0,0	41	0,1	4,2	9,6	0,0	5,6	5,9	0,0	0,2
nief 03 07 00	39	20,9	150	25	0,0	54	0,0	6,2	11,4	0,1	5,1	9,9	0,3	0,4
nief 14 08 00	41	18,3	152	29	0,0	54	0,5	6,5	11,6	0,2	5,0	11,5	0,0	0,0
paup 28 07 99	17	0,1	586	19	0,5	243	0,2	7,8	34,9	3,3	1,4	0,7	0,4	0,0
R111 16 06 00	14	0,0	1469	5	36,4	230	148,8	3,9	28,0	3,5	0,8	0,2	0,0	0,0
R111 15 05 01	13	7,2	1649	3	15,6	216	67,0	1,2	11,9	1,2	1,0	0,4	0,0	0,0
R111A 26 07 00	16	9,4	2914	6	32,4	245	160,0	2,5	24,6	2,7	0,9	0,3	0,0	0,0
R111B 26 07 00	12	1,7	1641	6	32,1	242	158,0	2,7	24,6	2,8	1,0	3,6	0,2	0,0
R111D 26 07 00	14	9,6	2858	6	32,5	244	161,0	2,5	24,8	2,8	1,0	1,9	0,3	0,3
R111E 26 07 00	16	9,3	3174	6	32,0	236	156,0	2,5	24,6	2,8	0,8	0,3	0,0	0,0
rösa 25 07 00	65	8,0	2824	35	20,9	285	68,9	10,9	50,8	2,3	1,9	0,5	0,1	0,0
rösa 09 04 01	47	16,2	437	27	0,0	110	0,0	7,0	20,6	0,8	2,3	1,7	0,0	0,0
rösa 25 06 01	45	12,0	506	29	1,2	141	0,3	7,7	23,9	1,0	0,5	0,4	0,0	0,2
rösa 24 08 01	42	7,4	504	25	1,3	130	0,4	6,9	21,3	0,9	0,9	0,4	0,0	0,0
sbb 21 08 01	41	6,9	202	10	0,0	37	0,2	3,5	6,7	0,0	3,8	7,7	0,4	0,1
sbs 21 08 01	27	2,8	281	16	2,3	71	3,9	5,8	17,0	2,2	1,2	0,9	0,1	0,1
südk 17 05 00	26	1,1	1768	6	12,4	468	60,5	1,9	31,9	2,3	1,7	0,4	0,5	0,0
teu 6 11 01	334	0,0	2651	309	0,0	581	0,1	30,8	37,1	0,0	107,0	123,0	0,0	2,5
wan 28 06 01	93	11,7	5706	183	234,4	378	187,9	0,4	342,4	50,4	1,1	0,4	0,1	0,0
bär 26 06 01														

Keine Angaben verfügbar

bär - Probenahmepunkt, Standort siehe Abb. II. f und j bis n der Anlage
26_06_01 - Datum der Probenahme

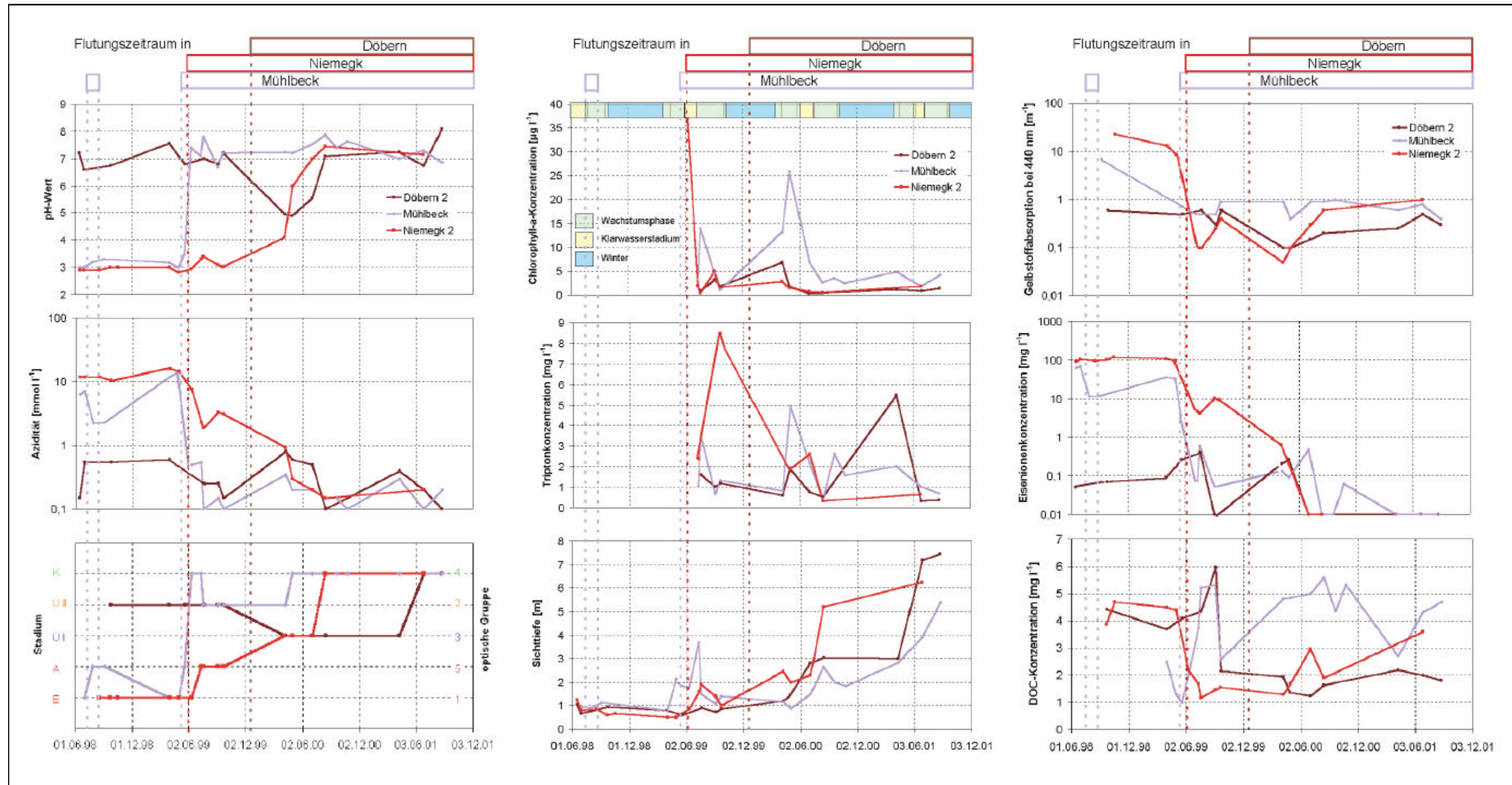


Abb. VIa Änderung verschiedener limnologischer und optischer Parameter vor und während der Flutung in den Restlöchern Döbern, Niemegek und Mühlbeck.

Tab. VIc Übersicht aller optischen Parameter der Wasserproben inkl. Stadiumsangabe (1/3).

Probe	Stadium	S_Y	S_{Tr}	a_{Tr} (440nm)	a^+_{Tr} (440nm)	b_{Tr} (440nm)	b^+_{Tr} (450nm)	R_{max}	$\lambda(R_{max})$
		[μm^{-1}]	[μm^{-1}]	[m^{-1}]	[$m^2 g^{-1}$]	[m^{-1}]	[$m^2 g^{-1}$]	[%]	[μm]
bär 26 06 01	K		0,011	0,289					
bock1 10 05 01	E II	0,016	0,018	0,058	0,053				
bock1 12 08 00	E II	0,015	0,019	0,057		0,007		1,2	646
bock2 12 08 00	E II	0,017	0,013	0,060	0,148	0,004	0,009	0,8	598
bock2 10 05 01	E II	0,016	0,009	0,066	0,104				
doe1 29 06 98	ÜII								
doe1 15 08 98	ÜII							8,9	564
doe1 17 10 98	ÜII							17,6	578
doe1 31 03 99	ÜII	0,010						16,8	576
doe1 20 05 99	ÜII	0,012						16,8	576
doe1 20 07 99	ÜII	0,017	0,015	1,226	0,876	0,093	0,071	14,3	580
doe1 04 09 99	ÜII	0,015	0,013	0,681	0,702	0,059	0,060	13,0	576
doe1 21 09 99	ÜII	0,015	0,013	0,892	0,557	0,080	0,055	16,9	578
doe1 29 04 00	ÜI		0,013	0,306	0,069	0,085	0,026	10,7	568
doe1 02 07 00	ÜI		0,009	0,038	0,050	0,024	0,030	10,5	532
doe1 15 08 00	ÜI	0,016	0,008	0,091	0,095		0,021	8,5	548
doe1 27 06 01	K	0,016	0,182	0,202					
doe2 29 06 98	Ü II								
doe2 23 09 98	ÜII							20,9	578
doe2 31 03 99	ÜII	0,010						27,3	580
doe2 20 05 99	ÜII	0,014						16,5	586
doe2 20 07 99	ÜII	0,012	0,012	0,633	0,393	0,090	0,061	14,7	582
doe2 04 09 99	ÜII	0,018	0,013	1,390	1,363	0,097	0,095	14,7	586
doe2 21 09 99	ÜII	0,015	0,013	1,567	1,306	0,154	0,133	21,7	580
doe2 07 04 00	ÜI	0,015	0,014	0,094	0,155	0,031	0,046	11,4	556
doe2 29 04 00	ÜI	0,010	0,016	0,147	0,076	0,042	0,025	11,0	556
doe2 02 07 00	ÜI	0,010	0,009	0,053	0,068	0,035	0,043	9,4	522
doe2 15 08 00	ÜI	0,013	0,010	0,093	0,169	0,015	0,024	8,6	552
doe2 09 04 01	ÜI	0,016	0,011	0,495	0,090				
doe2 27 06 01	K	0,017	0,026	0,075	0,222				
doe2 24 08 01	K								
doe3 30 06 98	ÜII								
doe3 28 07 98	ÜII	0,008						23,1	636
doe3 31 08 98	ÜII							30,4	588
doe3 31 03 99	ÜII	0,008						27,8	640
doe3 20 05 99	ÜII	0,014						19,0	638
doe3 20 07 99	ÜII	0,012						9,5	596
doe3 04 09 99	ÜII	0,018	0,014	3,921	0,584	0,252	0,055	22,2	642
doe3 21 09 99	ÜII	0,012	0,014	5,693	1,372	0,278	0,089	25,5	640
doe3 07 04 00	ÜI	0,012	0,022	0,186		0,095		14,2	554
doe3 29 04 00	ÜI	0,015	0,014	0,172	0,130	0,056	0,045	14,1	552
doe3 02 07 00	ÜI		0,006	0,037	0,090	0,009	0,017	5,1	532
doe3 15 08 00	ÜI	0,013	0,008	0,107	0,117	0,034	0,037	11,4	548
doe3 20 09 00	ÜI		0,010	0,121	0,089	0,024	0,019	8,7	548
doe3 24 10 00	ÜI	0,016	0,013	0,153	0,082				
doe3 27 06 01	K		0,014	0,126	0,382				
doe3 24 08 01	K								
doe4 02 07 00	ÜI	0,013	0,010	0,295	0,139	0,063	0,034	9,2	540
doe4 15 08 00	ÜI	0,013	0,009	0,208				6,1	552

Tab. VI.c Übersicht aller optischen Parameter der Wasserproben inkl. Stadiumsangabe (2/3).

Probe	Stadium	S_Y	S_{Tr}	a_{Tr} (440nm)	a^+_{Tr} (440nm)	b_{Tr}	b^+_{Tr} (450nm)	R_{max}	$\lambda(R_{max})$
		[nm ⁻¹]	[nm ⁻¹]	[m ⁻¹]	[m ² g ⁻¹]	[m ⁻¹]	[m ² g ⁻¹]	[%]	[nm]
hart 13 05 01	ÜI		0,013	0,074	0,123				
lwo 03 05 99	K							2,5	546
lwo 28 06 01	K	0,020	0,016	0,626	1,788				
lww 25 06 01	A	0,012	0,012	0,117	0,134				
kahn1 03 09 98	E II	0,014						1,2	626
kahn1 30 07 99	E II	0,018	0,020	0,185	0,083	0,007	0,004	1,7	578
kahn1 27 09 00	E II	0,012	0,021	0,114	0,098	0,003	0,003	1,1	588
kahn1 10 05 01	E II	0,016	0,016	0,401	0,122				
kahn2 30 07 99	E II	0,018	0,017	0,206	0,123	0,005	0,003	1,5	586
kahn2 27 09 00	E II	0,012	0,016	0,073	0,148	0,004	0,005	1,1	586
kahn2 10 05 01	E II	0,016	0,014	0,449	0,114				
mers1a 20 08 98	K	0,022						1,6	566
mers1a 29 07 99	K	0,017	0,013	0,389	0,278	0,015	0,011	2,8	570
mers1a 28 09 00	K	0,020	0,011	0,197	0,173	0,011	0,010	3,1	564
mers1a 13 05 01	K	0,016	0,011	0,136	0,088				
mers1b 20 08 98	K							2,2	570
mers1b 29 07 99	K	0,016	0,010	0,218	0,178	0,015	0,013	1,9	574
mers1b 28 09 00	K	0,018	0,009	0,135	0,180	0,003	0,004	1,7	554
mers1b 13 05 01	K	0,020	0,013	0,092	0,058				
mue 30 06 98	E I								
mue 28 07 98	A							12,7	572
mue 02 09 98	A							10,4	566
mue 01 04 99	E I								
mue 30 04 99	E I							6,3	586
mue 19 05 99	A								
mue 11 07 99	K	0,017						4,6	572
mue 19 07 99	K	0,014						5,2	572
mue 03 09 99	ÜII	0,017	0,011	1,264	1,831	0,065	0,088	10,3	574
mue 20 09 99	ÜII	0,016	0,015	1,616	1,206	0,139	0,110	13,9	576
mue 07 04 00	K	0,016	0,014	1,290	1,583	0,131	0,154	10,0	576
mue 30 04 00	K	0,016	0,009	0,882	0,178	0,026	0,007	4,7	582
mue 03 07 00	K	0,016	0,009	0,590	0,257	0,035	0,018	4,8	574
mue 14 08 00	K	0,016	0,013	0,216		0,015		2,6	562
mue 20 09 00	K	0,014	0,009	0,652		0,057		4,1	576
mue 24 10 00	K	0,017	0,009	0,522	0,326				
mue 09 04 01	K	0,016	0,009	0,355	0,166				
mue 26 06 01	K	0,014	0,015	0,253	0,241				
mue 25 08 01	K		0,016						
muld 28 07 99	K	0,016	0,013	0,583	0,379			1,5	586
muld 13 08 00	K	0,014	0,014	0,445	0,196	0,027	0,014	2,0	586
muld 20 09 00	K								
muld 28 06 01	K	0,020	0,013	0,409	0,169				
muld 25 08 01	K	0,016	0,016	0,376	0,158				
niel 29 06 98	E I								
niel 17 08 98	E I	0,012						3,3	636
niel 21 09 98	E I	0,010						4,4	630
niel 16 10 98	E I	0,009							
niel 01 04 99	E I								
niel 30 04 99	E I	0,014						2,1	598
niel 19 07 99	A	0,012	0,029	0,435	0,102	0,016		5,2	562
niel 03 09 99	A	0,013	0,014	0,411	0,198	0,028	0,016	6,4	562
niel 20 09 99	A	0,010	0,020	0,520	0,146	0,018	0,006	5,7	568

Tab. VI.c Übersicht aller optischen Parameter der Wasserproben inkl. Stadiumsangabe (3/3).

Probe	Stadium	S_Y	S_{Tr}	a_{Tr} (440nm)	a^+_{Tr} (440nm)	b_{Tr} (440nm)	b^+_{Tr} (450nm)	R_{max}	$\lambda(R_{max})$
		[μm^{-1}]	[μm^{-1}]	[m^{-1}]	[$m^2 g^{-1}$]	[m^{-1}]	[$m^2 g^{-1}$]	[%]	[nm]
nie1_30_04_00	ÜI		0,012	0,129	0,095	0,051	0,040	12,9	540
nie1_03_07_00	ÜI	0,017	0,009	0,262	0,214	0,045	0,038	7,2	550
nie1_14_08_00	K	0,016	0,011	0,172		0,012		2,2	556
nie1_26_06_01	K	0,014	0,011	0,259					
nie1_25_08_01	K								
nie2_29_06_98	E I								
nie2_17_08_98	E I								
nie2_21_09_98	E I							5,4	626
nie2_16_10_98	E I	0,010							
nie2_01_04_99	E I	0,016							
nie2_30_04_99	E I	0,011						3,8	596
nie2_09_06_99	E I								
nie2_12_07_99	A							7,8	570
nie2_19_07_99	A	0,012						6,7	562
nie2_03_09_99	A	0,016	0,015	0,367	0,399	0,023	0,025	7,8	554
nie2_20_09_99	A	0,011	0,009	1,237	0,202				
nie2_06_04_00	A					0,016		8,1	546
nie2_30_04_00	ÜI		0,017	0,117	0,061	0,039	0,023	13,9	552
nie2_03_07_00	ÜI	0,017	0,009	0,305	0,116	0,052	0,024	8,6	566
nie2_14_08_00	K	0,016	0,010	0,153		0,015		7,8	556
nie2_26_06_01	K	0,014	0,011	0,266	0,342				
nied_03_07_00	ÜI	0,014	0,011	0,251	0,225	0,032	0,029	5,4	548
nied_14_08_00	K	0,016	0,013	0,140		0,013		3,2	564
nied_26_06_01	K	0,014	0,015	0,135	0,276				
nief_06_04_00	A	0,016	0,023	0,312	0,157	0,076	0,014		554
nief_30_04_00	K	0,014	0,009	0,870	0,186	0,036	0,010	6,8	574
nief_03_07_00	K	0,014	0,009	0,475	0,152	0,029	0,011	4,9	570
nief_14_08_00	K	0,010		0,189		0,019		2,3	568
paup_28_07_99	A	0,012	0,016	0,219	0,510	0,013	0,026	9,8	550
RI11_16_06_00	E II	0,017	0,009	0,037	0,116				
RI111_15_05_01	E II	0,016	0,008	0,078	0,071				
RI111A_26_07_00	E II	0,017		0,071	0,165	0,002	0,003	0,4	652
RI111B_26_07_00	E II	0,017	0,011	0,051	0,130			0,4	644
RI111D_26_07_00	E II	0,017		0,057	0,114	0,002	0,003	0,6	644
RI111E_26_07_00	E II	0,017	0,020	0,045	0,075	0,003	0,004	0,6	632
rösa_25_07_00	E I	0,016		0,094					
rösa_09_04_01	ÜI		0,009	0,235	0,068				
rösa_25_06_01	A		0,021	0,077	0,298				
rösa_24_08_01	A								
sfbh_21_08_01	K	0,016							
sfbh_21_08_01	A								
südk_17_05_00	E I	0,015							
teu_6_11_01	K	0,024							
wan_28_06_01	E II								
		Keine Angaben verfügbar							
bär_26_06_01		bär - Probenahmepunkt, Standort siehe Abb. II. f und j bis n der Anlage 26_06_01 - Datum der Probenahme							
Stadium		E I -	Eisenstadium I			E II -	Eisenstadium II		
		A -	Aluminiumstadium			ÜI -	Übergangsstadium I		
		ÜII -	Übergangsstadium II			K -	Karbonatstadium		

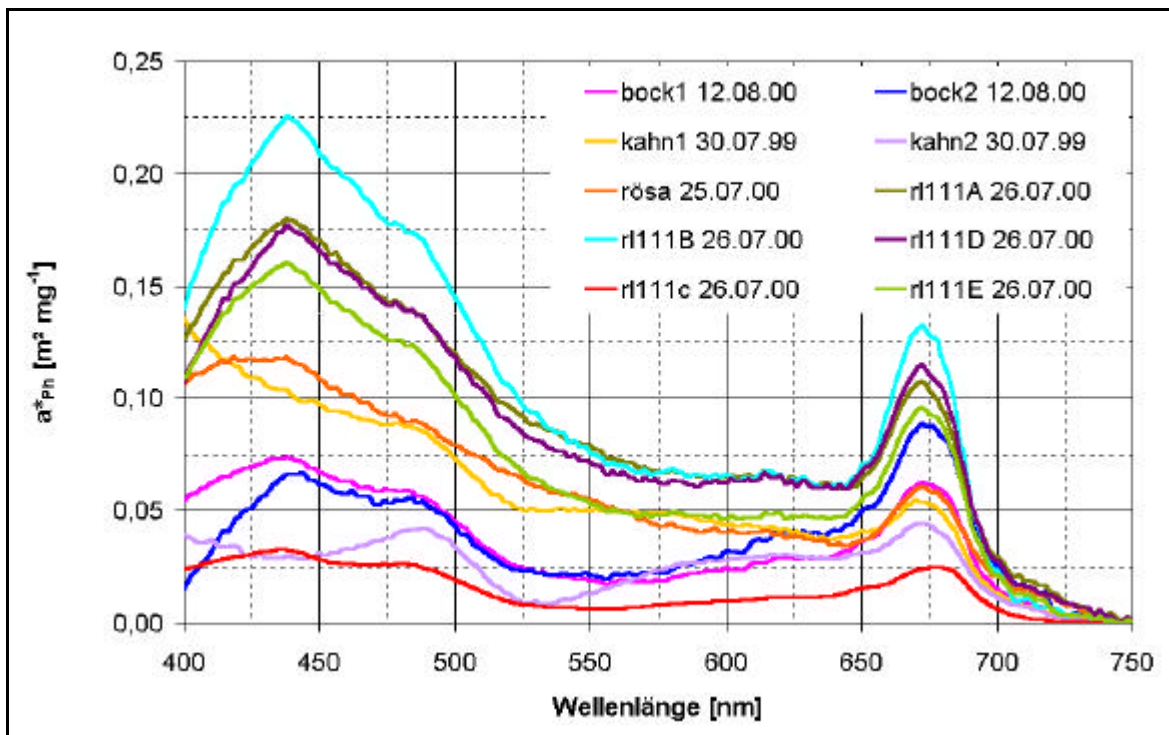


Abb. VLb Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Eisenstadium.

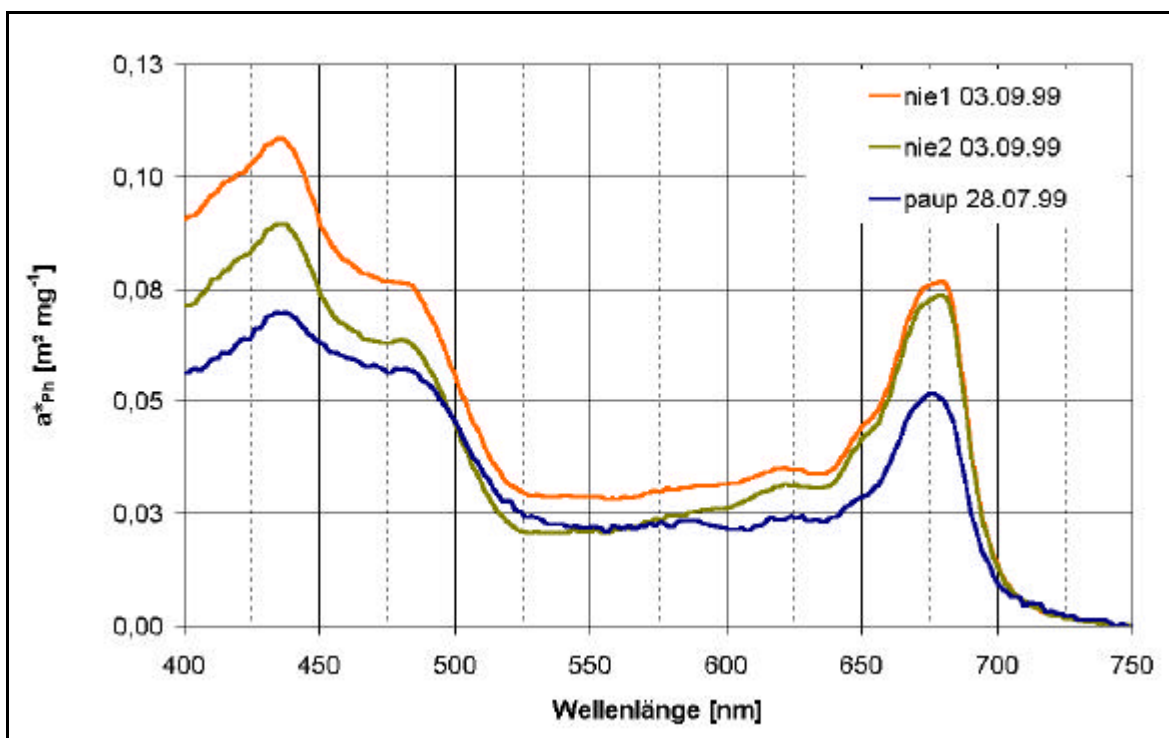


Abb. VLc Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Aluminiumstadium.

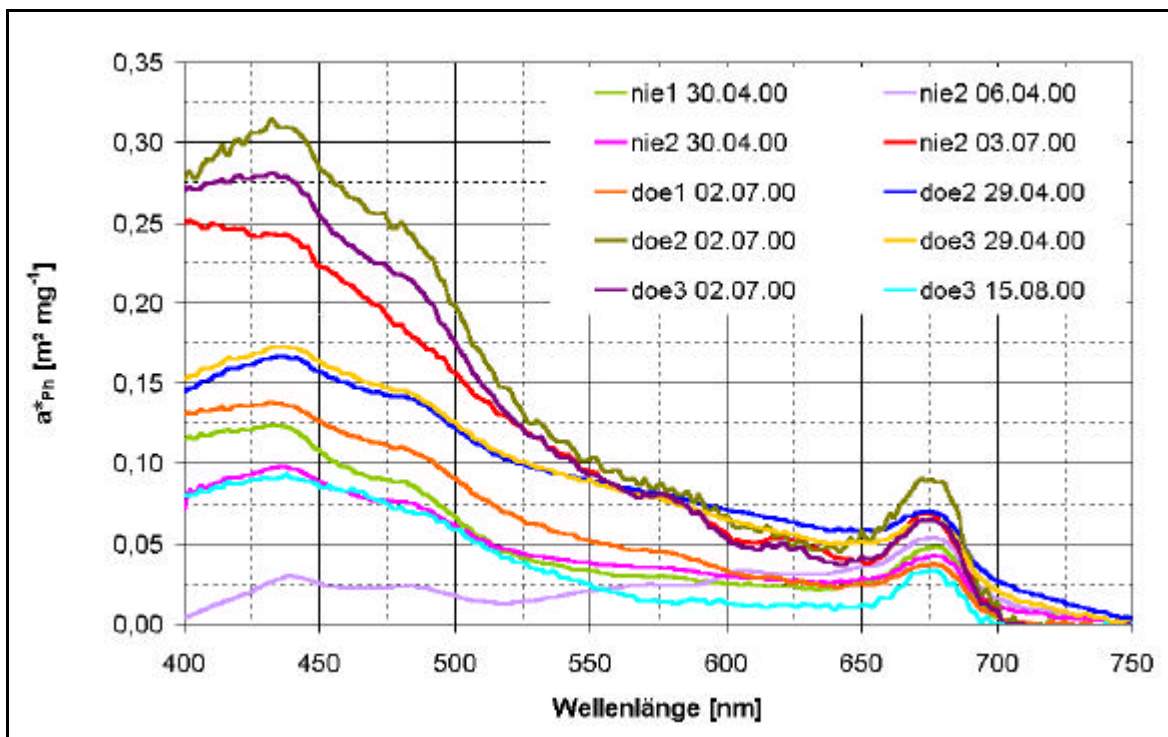


Abb. VLd Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Übergangsstadium I.

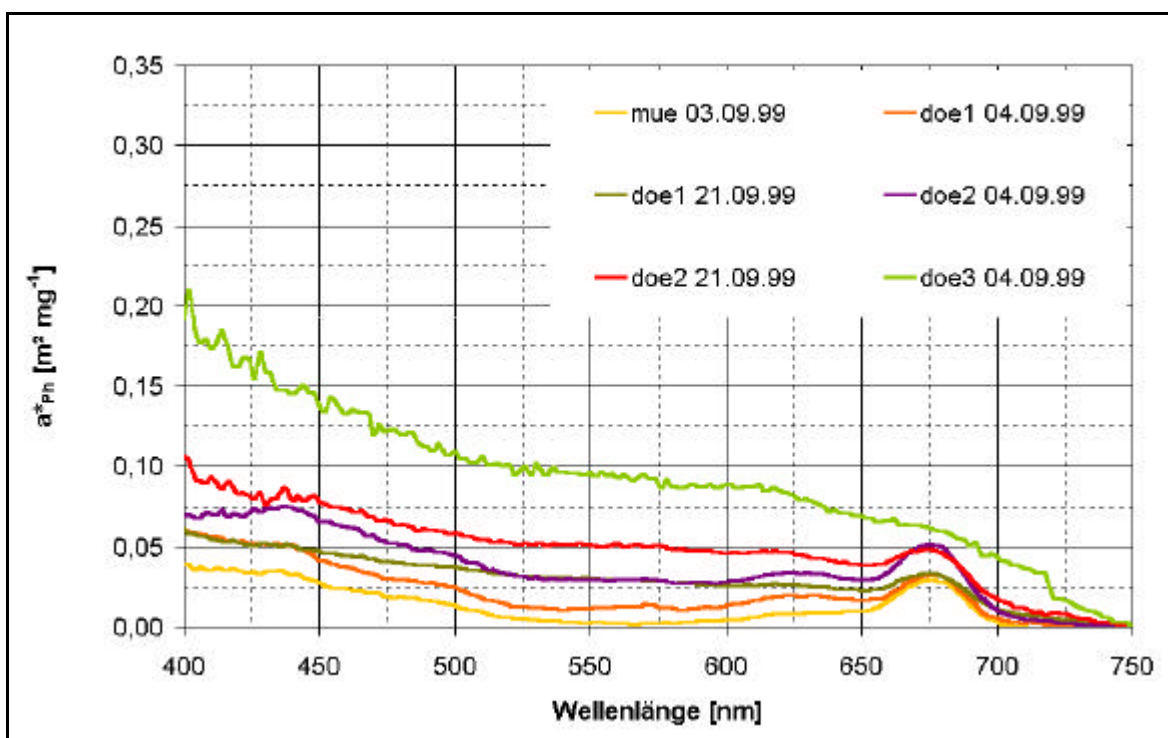


Abb. VLe Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Übergangsstadium II.

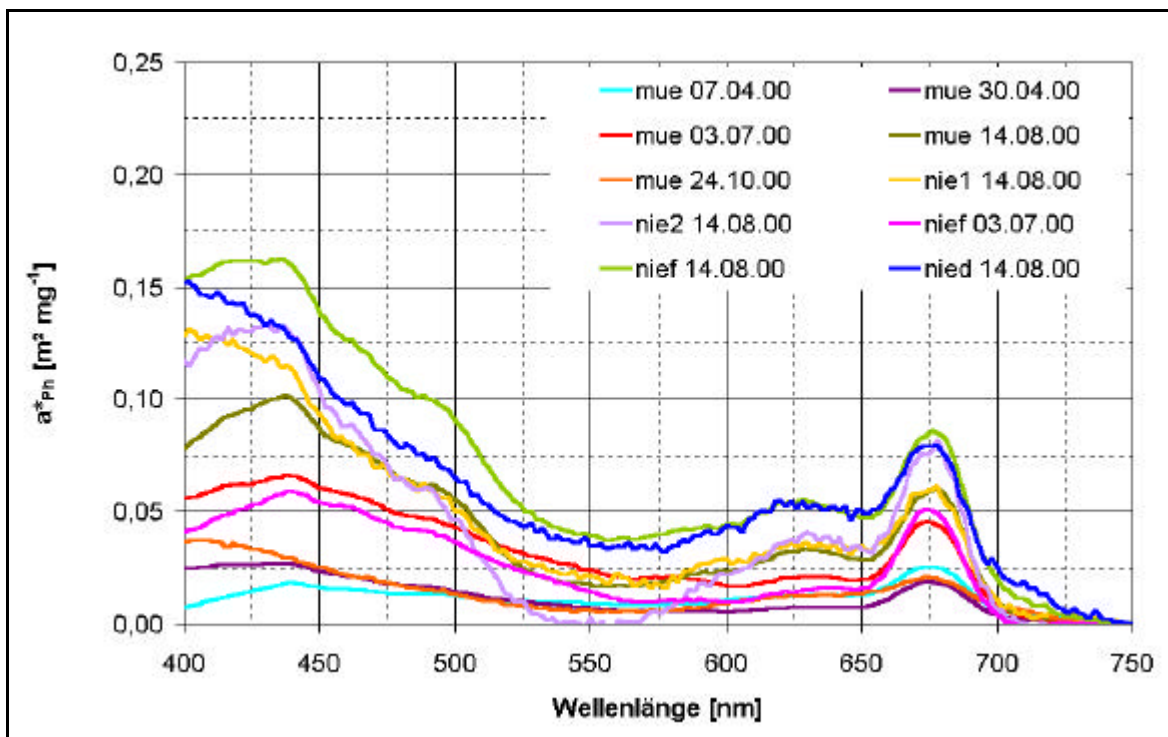


Abb. VI f Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Karbonatstadium, Teil 1.

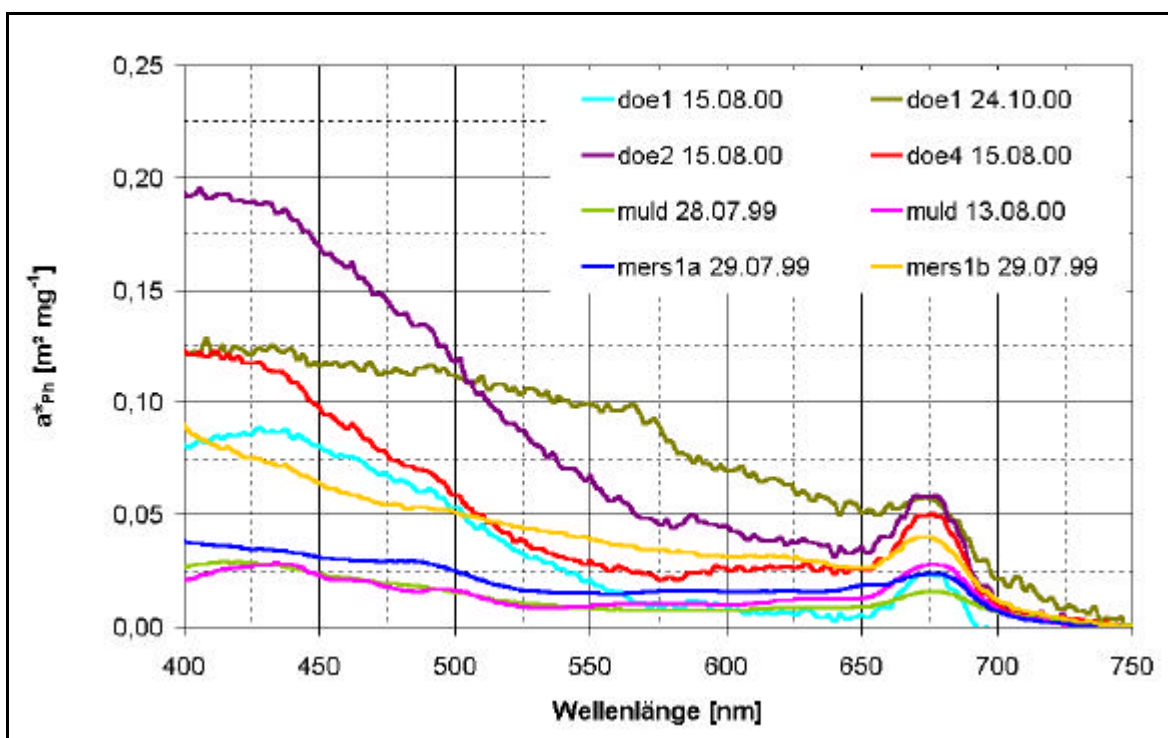


Abb. VI g Spezifische Absorptionen des Phytoplanktons im Karbonatstadium, Teil 2.

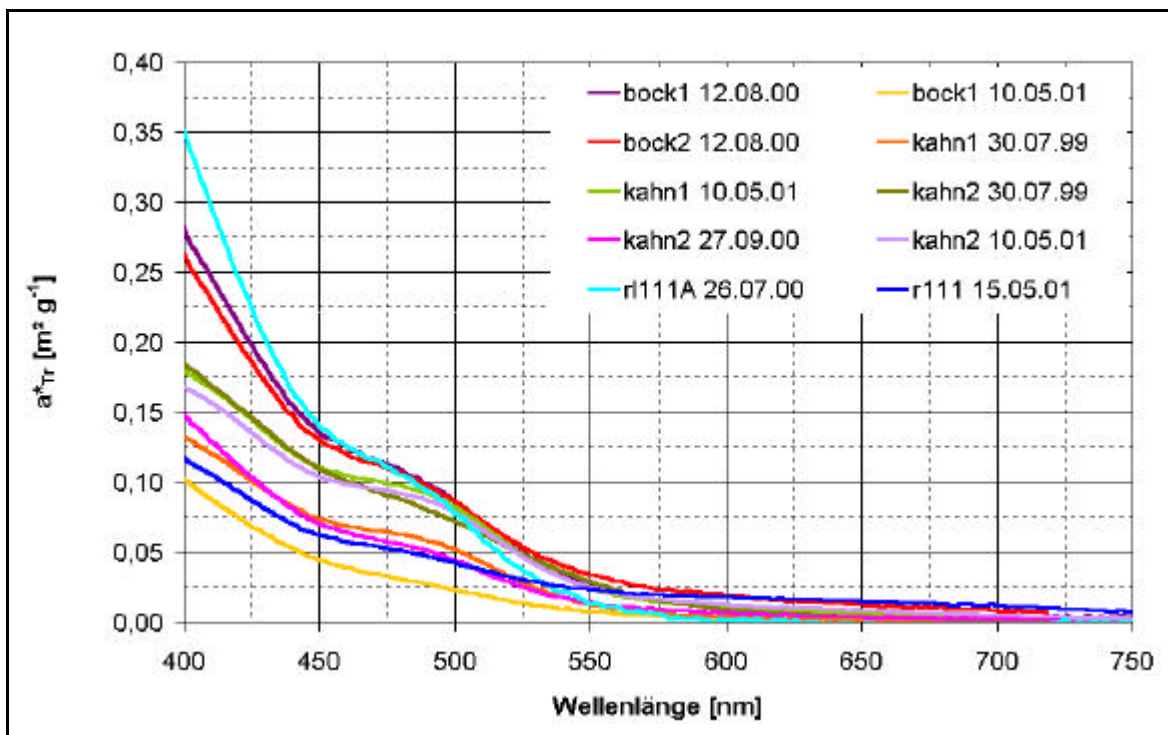


Abb. VLh Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Eisenstadium.

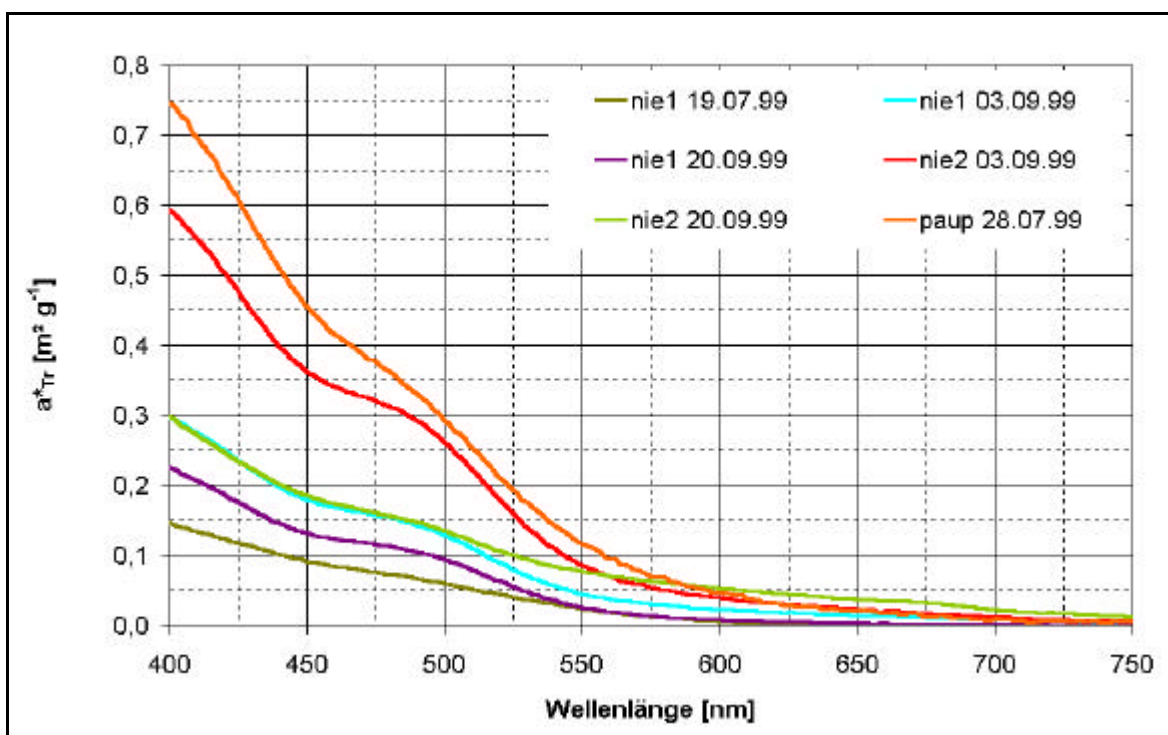


Abb. VLi Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Aluminiumstadium.

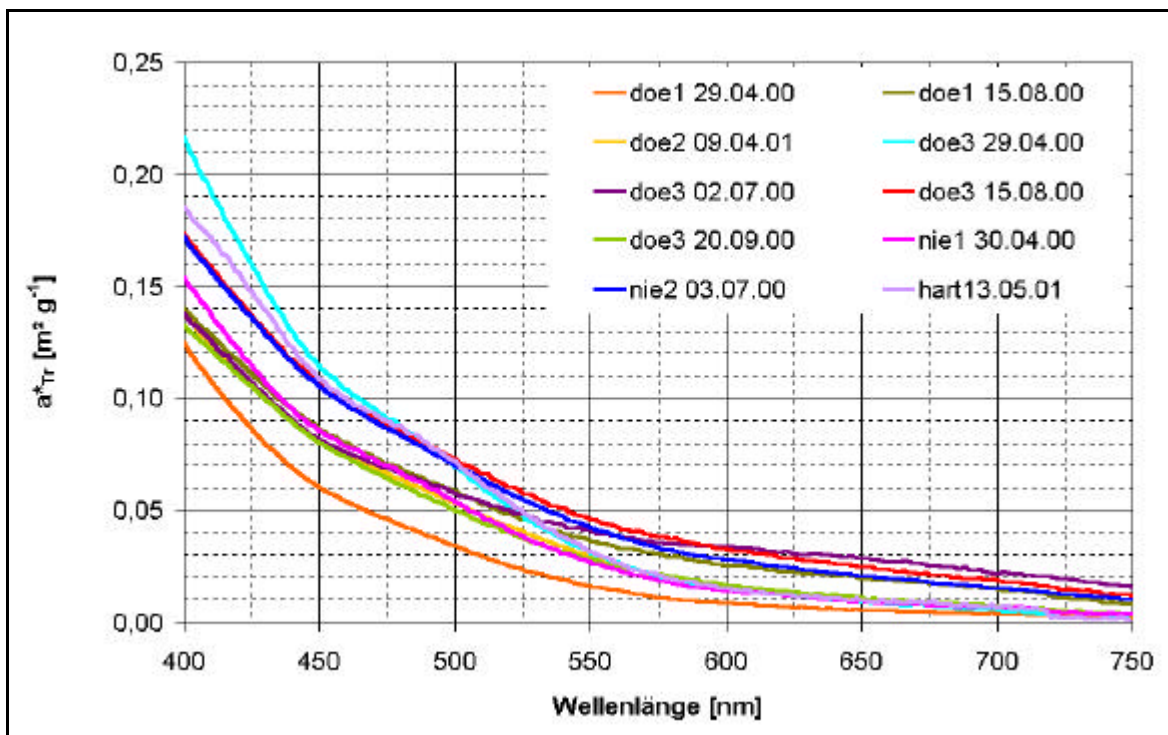


Abb. VLj Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Übergangsstadium I.

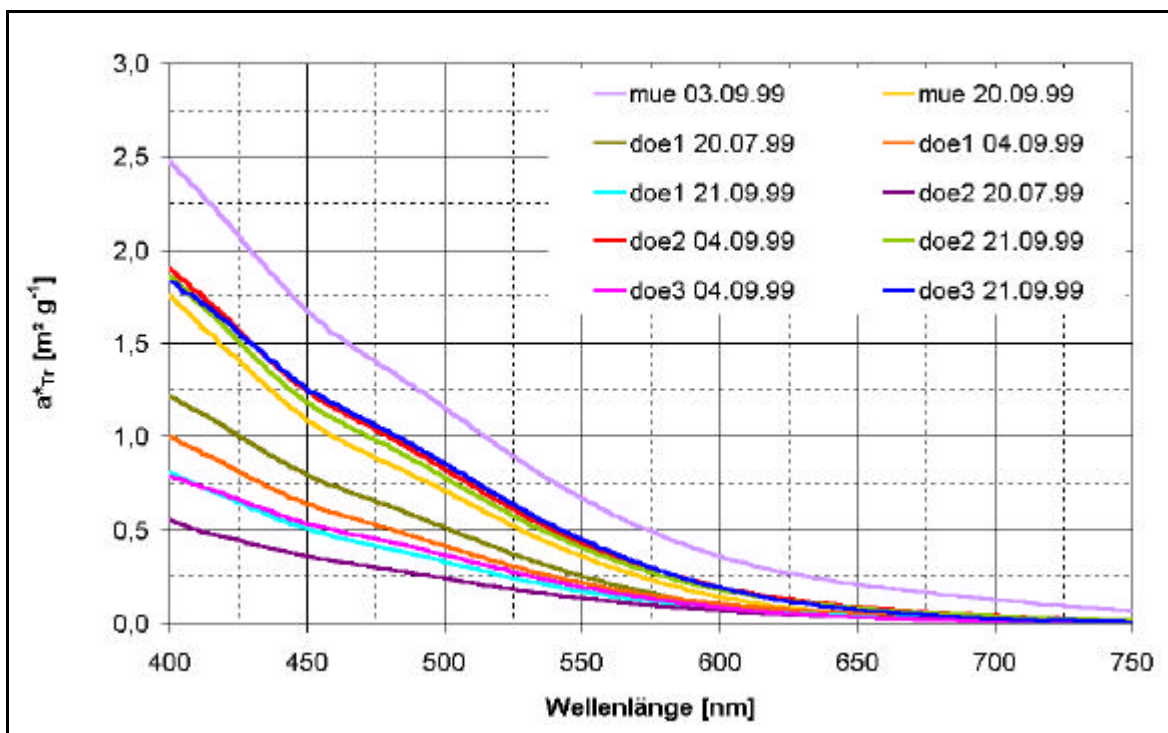


Abb. VLk Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Übergangsstadium II.

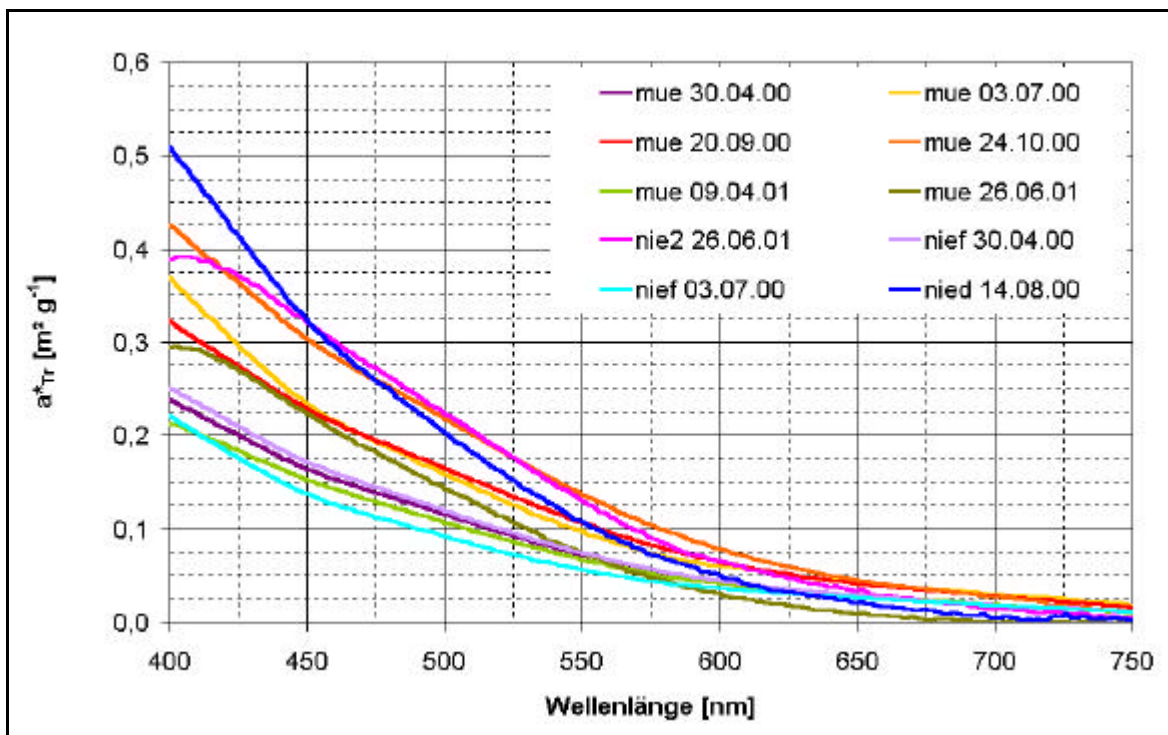


Abb. VLI Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Karbonatstadium, Teil 1.

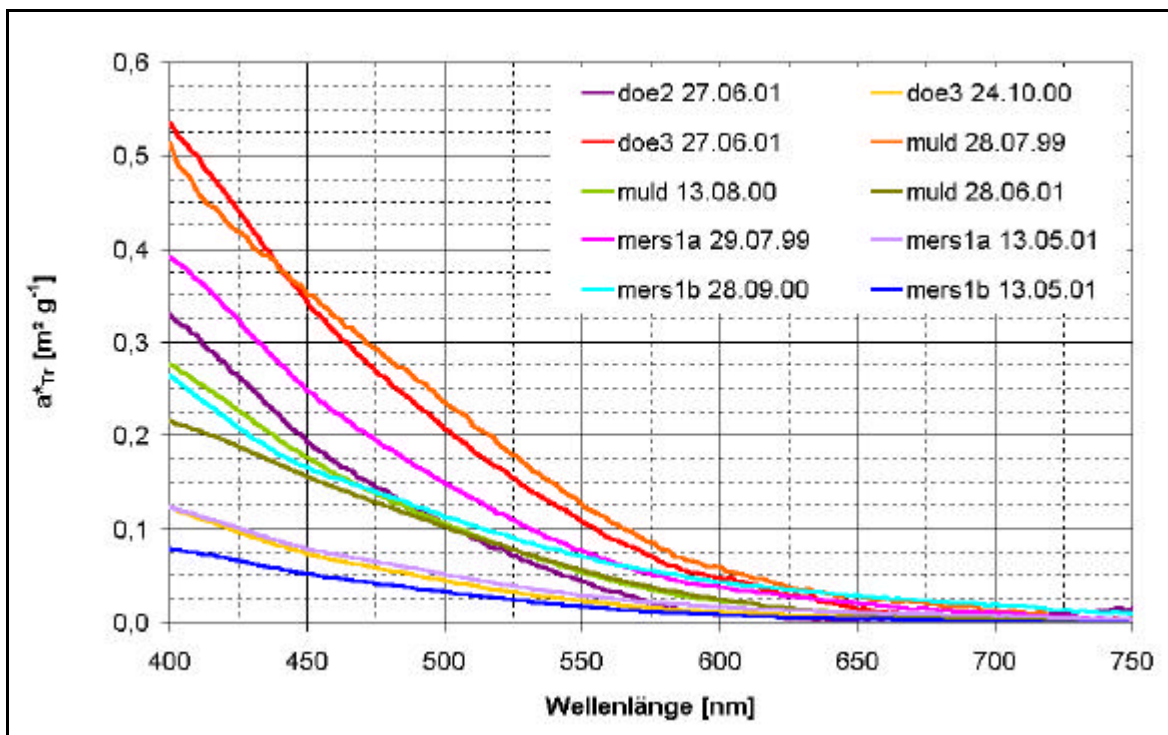


Abb. VLM Spektren der spezifischen Absorption von Tripton im Karbonatstadium, Teil 2.

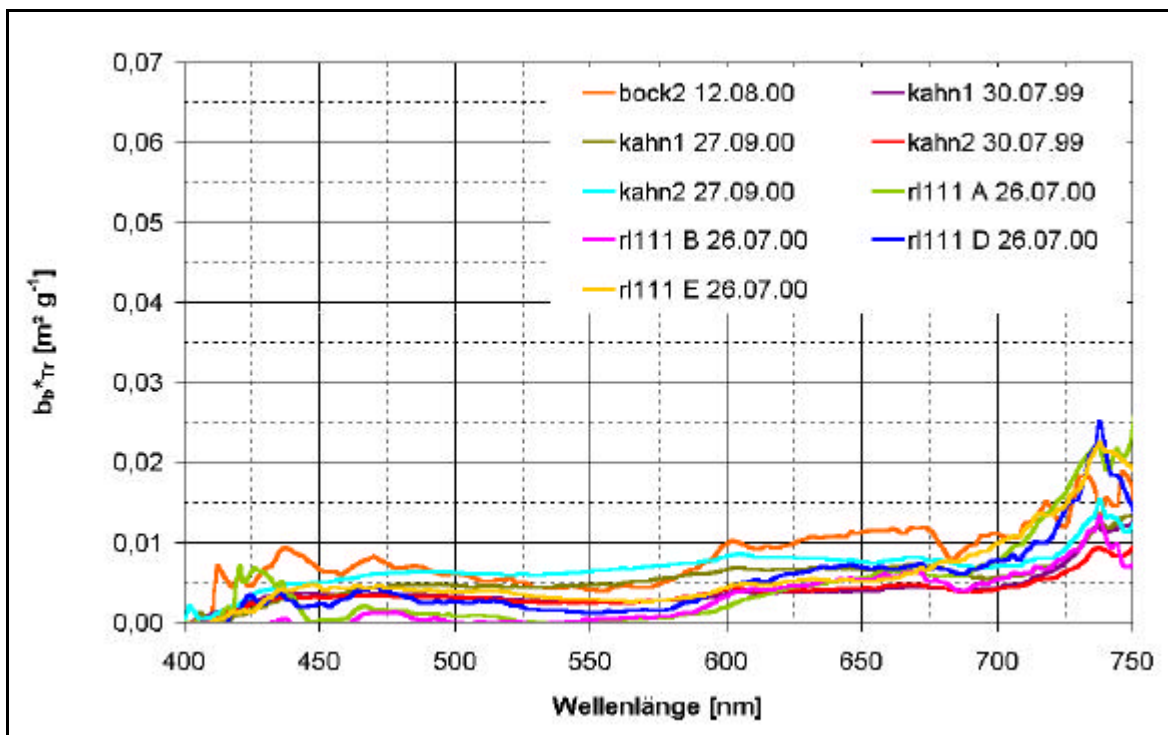


Abb. VLn Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Eisenstadium.

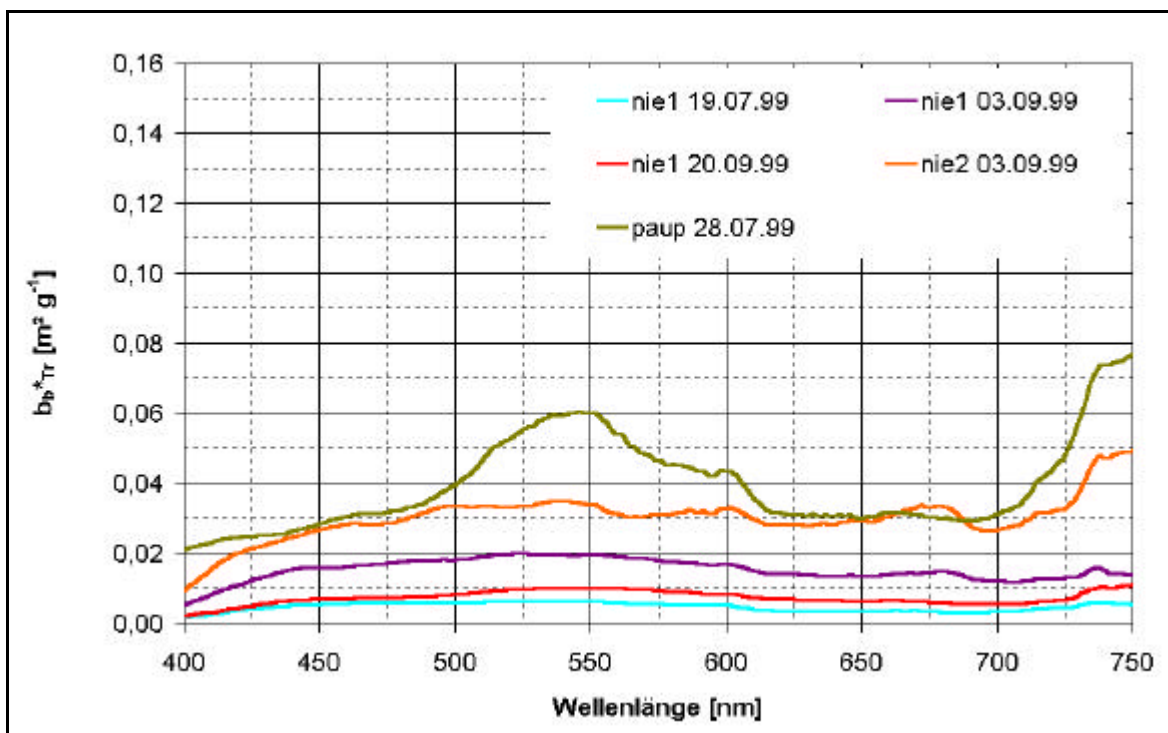


Abb. VLo Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Aluminiumstadium.

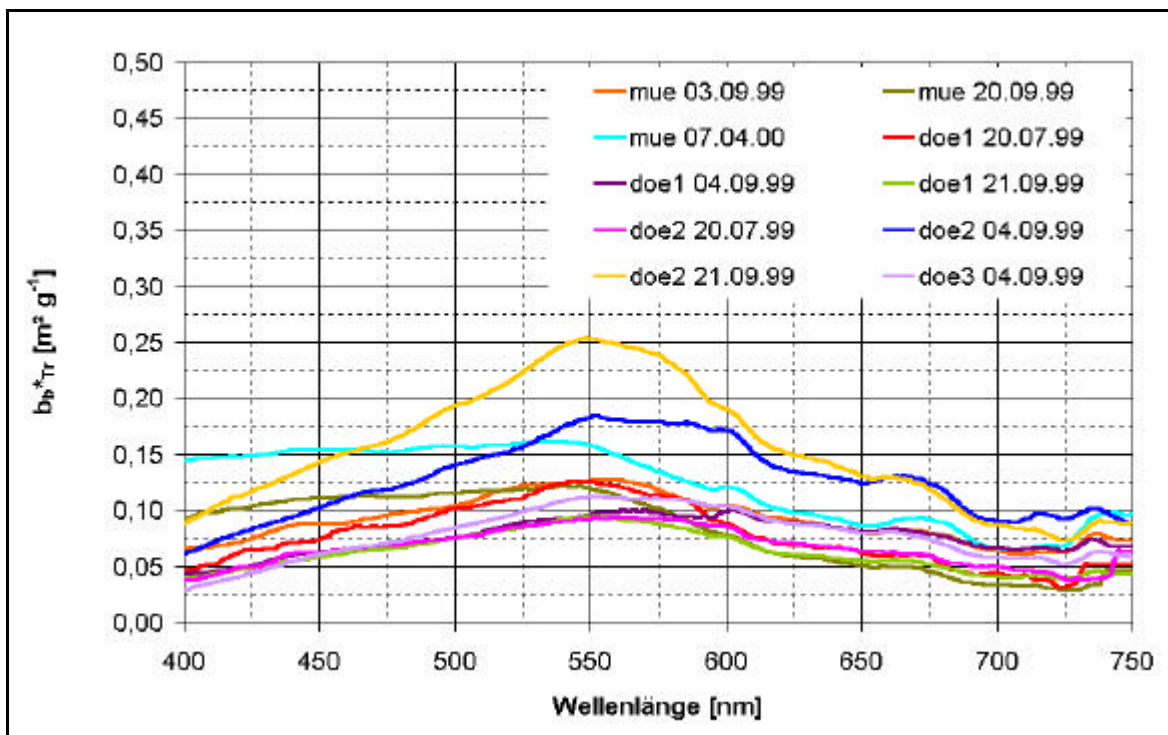


Abb. VLp Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Übergangsstadium I.

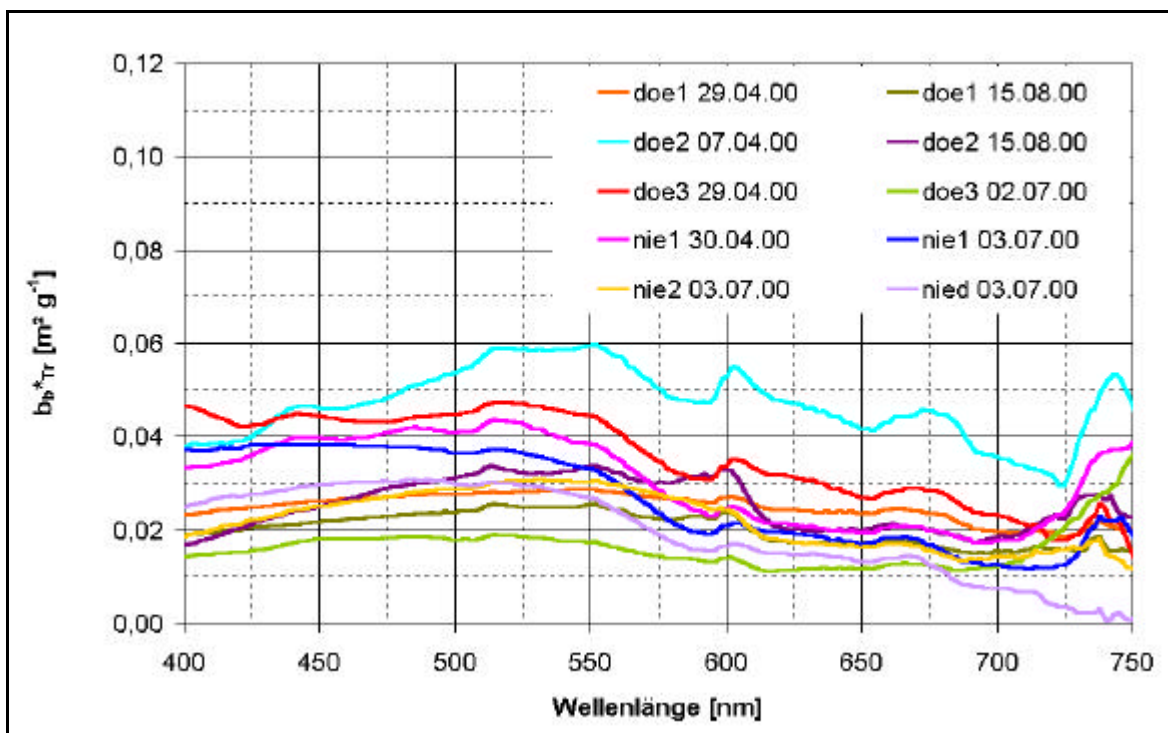


Abb. VLq Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Übergangsstadium II.

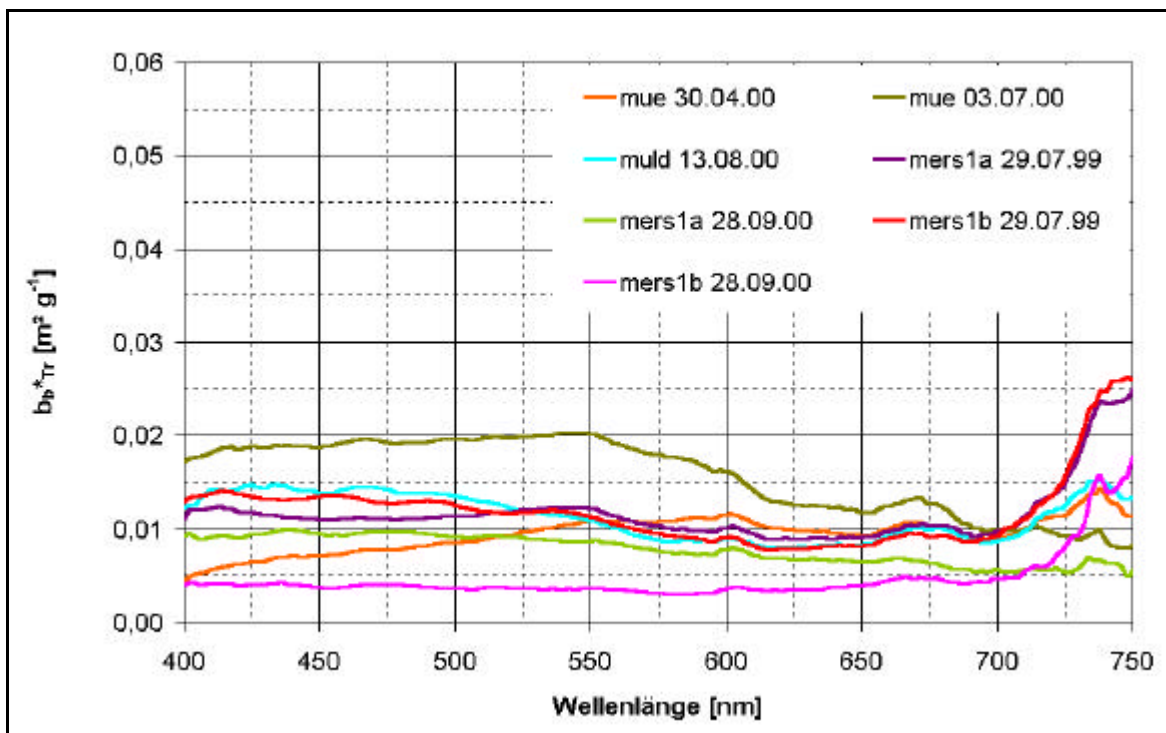


Abb. VLr Spektren der spezifischen Rückstreuung von Tripton im Karbonatstadium.

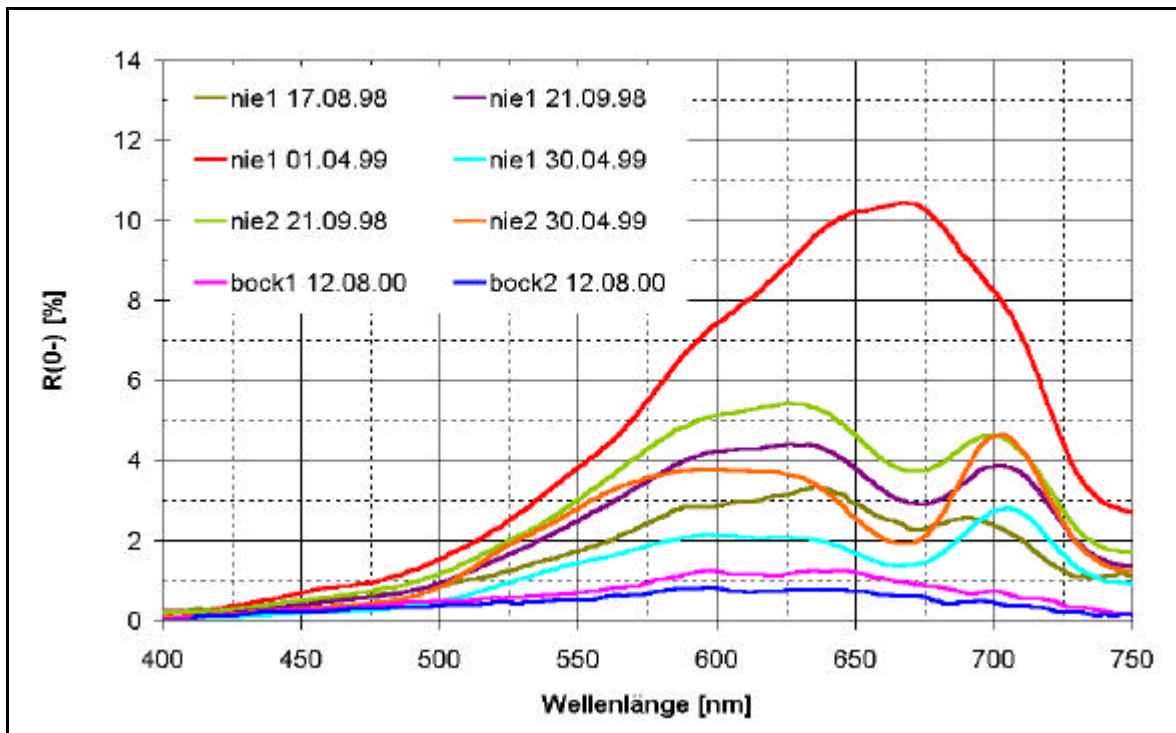


Abb. VLs Reflexionsspektren im Eisenstadium, Teil 1.

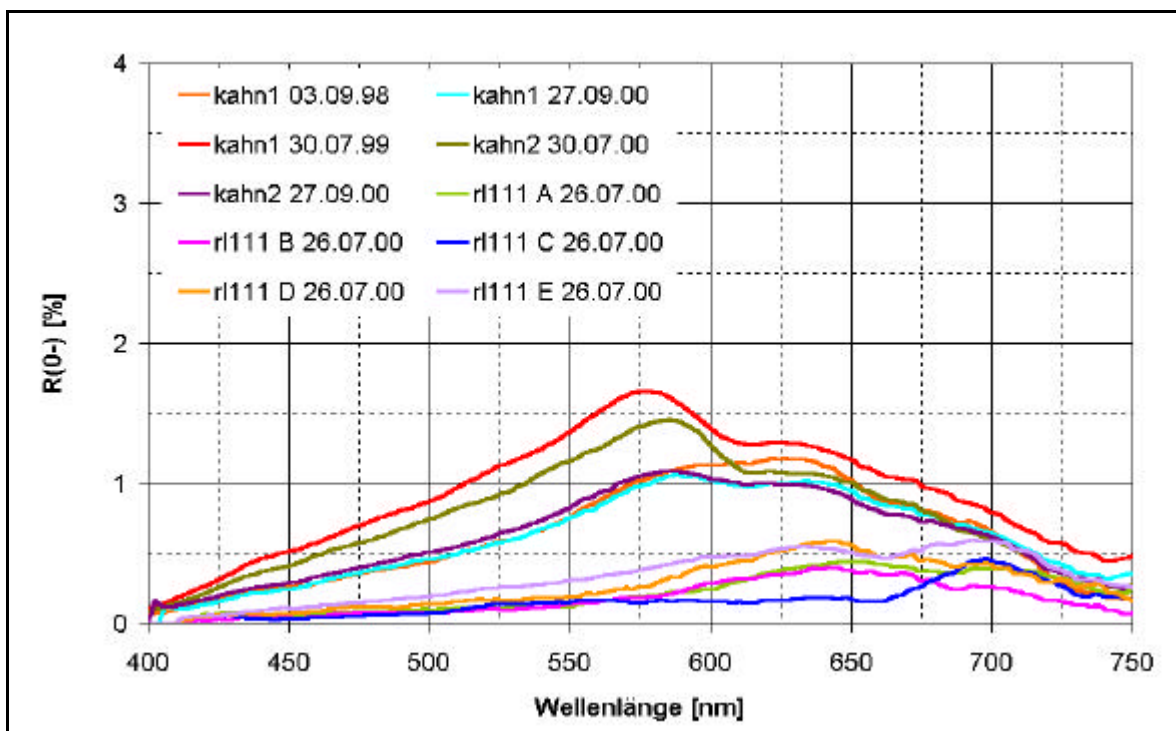


Abb. VLt Reflexionsspektren im Eisenstadium, Teil 2.

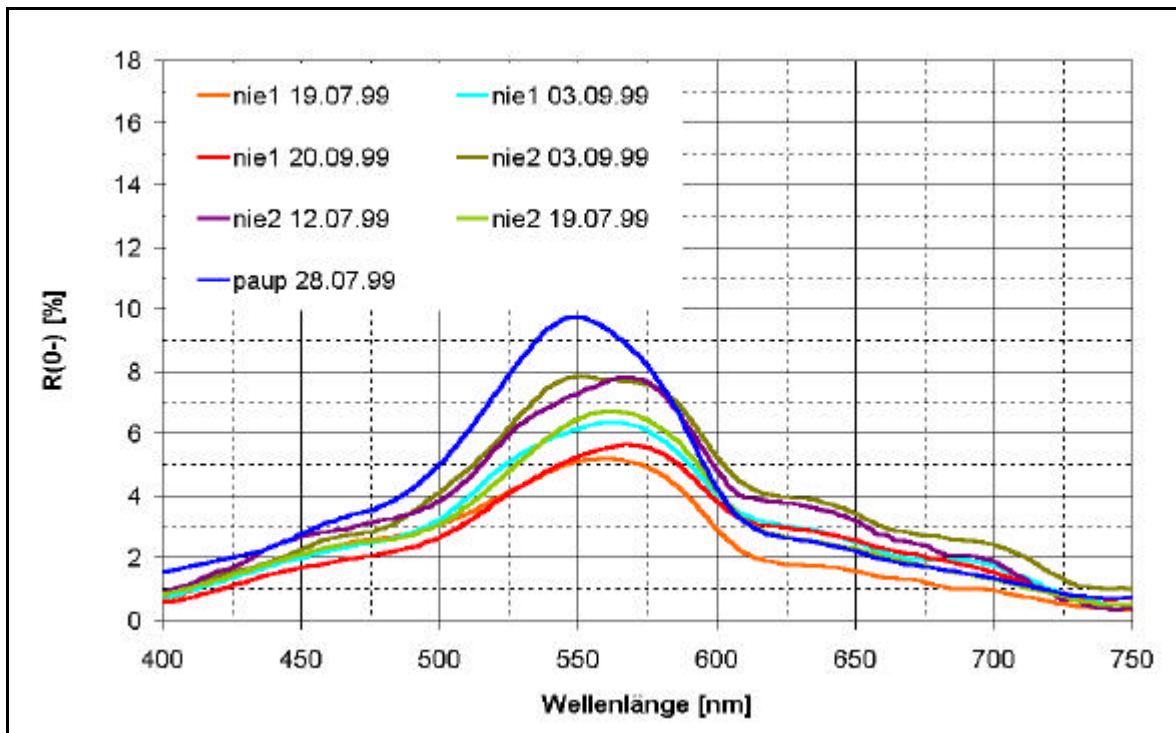


Abb. VLu Reflexionsspektren im Aluminiumstadium.

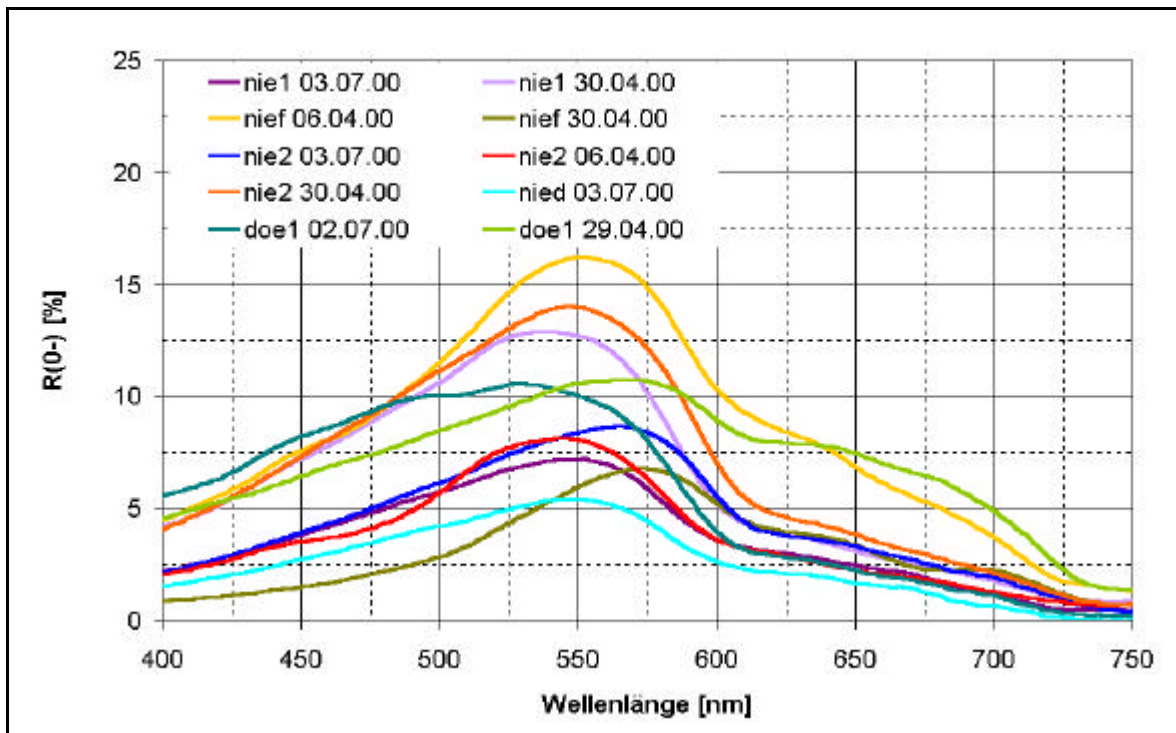


Abb. VLv Reflexionsspektren im Übergangsstadium I, Teil 1.

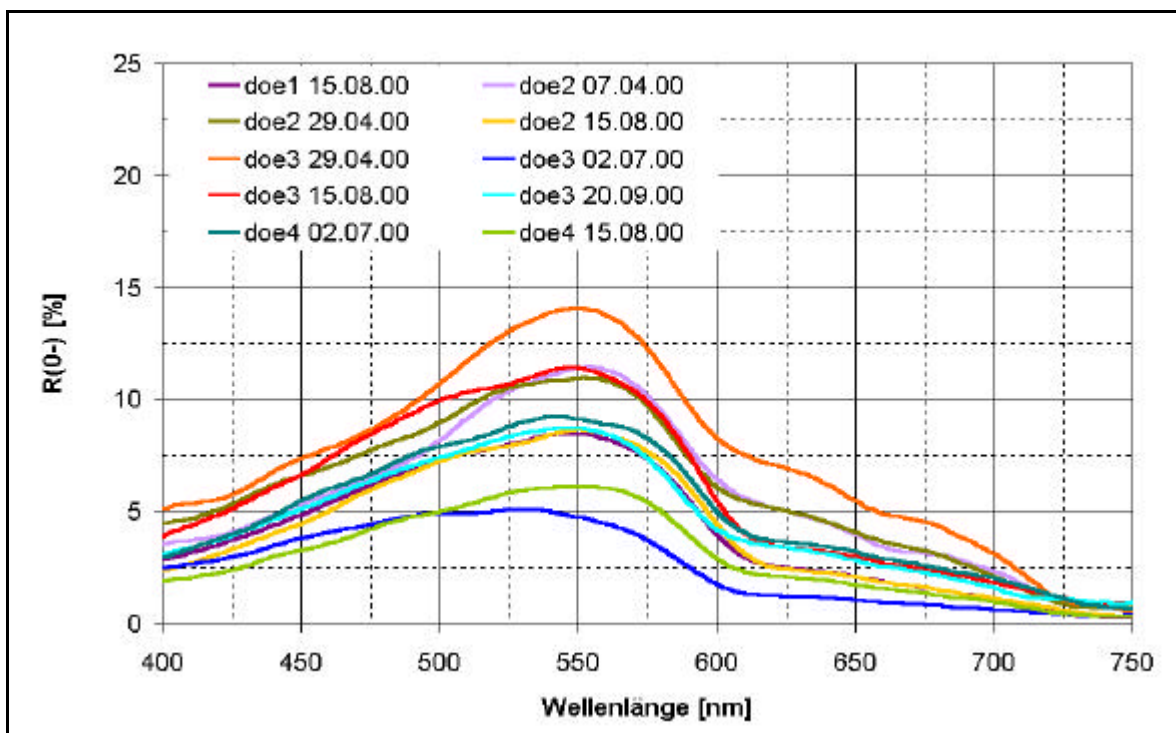


Abb. VLw Reflexionsspektren im Übergangsstadium I, Teil 2.

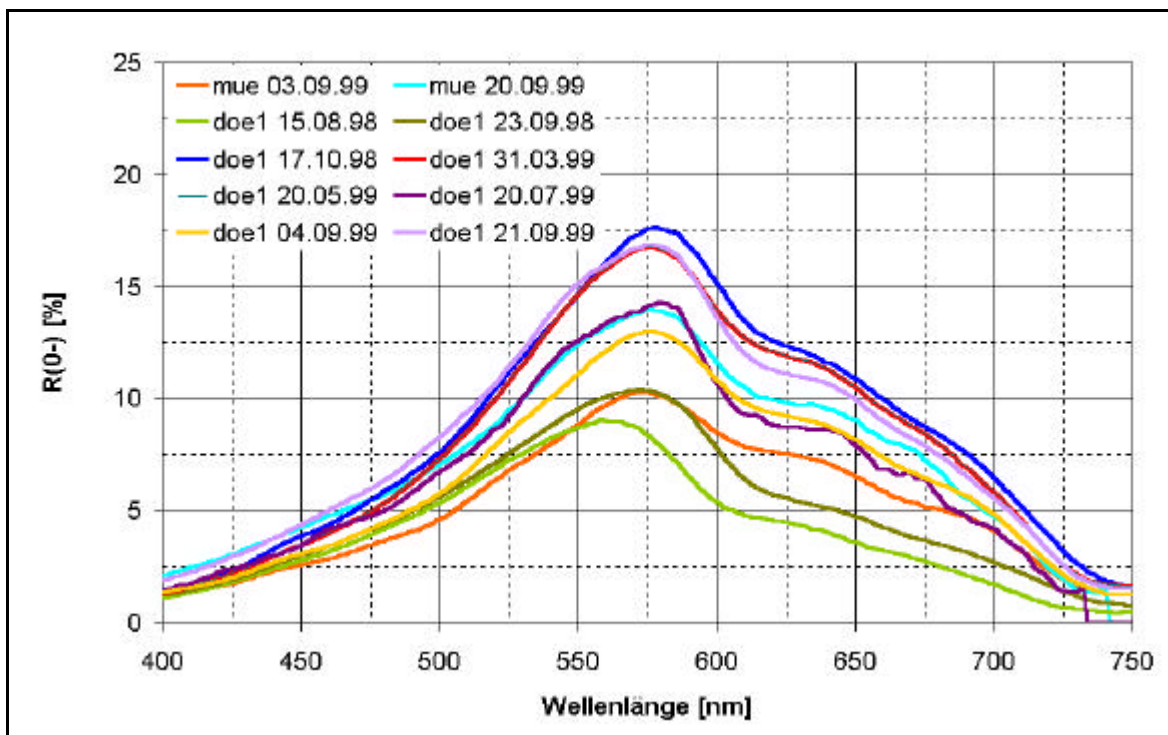


Abb. VLx Reflexionsspektren im Übergangsstadium II, Teil 1.

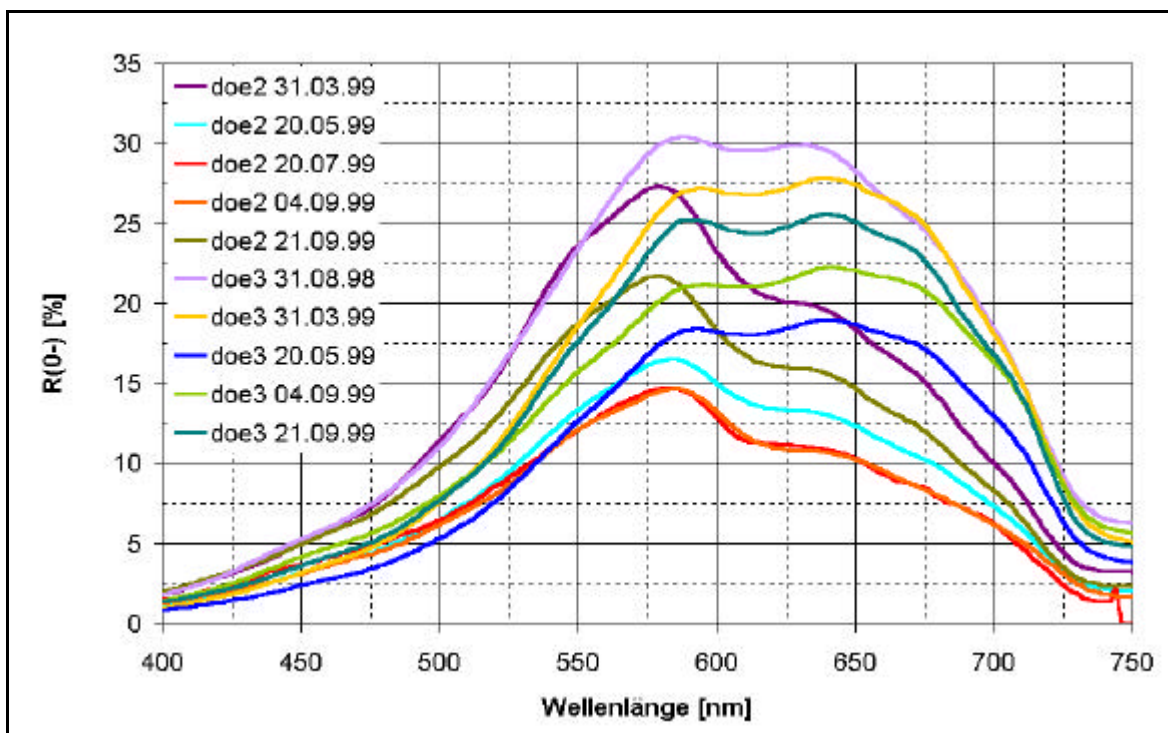


Abb. VLy Reflexionsspektren im Übergangsstadium II, Teil 2.

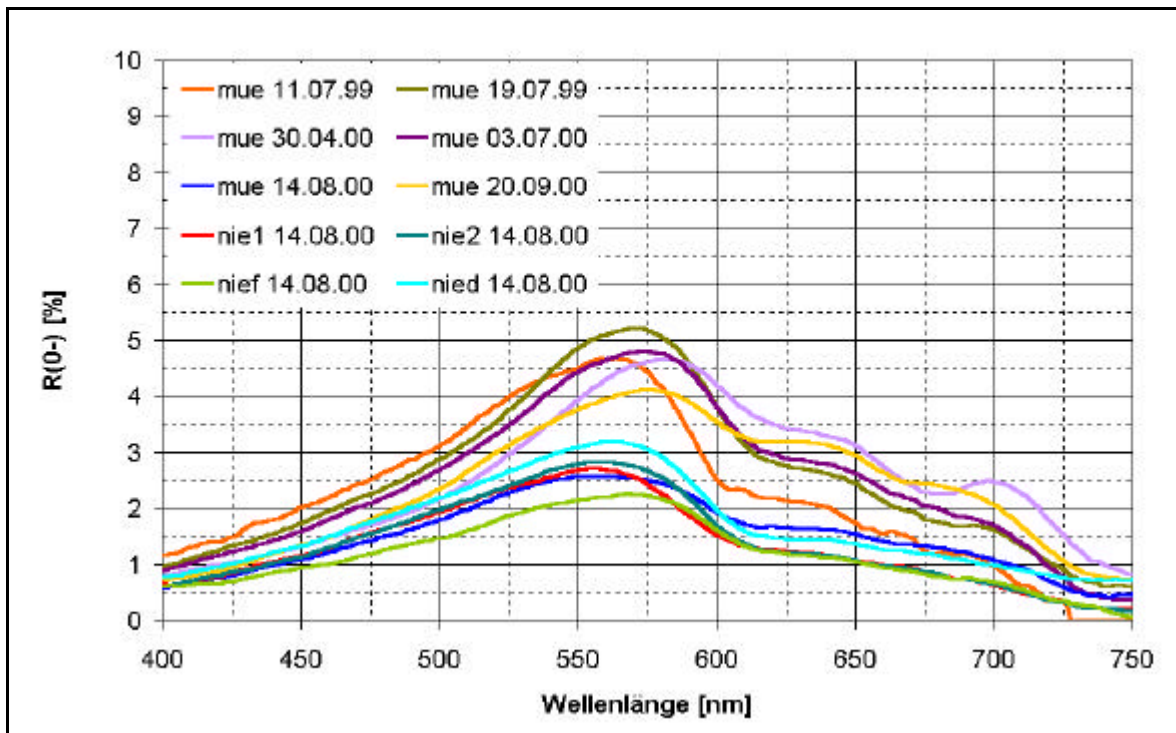


Abb. VLz Reflexionsspektren im Karbonatstadium, Teil 1.

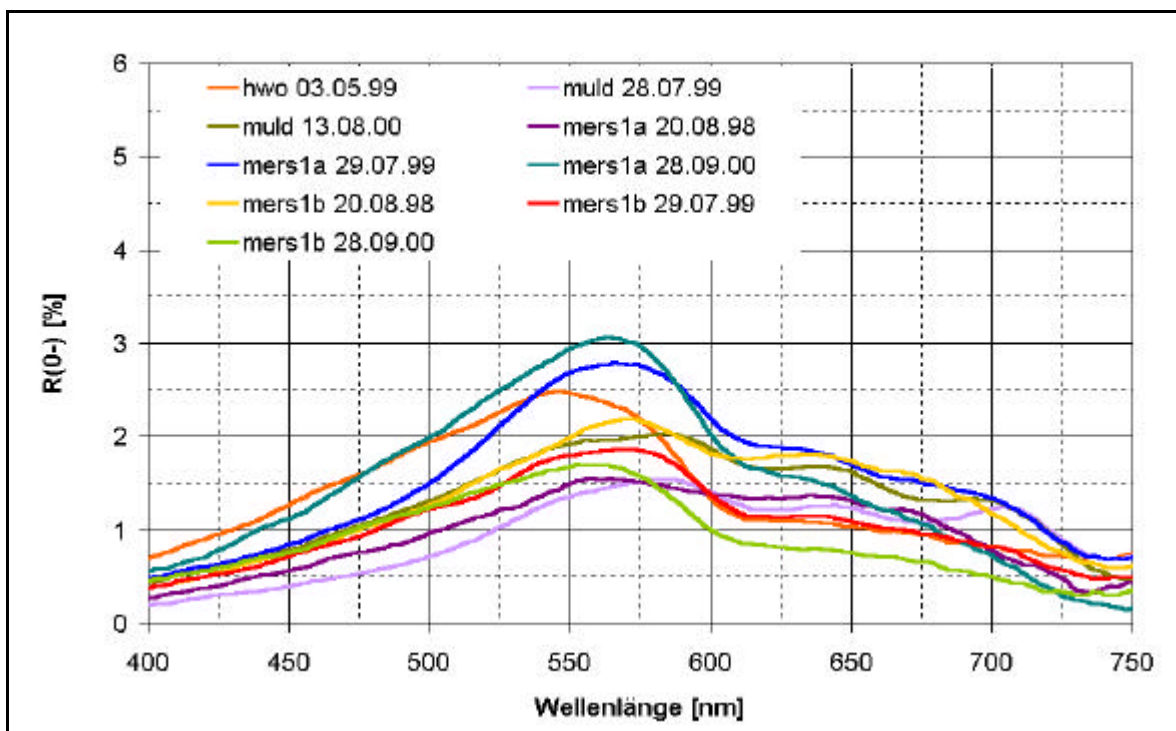


Abb. VLaa Reflexionsspektren im Karbonatstadium, Teil 2.

VII Anlage

Zum Kapitel 7

Algorithmenentwicklung zur Übertragung der
Stadieneinteilung auf die *casi*-Daten

Tab. VIIa Erste Abgrenzung der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.

	Stadium	$I(R_{\max})$ [nm]	$R_{\max}-R_{\min}$ [%]	$S(R_{489\text{nm}}-R_{\max})$ [% nm ⁻¹]	$S(R_{\max}-R_{624\text{nm}})$ [% nm ⁻¹]	$R_{489\text{nm}}-R_{624\text{nm}}$ [%]
	Ref.-Parameter	A	B	C	D	E
1.1	Eisen	> 620	< 3			
1.2	Eisen	> 620		< 0,03		
1.3	Eisen	> 620				> -4
2.1	Aluminium	=567	> 4			
2.2	Aluminium	=567		> 0,04		
2.3	Aluminium	=567			< -0,04	
2.4	Aluminium	=567				< -1
3.1	Übergang I	=533	> 5			
3.2	Übergang I	=533			< -0,04	
4.1	Übergang II	> 620	> 5			
4.2	Übergang II	> 620		> 0,03		
4.3	Übergang II	> 620				< -4
5.1	Übergang II	$580 < \lambda < 610$	> 8			
5.2	Übergang II	$580 < \lambda < 610$		> 0,07		
5.3	Übergang II	$580 < \lambda < 610$			< -0,04	
5.4	Übergang II	$580 < \lambda < 610$				< -4
6.1	Übergang II	= 579	> 6			
6.2	Übergang II	= 579		> 0,04		
6.3	Übergang II	= 579			< -0,03	
7.1	Karbonat	540-560	< 2			
7.2	Karbonat	540-560		< 0,02		
7.3	Karbonat	540-560			> -0,015	
8.1	Karbonat	=533	< 1,5			
8.2	Karbonat	=533				< 0

```

pro xstadium.inpfile.outfile
  9.12.05.2002

begin
  ; Anzahl der Ausgabeschichten
  nstabs = 29 ; Gesamtbandzahl der Ausgabedaten
  startband = 5
  outbands = 13

  ; Farben bzw. Gruppen definieren
  eisen1 = [255..0..0..1] ; Initialstadium I (Rot/Red)
  eisen2 = [166..8..109..2] ; Initialstadium II (Rot/Red)
  alu = [255..0..255..3] ; Frühstadium (Rose/Corchid)
  uerber1 = [0..0..255..4] ; Übergangsstadium I (Blau)
  uerber2 = [255..127..80..5] ; Übergangsstadium II (Orange/Coral)
  karbonat = [46..139..87..6] ; Spätstadium II (Dunkelgrün/Sea Green)
  unclass = [255..255..255..7] ; Unklassifiziert (Weiss)
  gering = [0..0..0..8] ; Unklassifiziert (Weiss)

  ; Ausgabematrix berechnen
  for i=2, nlines-5 do begin
    for j=2, nlines-5 do begin
      ref = max(inpmat(i, j, startband-1:bands-19-1), ind)
      refl = min(inpmat(i, j, 22-1:25-1), ind1)

      if total(inpmat(i, j, *)) eq replicate(inpmat(i, j, 0), bands) eq bands then $
        ; Background
        outmat(i, j, *) = inpmat(i, j, 0) else $
        if (max(inpmat(i, j, startband-1:24-1)) - max(inpmat(i, j, 27-1:bands-1))) lt -0.02 then $
          if outmat(i, j, 2) = 0 else outmat(i, j, 2) = 255
          if outmat(i, j, 2) eq 0 then $
            ; Land surface
            begin
              outmat(i, j, 0) = 255
              outmat(i, j, 1) = 255
              outmat(i, j, 3) = inpmat(i, j, green - 1)
              outmat(i, j, 4) = inpmat(i, j, 24 - 1)
              outmat(i, j, 5) = inpmat(i, j, 13 - 1)
              outmat(i, j, 6) = inpmat(i, j, 5 - 1)
              outmat(i, j, 7) = inpmat(i, j, green - 1) * skal
              outmat(i, j, 8) = inpmat(i, j, green - 1) * skal
              outmat(i, j, 9) = inpmat(i, j, green - 1) * skal
              outmat(i, j, 10) = 0.1

              outmat(i, j, 11) = refl
              outmat(i, j, 12:28) = 0.
            end else $
            ; Water surface
            begin
              outmat(i, j, 0) = 255
              outmat(i, j, 1) = 0.
              outmat(i, j, 3) = 0.
              outmat(i, j, 4) = 0.
              outmat(i, j, 5) = 0.
              outmat(i, j, 6) = 0.

              outmat(i, j, 11) = refl
              outmat(i, j, 12) = vvl(ind+startband-1)

              bernat(i, j, 0) = (outmat(i, j, 11) - inpmat(i, j, 6-1))
              bernat(i, j, 1) = (outmat(i, j, 12) - vvl(6-1))
              bernat(i, j, 7) = (outmat(i, j, 11) - inpmat(i, j, 10-1))
              bernat(i, j, 8) = (outmat(i, j, 12) - vvl(10-1))
              bernat(i, j, 9) = (inpmat(i, j, 16-1) - inpmat(i, j, 16-1))
              bernat(i, j, 3) = (890.235 - 601.571)
              bernat(i, j, 4) = (inpmat(i, j, 6-1) - inpmat(i, j, 9-1))
              bernat(i, j, 5) = min(inpmat(i, j, startband-1:bands-outbands-1))
              bernat(i, j, 6) = bernat(i, j, 4) / bernat(i, j, 5)
              bernat(i, j, 9) = (outmat(i, j, 11) - inpmat(i, j, 18-1))
              bernat(i, j, 10) = (outmat(i, j, 12) - vvl(10-1))

            ; Reflexionsparameter für Stadien
              outmat(i, j, 13) = (outmat(i, j, 11) - bernat(i, j, 5)) * 100
              outmat(i, j, 14) = (bernat(i, j, 0) / bernat(i, j, 1)) * 100
              outmat(i, j, 15) = (bernat(i, j, 9) / bernat(i, j, 10)) * 100
              outmat(i, j, 16) = (inpmat(i, j, 6-1) - inpmat(i, j, 18-1)) * 100
              outmat(i, j, 17) = (inpmat(i, j, 12-1) - inpmat(i, j, 19-1)) * 100

            ; Reflexionsparameter für Konzentrationen
              outmat(i, j, 18) = (inpmat(i, j, 25-1) / inpmat(i, j, 22-1))
              outmat(i, j, 19) = ((inpmat(i, j, 13-1) - inpmat(i, j, 6-1)) * 100)
              outmat(i, j, 20) = ((inpmat(i, j, 12-1) - inpmat(i, j, 29-1)) * 100)
              outmat(i, j, 21) = ((inpmat(i, j, 7-1) - inpmat(i, j, 18-1)) * 100)
              outmat(i, j, 22) = ((inpmat(i, j, 19-1) - inpmat(i, j, 29-1)) * 100)
              outmat(i, j, 23) = ((inpmat(i, j, 12-1) - inpmat(i, j, 30-1)) / (inpmat(i, j, 20-1) - inpmat(i, j, 30-1)))
              if outmat(i, j, 18) gt 1 then $
                begin
                  outmat(i, j, 25) = (((inpmat(i, j, 17-1) + inpmat(i, j, 19-1)) / 2) - inpmat(i, j, 18-1)) * 100 / outmat(i, j, 19)
                  outmat(i, j, 26) = (((inpmat(i, j, 5-1) + inpmat(i, j, 7-1)) / 2) - inpmat(i, j, 6-1)) * 100 / outmat(i, j, 18)
                  outmat(i, j, 27) = (((inpmat(i, j, 12-1) + inpmat(i, j, 14-1)) / 2) - inpmat(i, j, 13-1)) * 100 / outmat(i, j, 18)
                  outmat(i, j, 28) = (((inpmat(i, j, 20-1) + inpmat(i, j, 22-1)) / 2) - inpmat(i, j, 21-1)) * 100 / outmat(i, j, 18)
                end

              if (outmat(i, j, 13) lt 1 or $
                (inpmat(i, j, 40-1) gt 0.049 and $
                  outmat(i, j, 13) lt 6) then $
                outmat(i, j, 7:10) = gering $
              else $
                ; Gruppierung
                ; 1.1a
                if outmat(i, j, 12) gt 620 and $
                  outmat(i, j, 12) lt 840 and $
                  outmat(i, j, 13) lt 1.7 and $
                  outmat(i, j, 14) lt 0.03 and $
                  outmat(i, j, 14) gt 0.011 and $
                  outmat(i, j, 17) gt -0.8 and $
                  outmat(i, j, 17) lt -0.7 then $
                    outmat(i, j, 7:10) = eisen1 $
                  else $
                ; 1.1b
                if outmat(i, j, 12) gt 620 and $
                  outmat(i, j, 12) lt 840 and $
                  outmat(i, j, 15) lt 0.01 and $
                  outmat(i, j, 13) lt 2.5 and $
                  outmat(i, j, 13) gt 2 and $
                  outmat(i, j, 14) lt 0.03 and $
                  outmat(i, j, 17) lt -0.9 then $
                    outmat(i, j, 7:10) = eisen2 $
                  else $

```

Abb. VIIa Ausschnitt aus dem IDL-Programm xstadium.

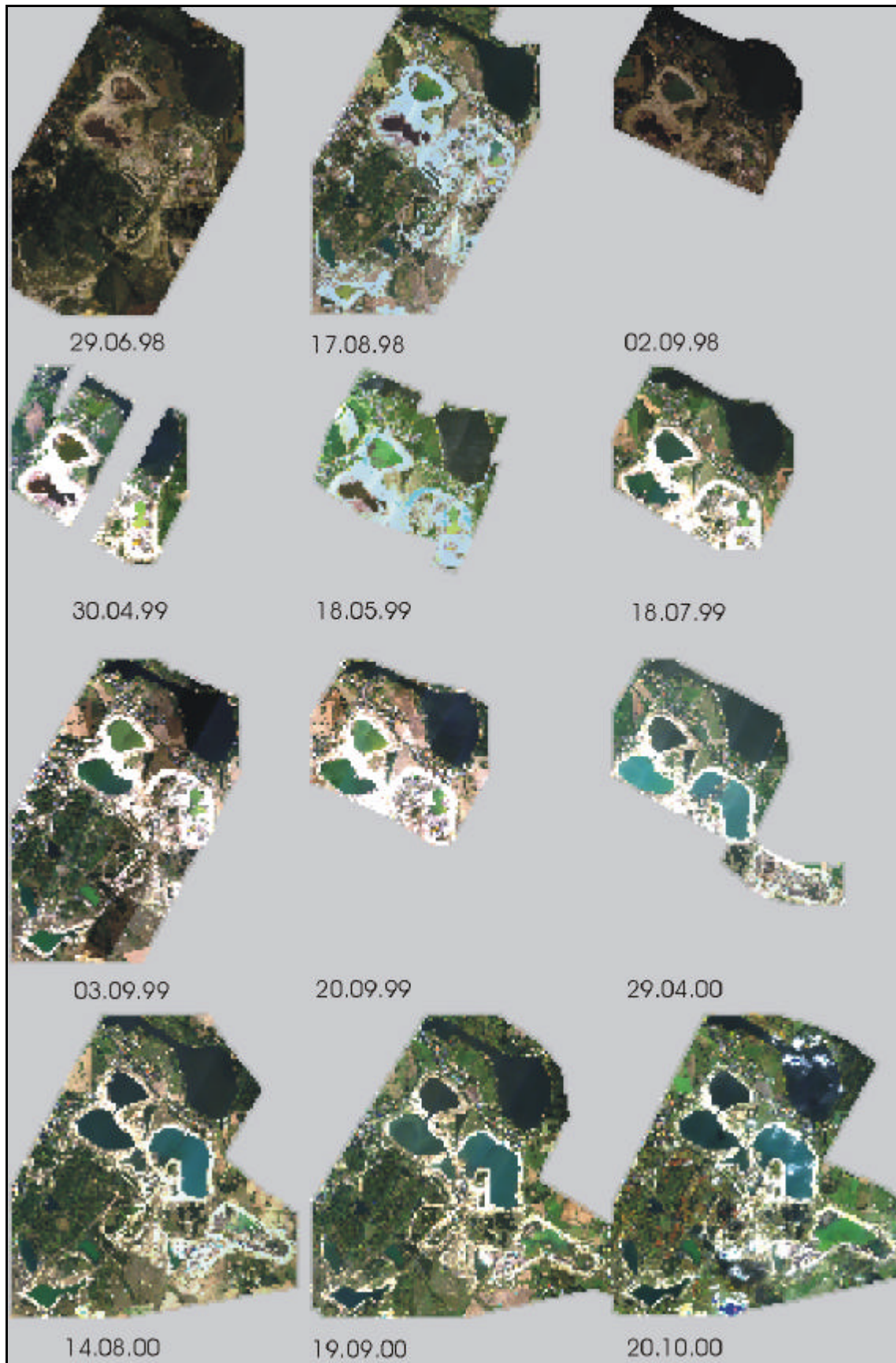


Abb. VIIb Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes der Goitsche (100 m x 100 m räumliche Auflösung, aufgenommen mit *casi*).

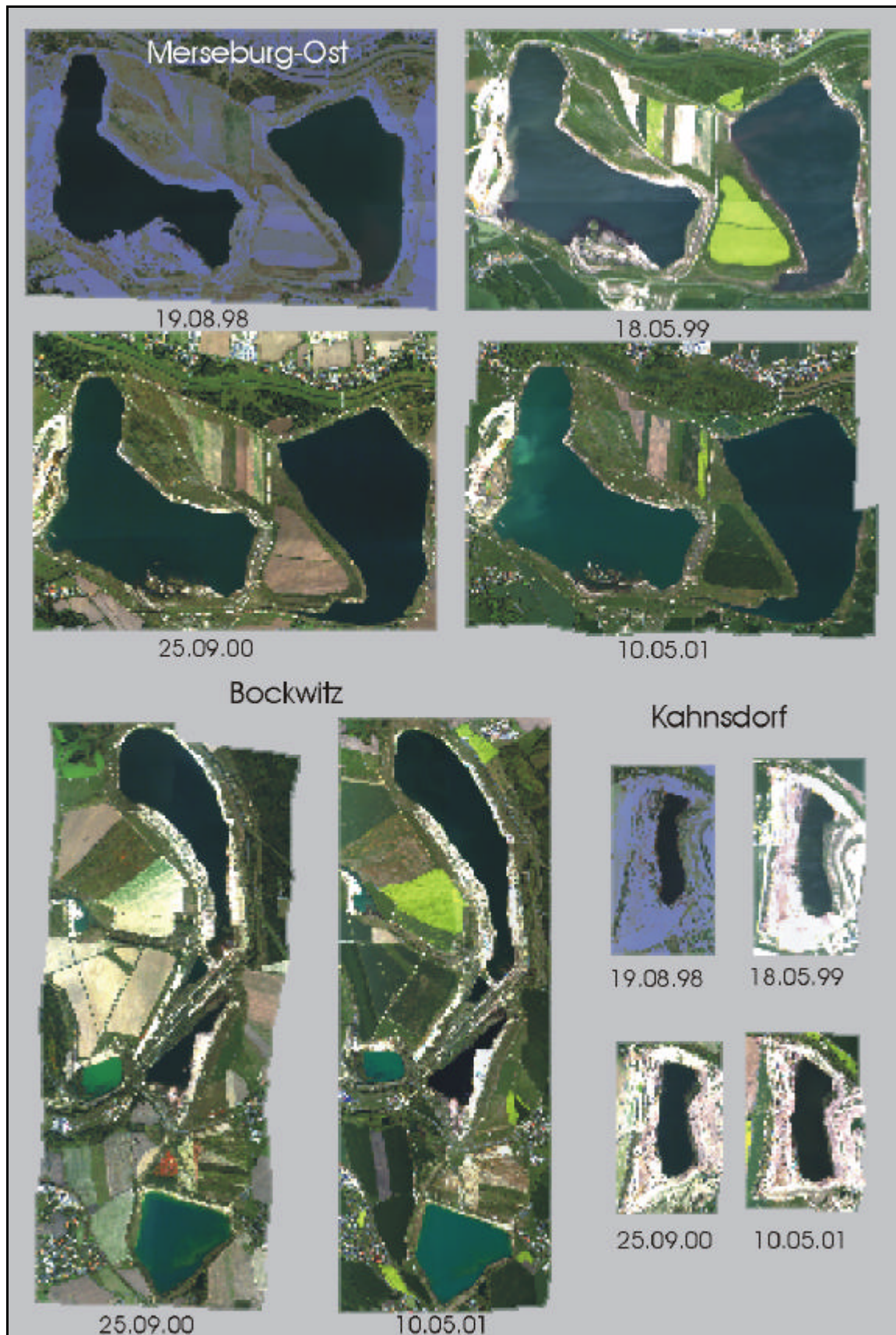


Abb. VIIc Echtfarbdarstellung des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf (30 m x 30 m räumliche Auflösung, aufgenommen mit *casi*).

Tab. VIIb Überblick über die radiometrischen Bildqualitäten der Befliegungen (1/2).

Gebiet	Datum	Qualität	Ursache für schlechte Qualität	Bemerkungen
Goitsche	29.06.98	schlecht	8/8 as Bewölkung	sehr dunkel
	17.08.98	gut		
	02.09.98	schlecht	8/8 ci Bewölkung	sehr dunkel
	16.10.98	schlecht	bis 6/8 cu Bewölkung	Wolken
	30.04.99	mittel	Sensorstörung	Streifen 4 fehlt
	18.05.99	schlecht	Sensorstörung	spektrale Unterschiede zwischen den Streifen
	18.07.99	mittel	Sensorstörung	
	03.09.99	mittel	Sensorstörung	
	20.09.99	mittel	Sensorstörung	
	29.04.00	sehr gut		
	14.08.00	sehr gut		
	19.09.00	sehr gut		
	20.10.00	gut		wenig Wolken
	02.04.01	sehr gut		
	26.06.01	gut		
24.08.01	schlecht	Sicht unter 10 km	spektrale Unterschiede zwischen den Streifen	
Merseburg-Ost	19.08.98	schlecht	Atmosphärenkorrektur	Echtfarbdarstellung gelbstichig
	18.05.99	mittel	Sensorstörung	
	25.09.00	sehr gut		
	10.05.01	sehr gut		

Tab. VII. b Überblick über die Bildqualitäten der Befliegungen (2/2).

Gebiet	Datum	Qualität	Ursache für schlechte Qualität	Bemerkungen
Kahnsdorf	19.08.98	schlecht	Atmosphärenkorrektur	Echtfarbdarstellung gelbstichig
	18.05.99	mittel	Sensorstörung	
	25.09.00	sehr gut		
	10.05.01	sehr gut		
Bockwitz	25.09.00	sehr gut		
	10.05.01	sehr gut		
R1111	25.09.00	gut		
Plessa	10.05.01	sehr gut		
Lausitz	15.08.01	gut		
Teutschenthal	26.06.01	gut		
Havel	02.04.00	schlecht	bis 2/8 cu	sehr dunkel

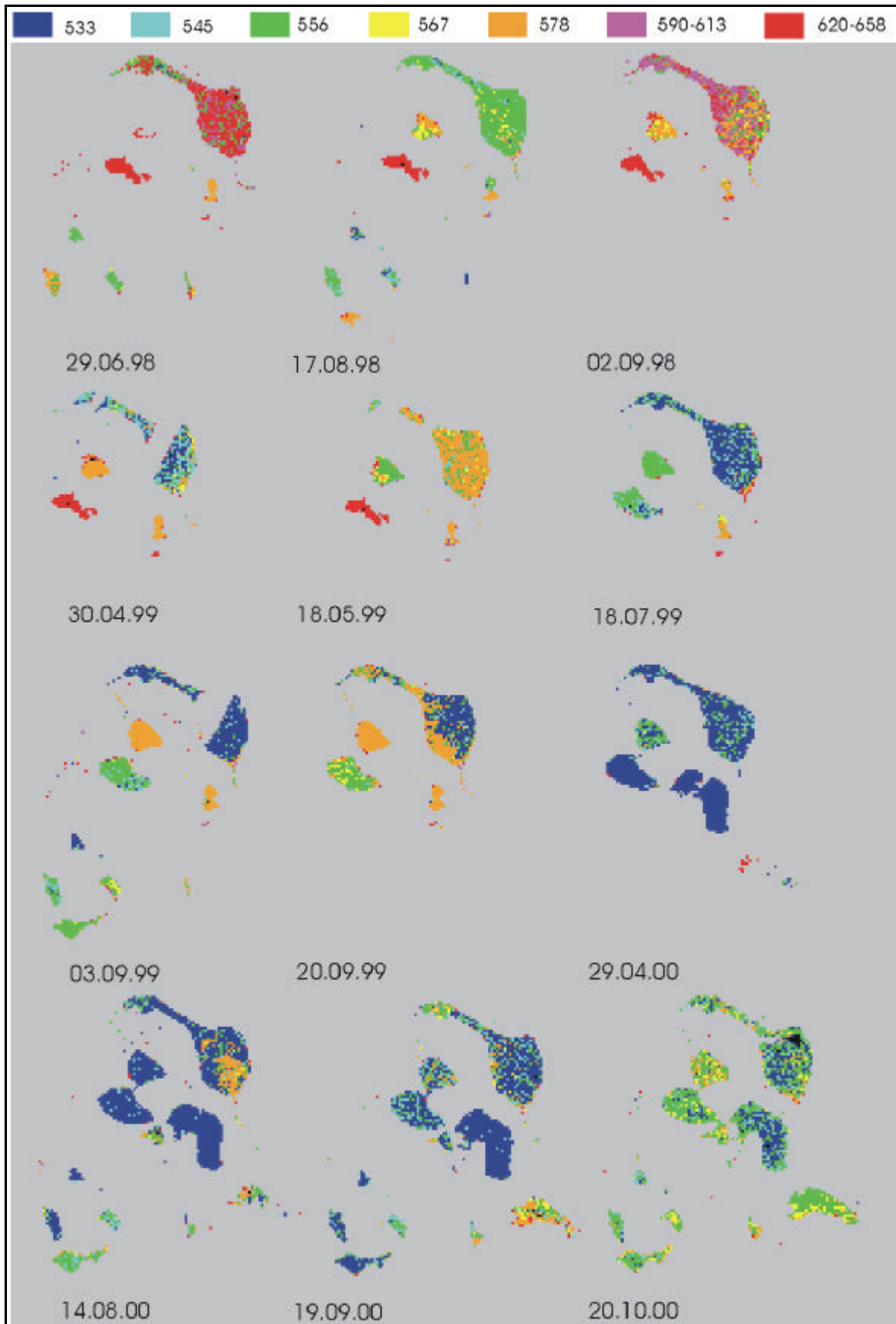


Abb. VII.d Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] des Testdatensatzes der Goitsche.

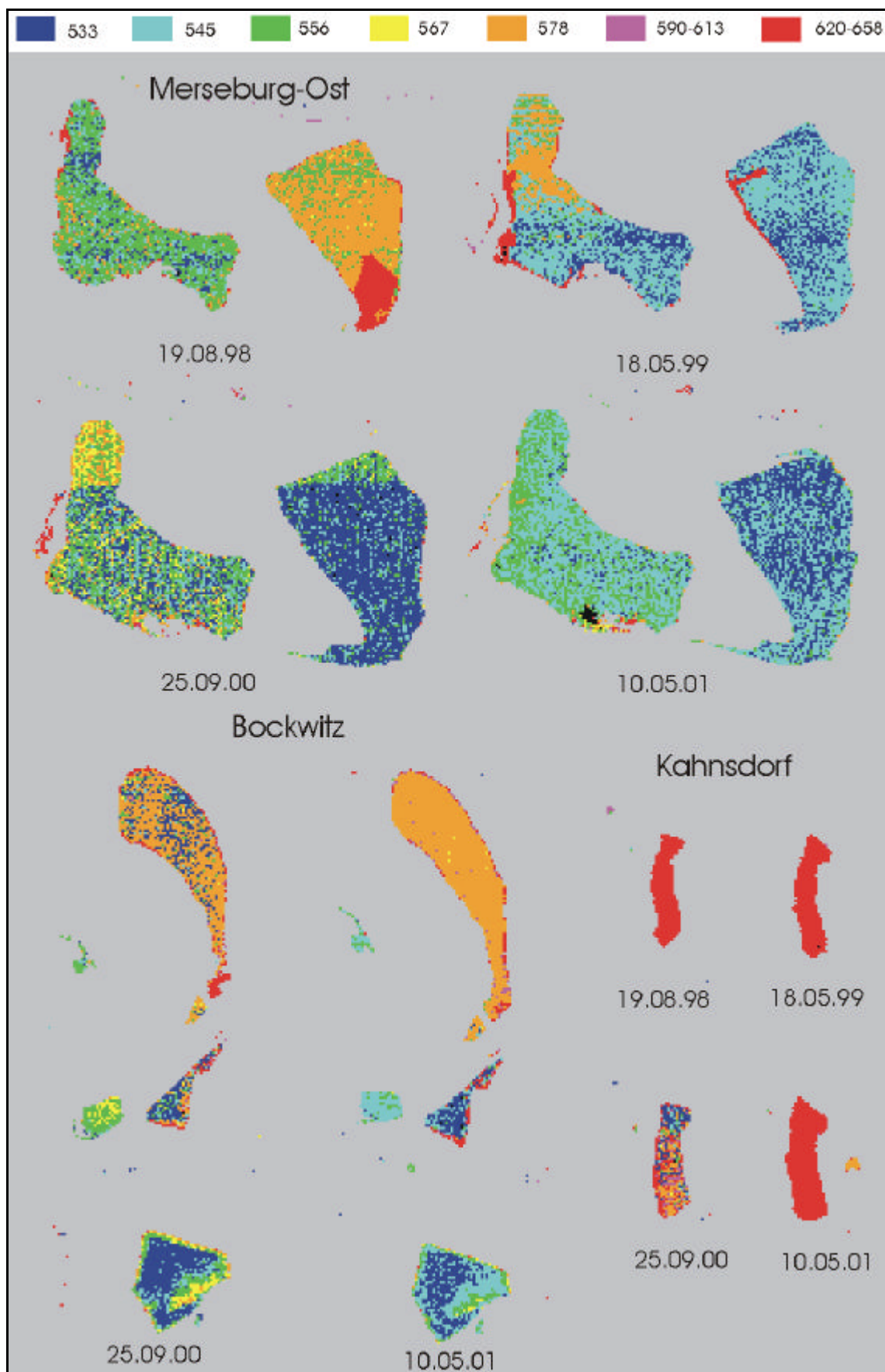


Abb. VIIe Wellenlänge des Reflexionsmaximums [nm] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

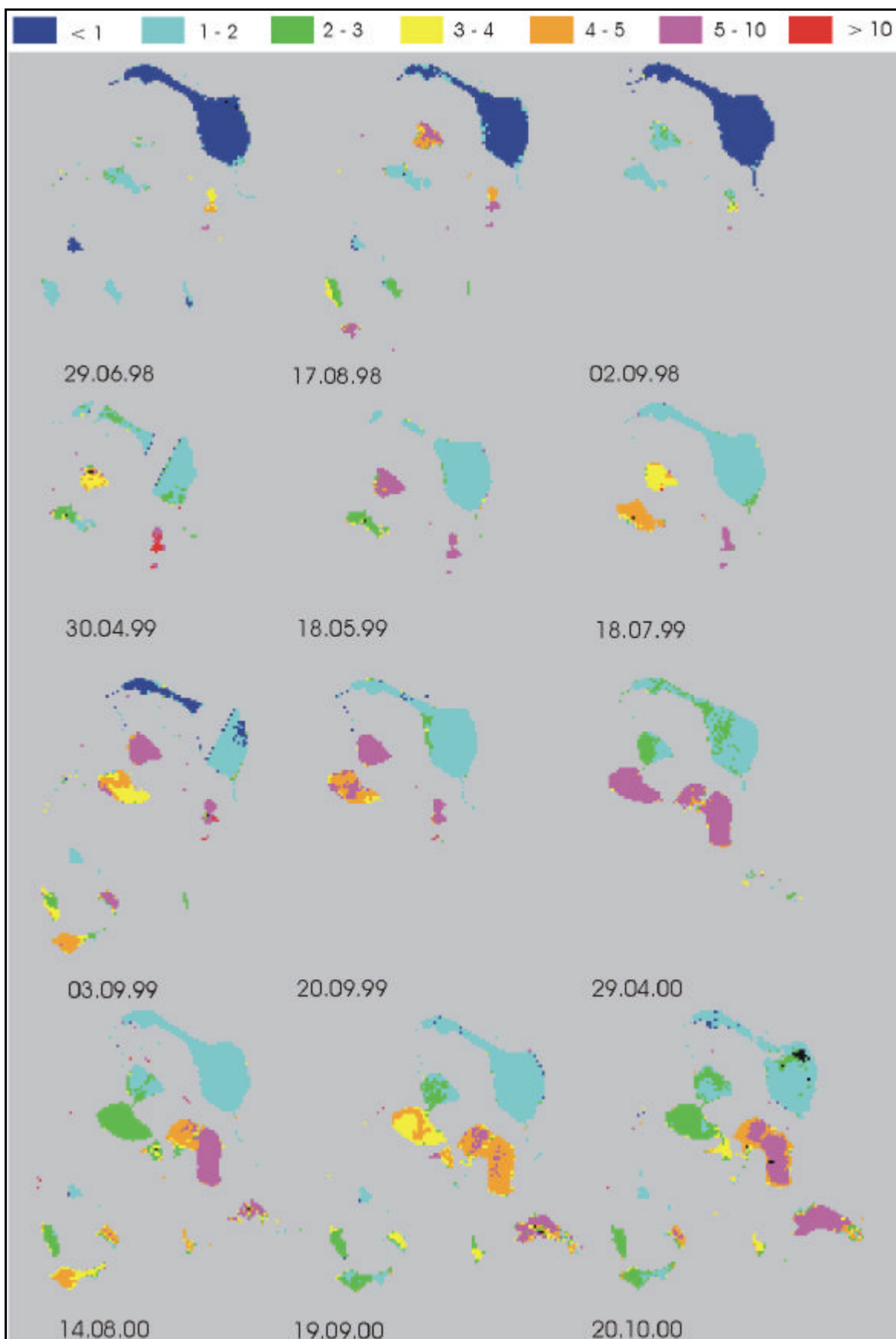


Abb. VII.f Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.

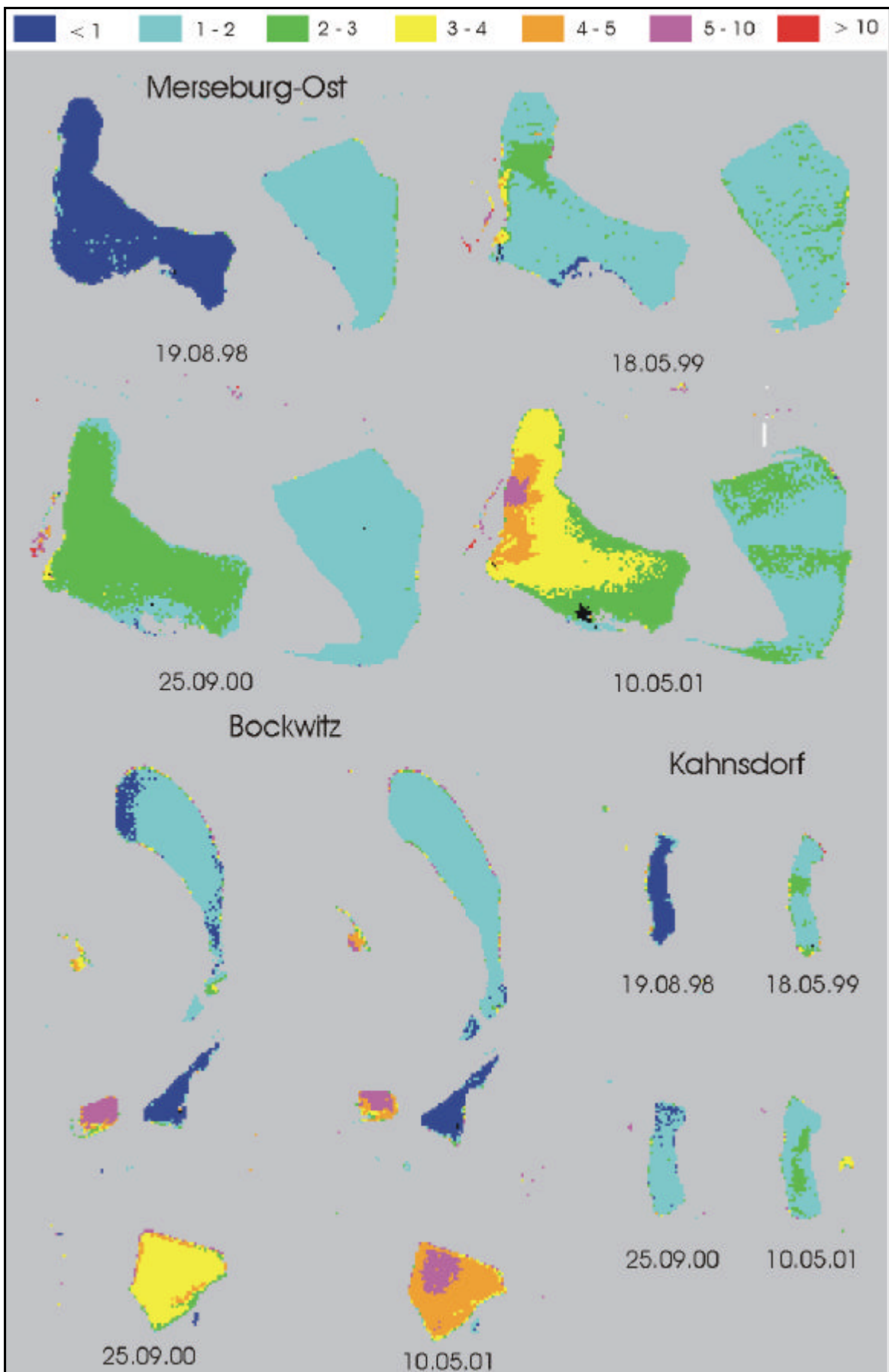


Abb. VIIg Differenz $R_{\max} - R_{\min}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

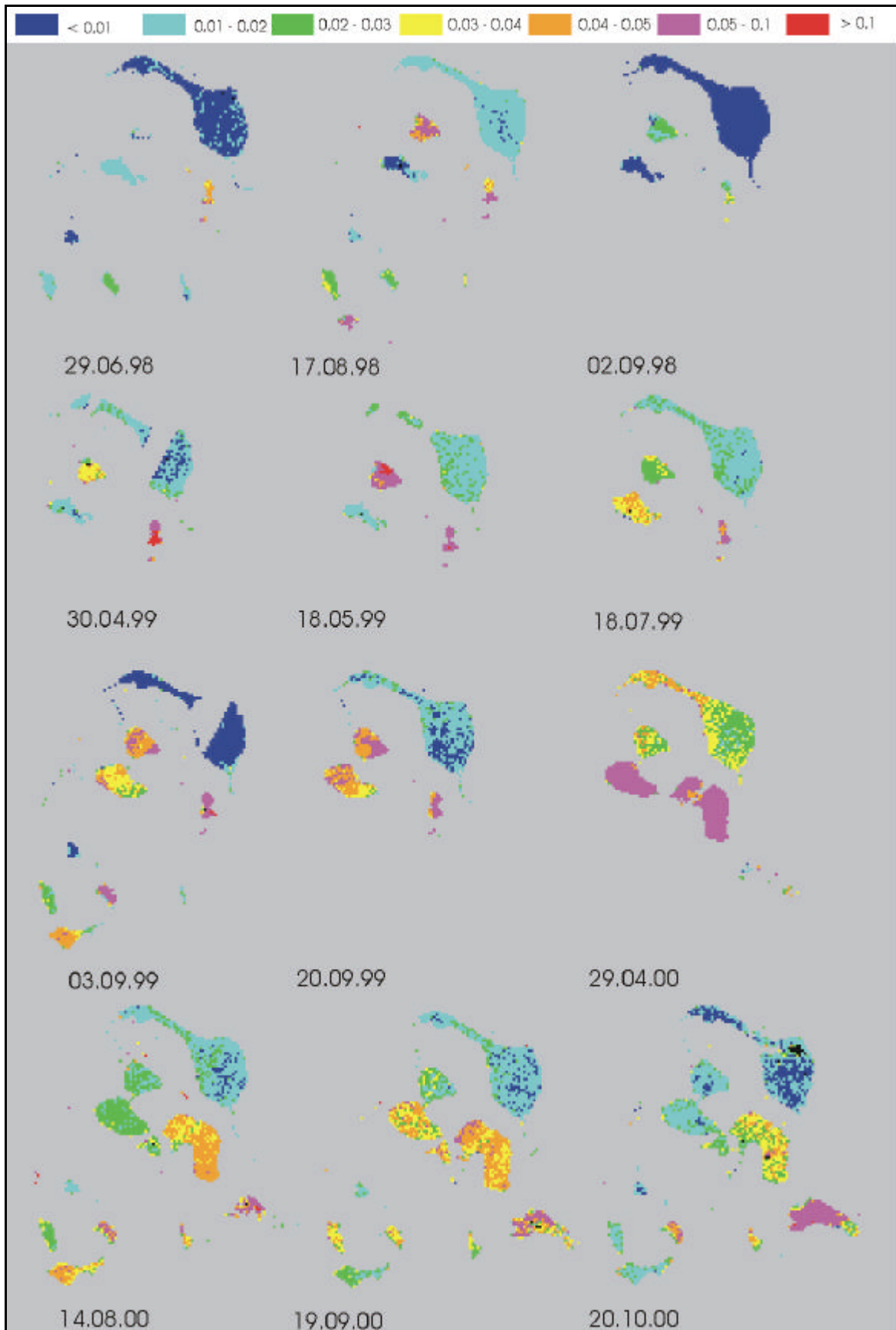


Abb. VIIh Steigung $R_{489\text{nm}} - R_{\text{max}}$ [% nm⁻¹] des Testdatensatzes der Goitsche.

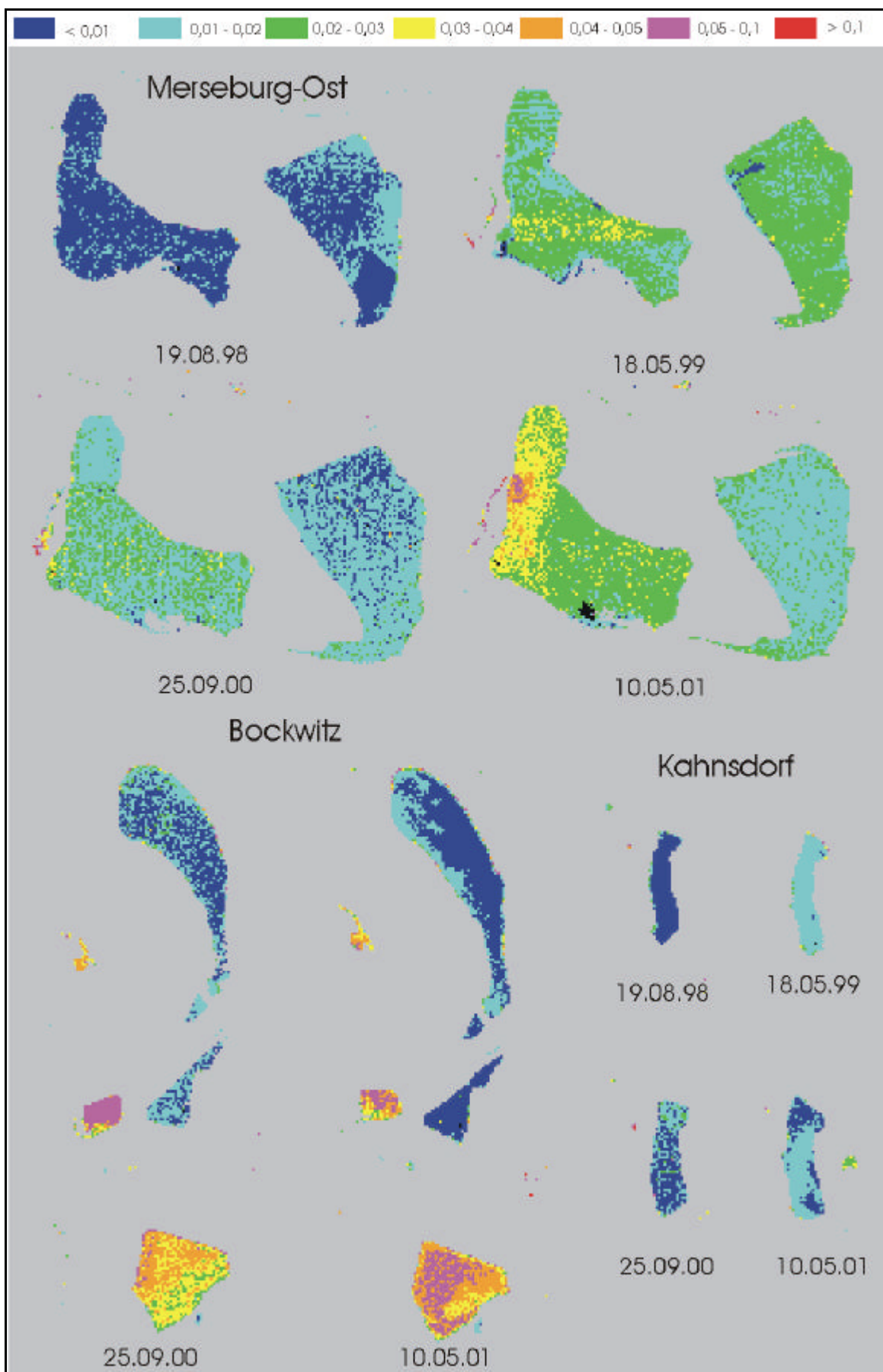


Abb. VIIi Steigung $R_{489nm} - R_{max}$ [$\% \text{ nm}^{-1}$] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

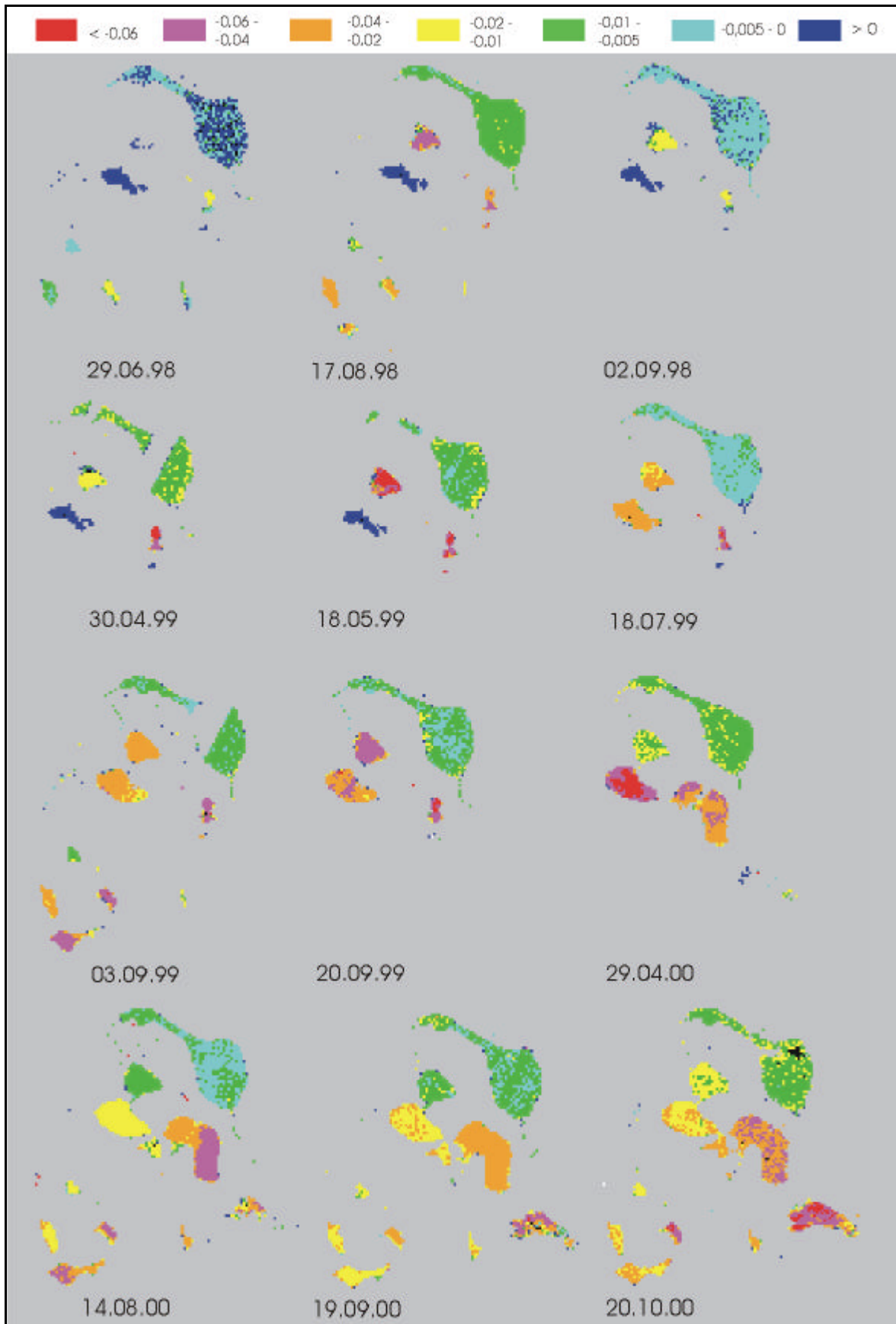


Abb. VII.j Steigung $R_{\max} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] des Testdatensatzes der Goitsche.

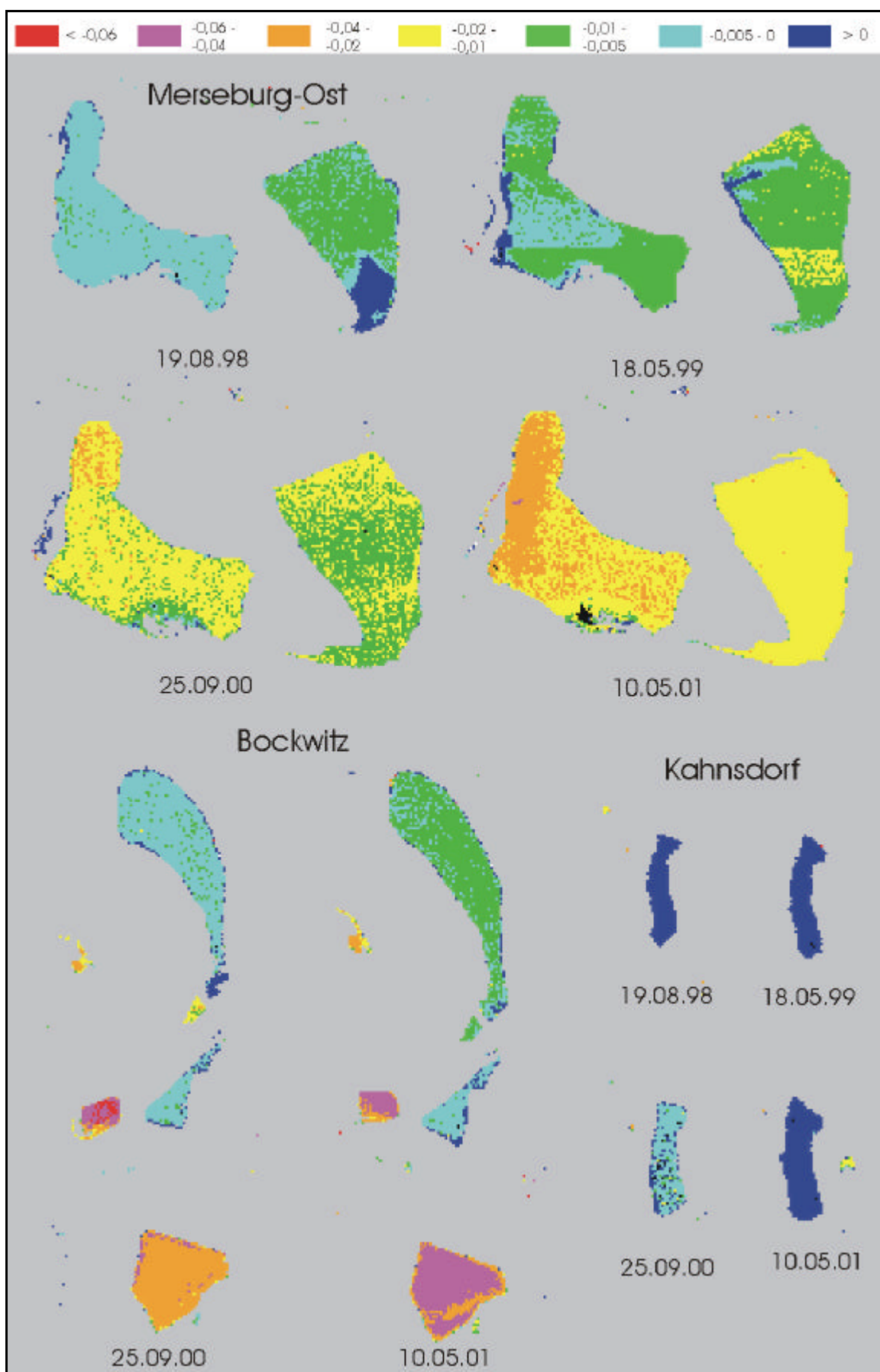


Abb. VIIk Steigung $R_{\max} - R_{624\text{nm}}$ [% nm^{-1}] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

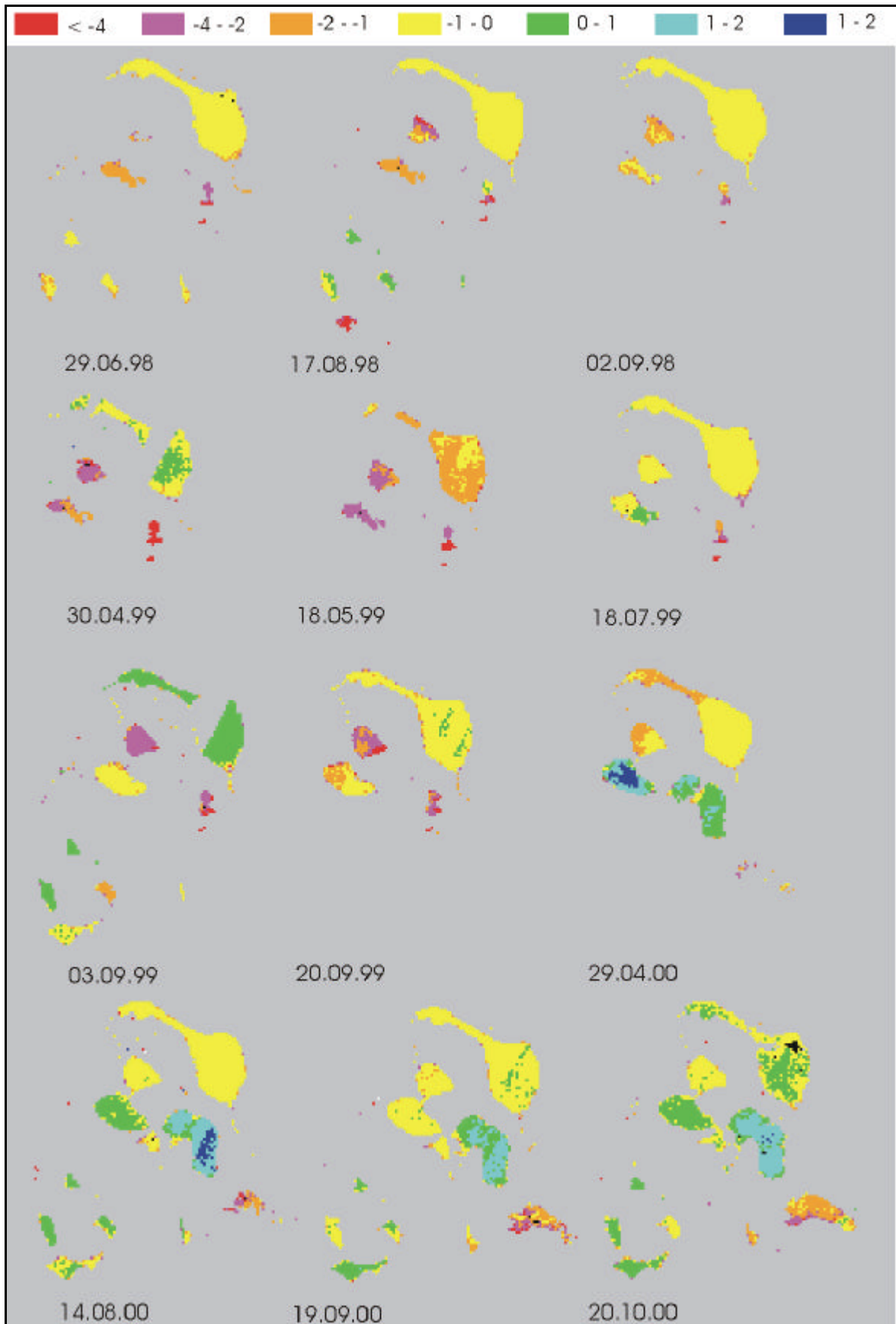


Abb. VIII Differenz $R_{489nm} - R_{624nm}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.

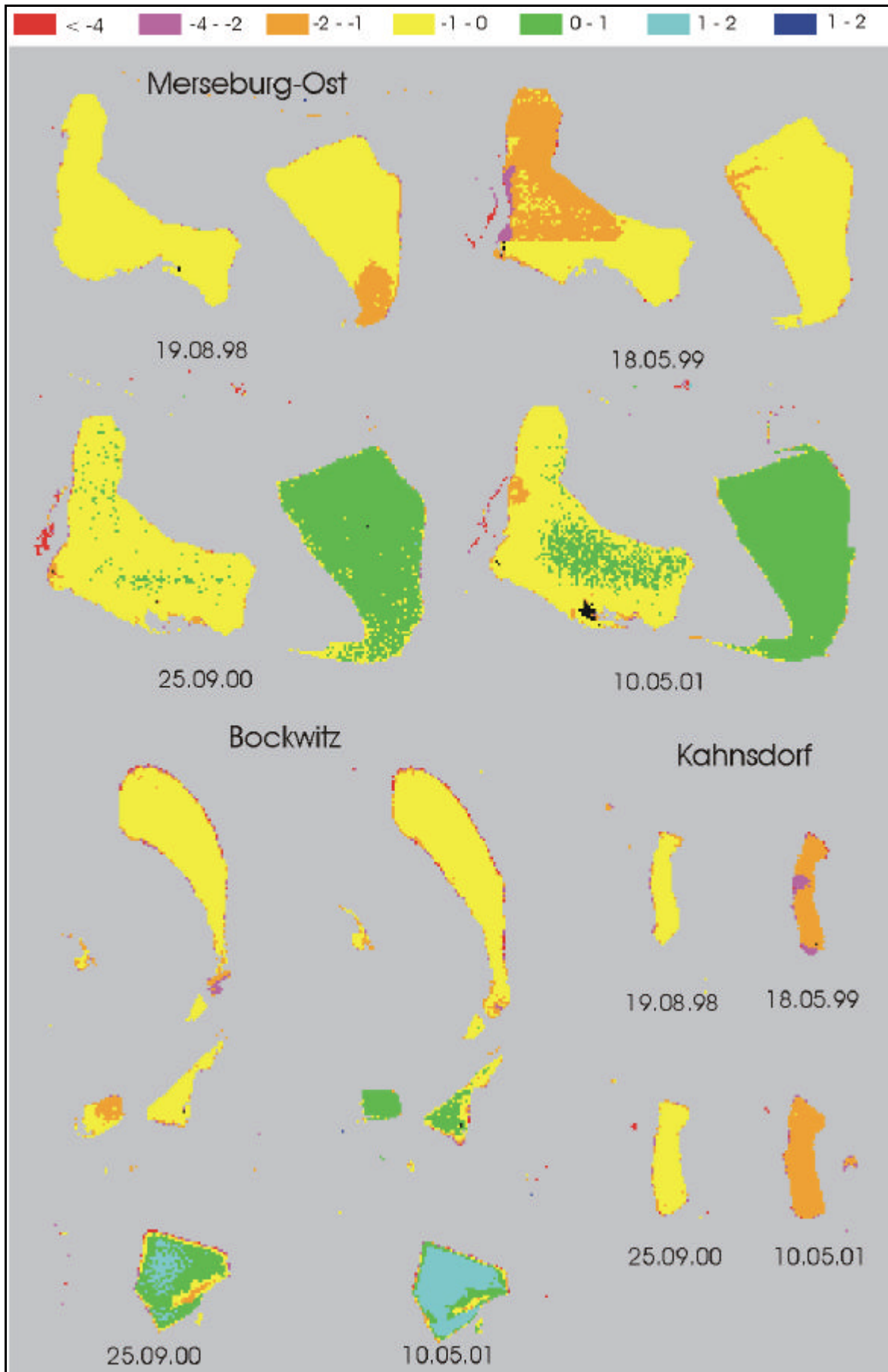


Abb. VII.m Differenz $R_{89nm} - R_{624nm}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

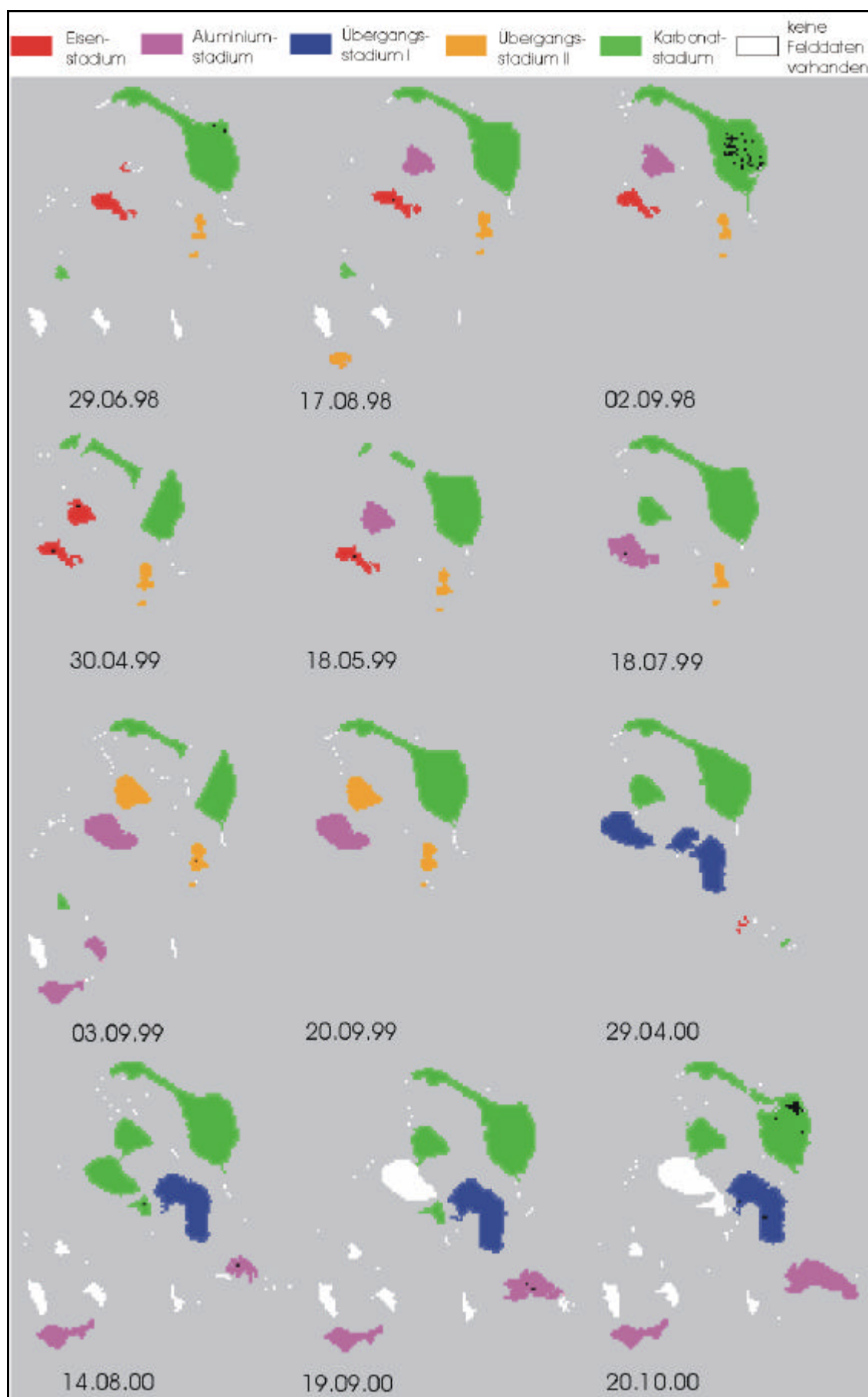


Abb. VII.n Stadieneinteilung nach den Felddaten des Testdatensatzes der Goitsche (100 m x 100m).

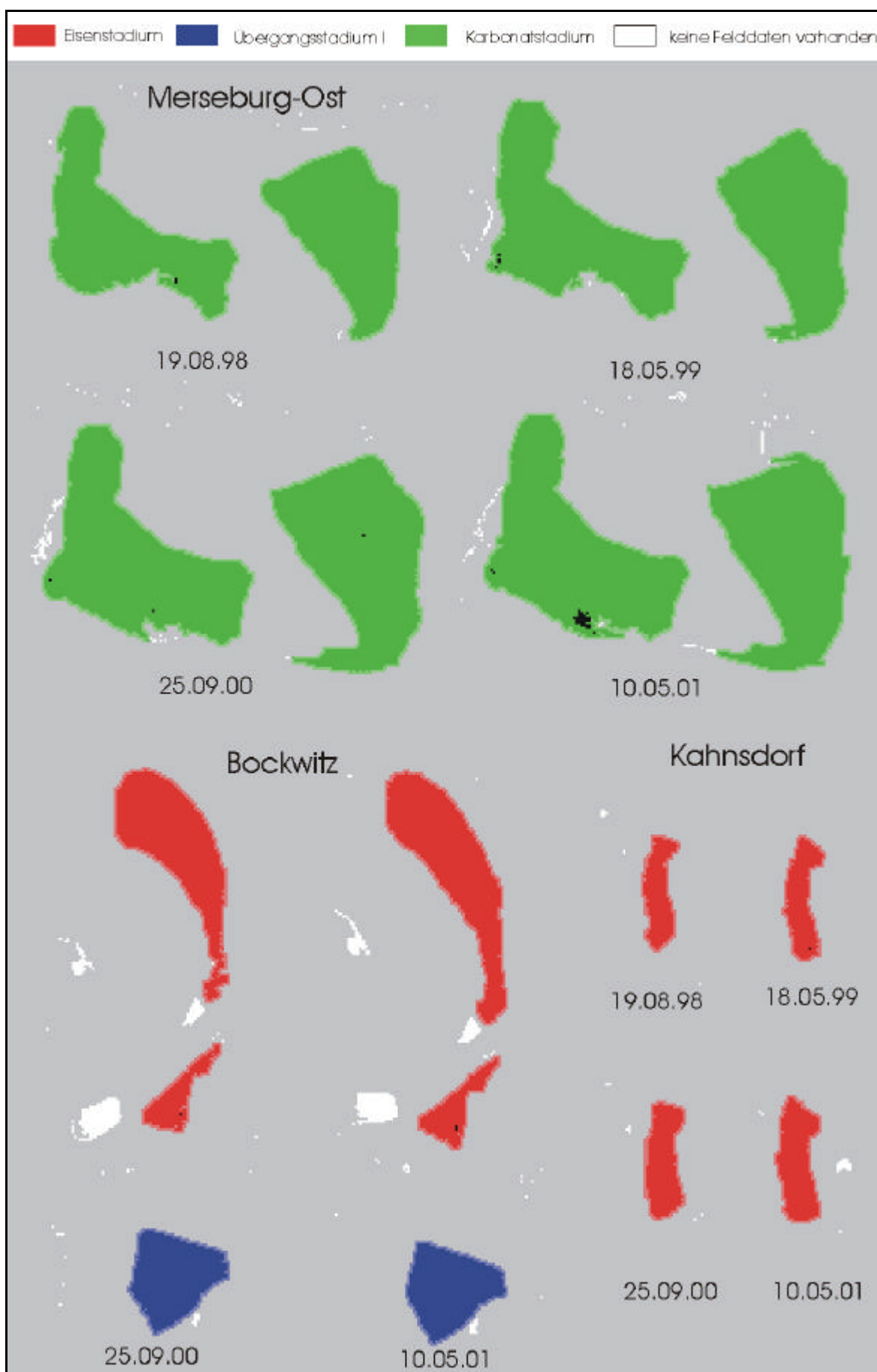


Abb. VI.10 Stadieneinteilung nach den Felddaten von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf (30 m x 30m).

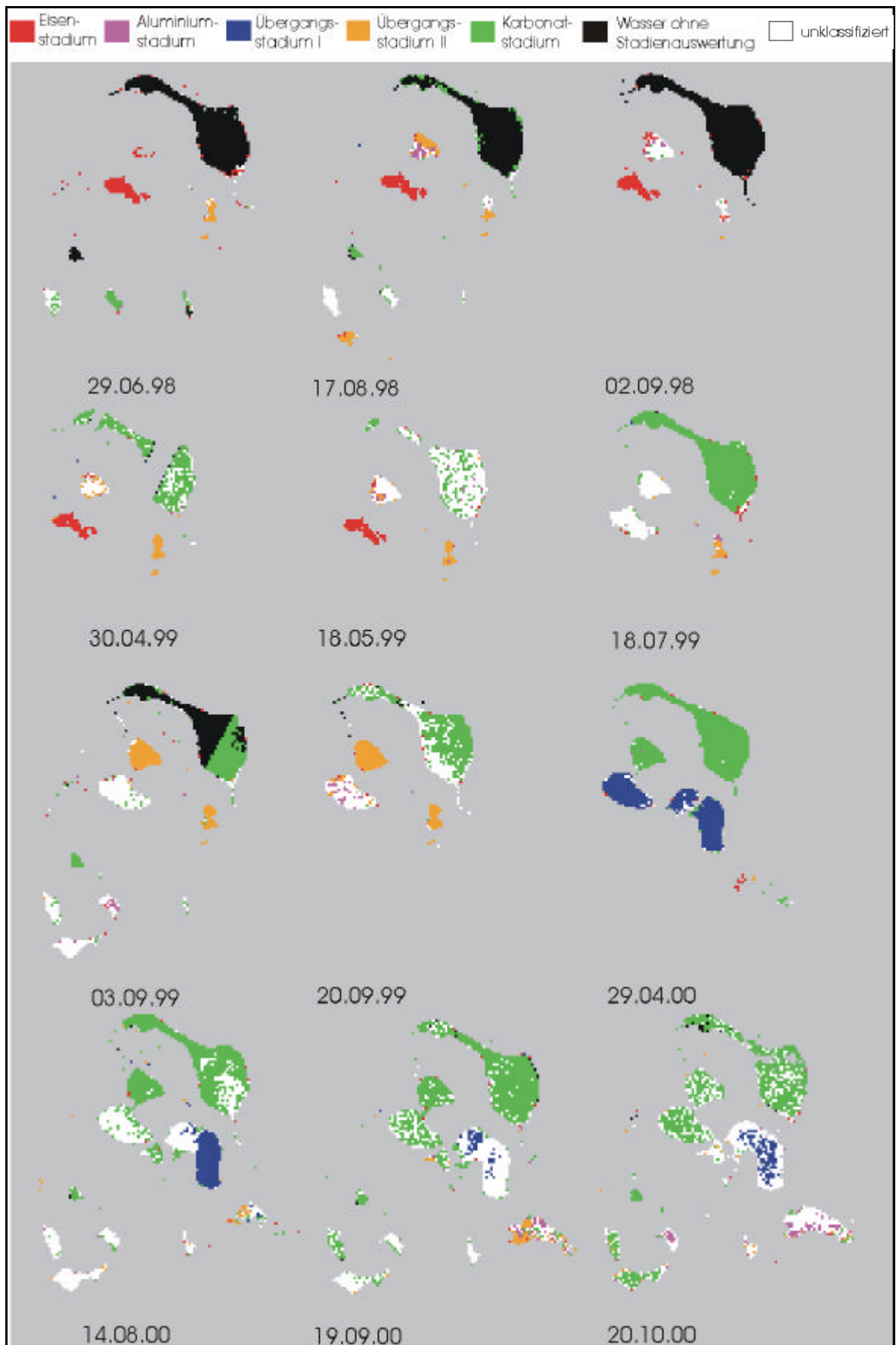


Abb. VIIp Stadieneinteilung nach der ersten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.

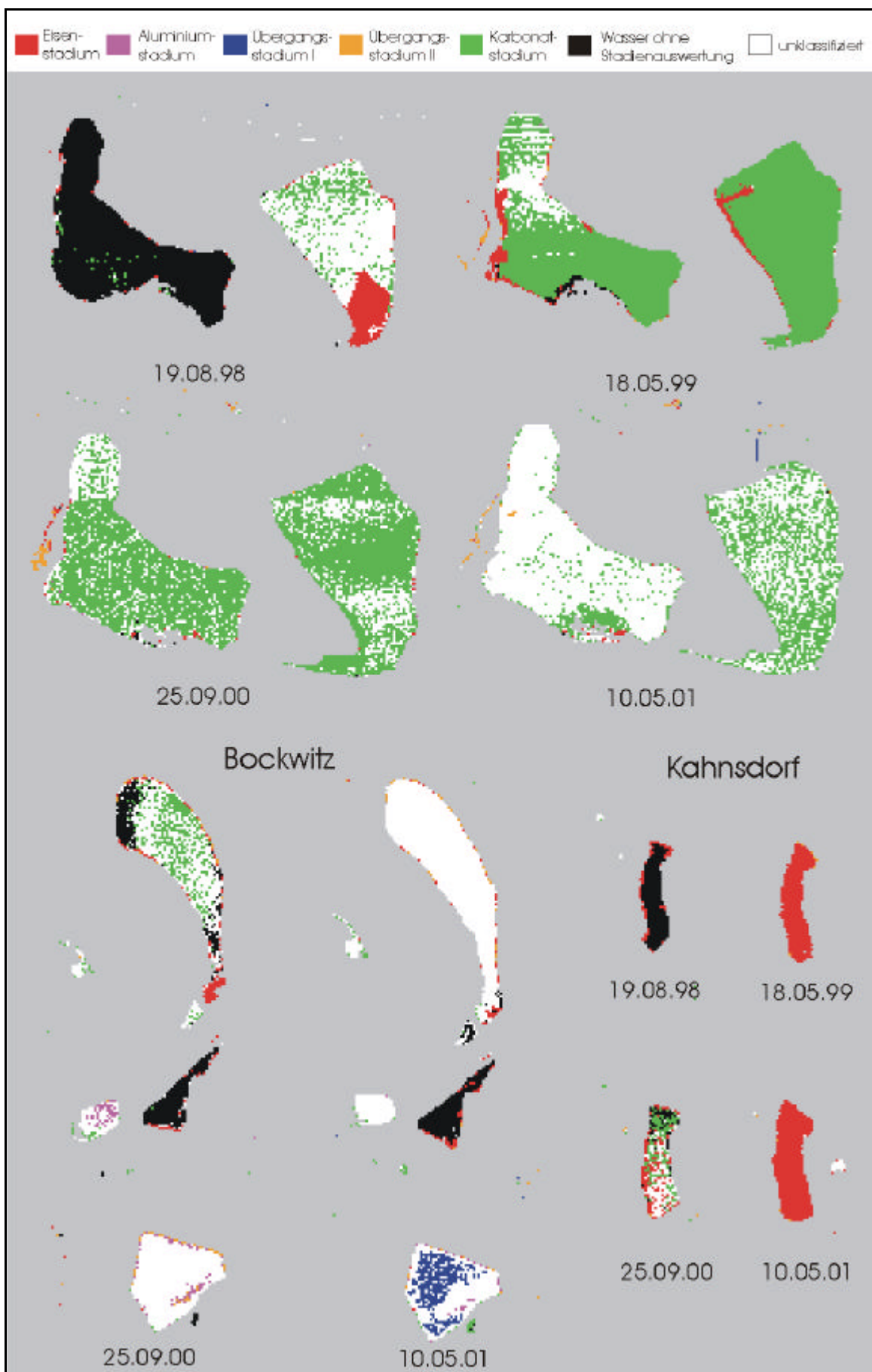


Abb. VII.q Stadieneinteilung nach der ersten Variante für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

Tab. VIIc Übersicht der Fehlklassifizierungen nach der ersten IDL-Variante.

Stadium Felddaten	Stadium 1. Variante	Gewässer	Datum
Karbonat	Eisen	Muldestausee	29.06.98, 18.07.99
		Merseburg-Ost 1A	19.08.98, 18.05.99
		Merseburg-Ost 1B	19.08.98, 18.05.99
Eisen	Karbonat	Kahnsdorf	25.09.00
		Bockwitz	25.09.00
Aluminium	Karbonat	Niemegk	03.09.99
		Holzweißig-West	03.09.99, 19.09.00, 20.10.00
Aluminium	Übergang II	Niemegk	20.09.99
		Mühlbeck	17.08.98, 18.05.99
		Rösa	14.08.00, 19.09.00
Übergang II	Aluminium	Döbern	18.07.99
Eisen	Übergang II	Mühlbeck	30.04.99

Tab. VII.d Zweite Abgrenzung der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.

	Stadium	$l (R_{\max})$ [nm]	R_{\max} - R_{\min} [%]	$S(R_{489\text{nm}} -$ $R_{\max})$ [% nm ⁻¹]	$S(R_{\max} -$ $R_{624\text{nm}})$ [% nm ⁻¹]	$R_{489\text{nm}} -$ $R_{624\text{nm}}$ [%]	$R_{556\text{nm}} -$ $R_{635\text{nm}}$ [%]
	Ref. - Parameter	A	B	C	D	E	F
1.1	Eisen	> 620	< 2,5	< 0,03			< -0,7
1.2	Eisen	> 620	< 2,5			> -4	< -0,7
2.1	Aluminium	=567			< -0,04	< -1,7	
2.2	Aluminium	=545	> 2	> 0,03		0,2 – 0,5	
3.1	Übergang I	=533	> 5				
3.2	Übergang I	=533			< -0,04		
4.1	Übergang II	> 620	> 10				
4.2	Übergang II	> 620	> 6		< 0,03		
5.1	Übergang II	580 - 610	> 8				
5.2	Übergang II	580 - 610		> 0,07			
5.3	Übergang II	580 - 610			< -0,04		
5.4	Übergang II	580 - 610				< -4	
6.1	Übergang II	= 579	> 6		> -0,05		< 2
6.2	Übergangs II	= 579	> 6	> 0,04	< -0,03		< 2
7.1	Karbonat	540-560	< 1,5		-0,015 - -0,011	-0,5 - 0	
8.1	Karbonat	=533	< 1,3		-0,015 - -0,009		
8.2	Karbonat	=533	< 1,4	< 0,019	-0,017 - -0,005	-0,6 - 0,5	
8.3	Karbonat	=533	2,4 - 4			-0,2 – 0,2	
8.4	Karbonat	=533	1,8-2			0 – 0,5	1,25 – 1,33
9.1	Eisen	< 540			> -0,002		

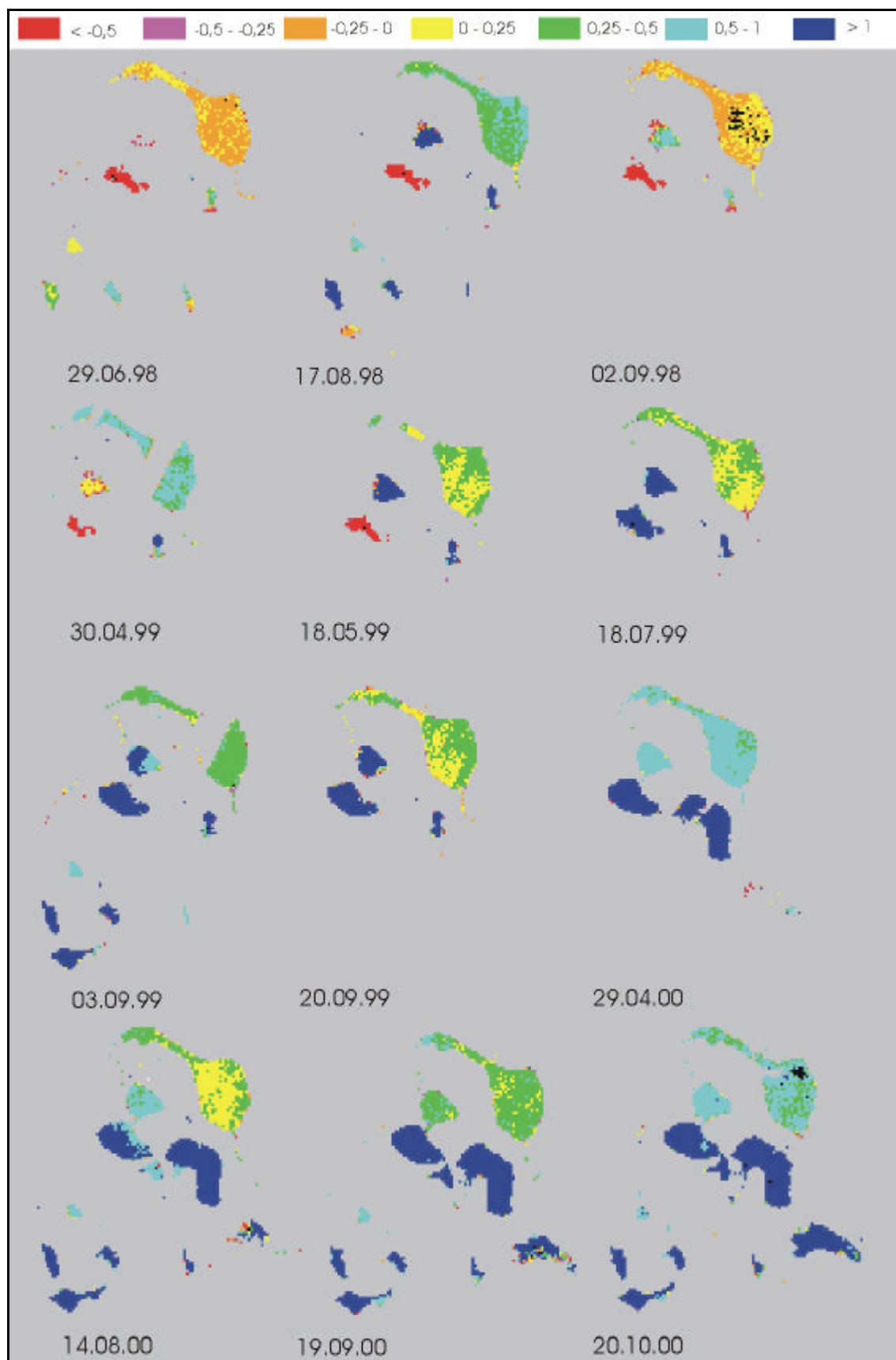


Abb. VIIr Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] des Testdatensatzes der Goitsche.

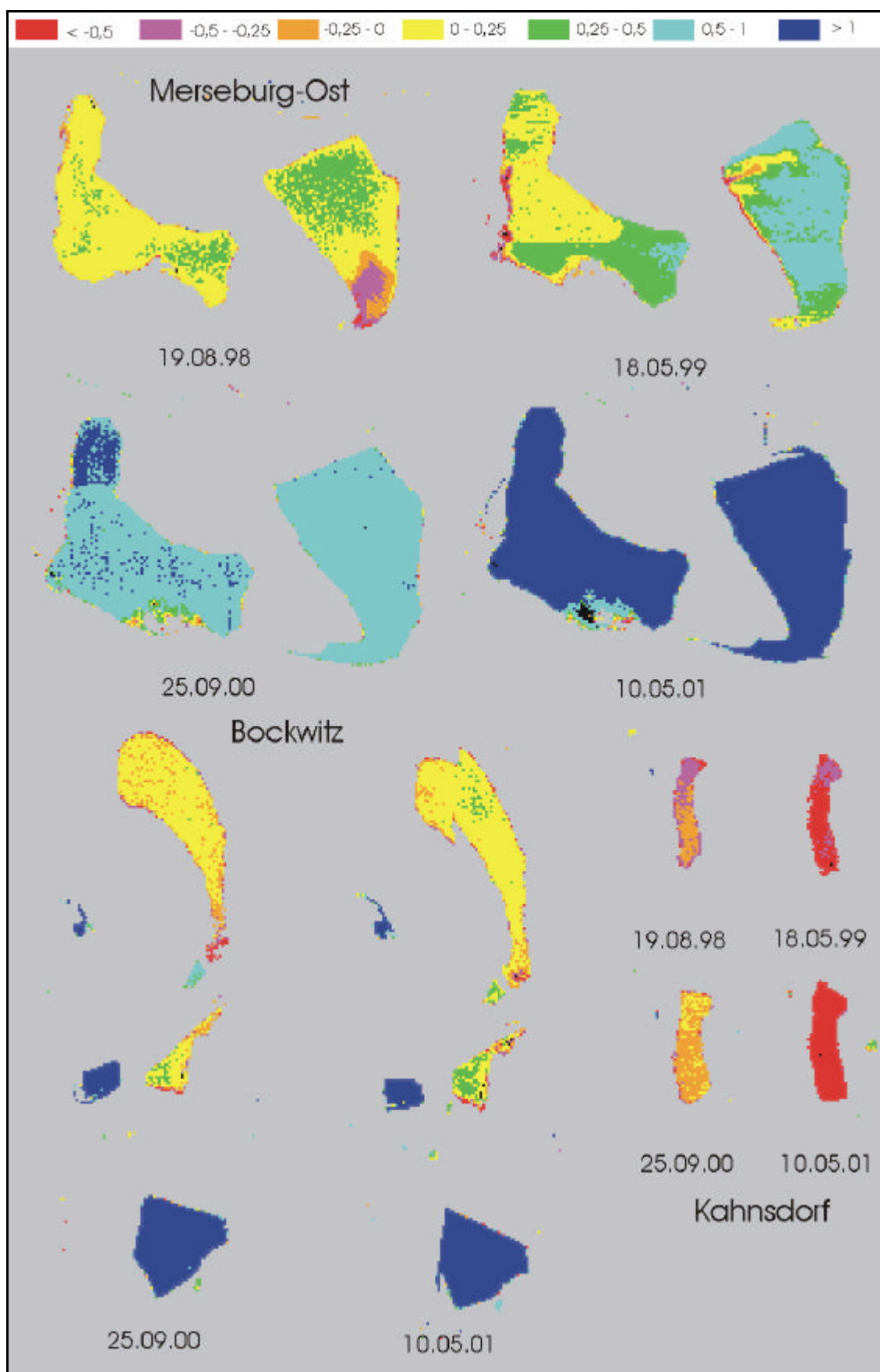


Abb. VII.s Differenz $R_{556nm} - R_{635nm}$ [%] des Testdatensatzes von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

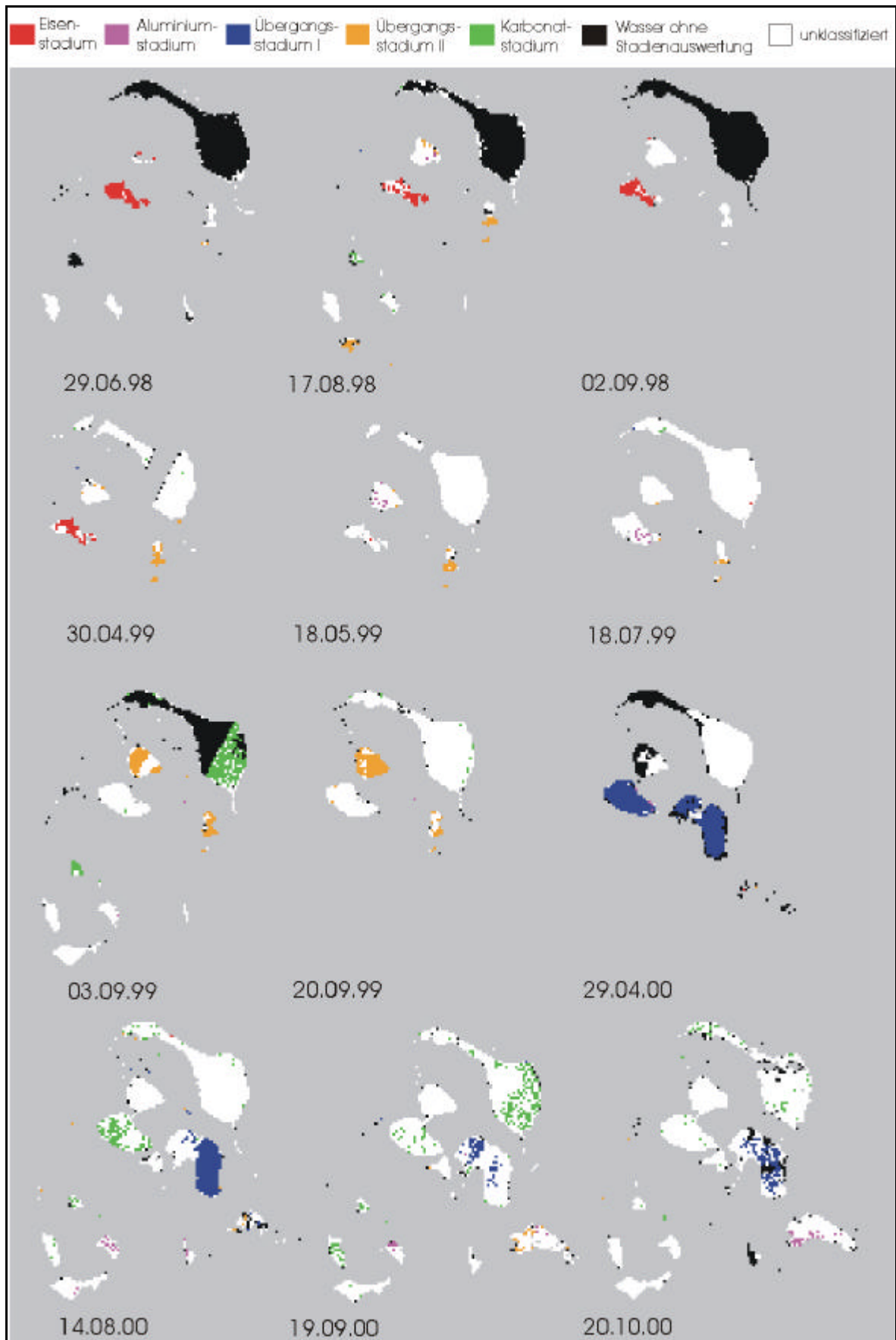


Abb. VII.t Stadieneinteilung nach der zweiten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.

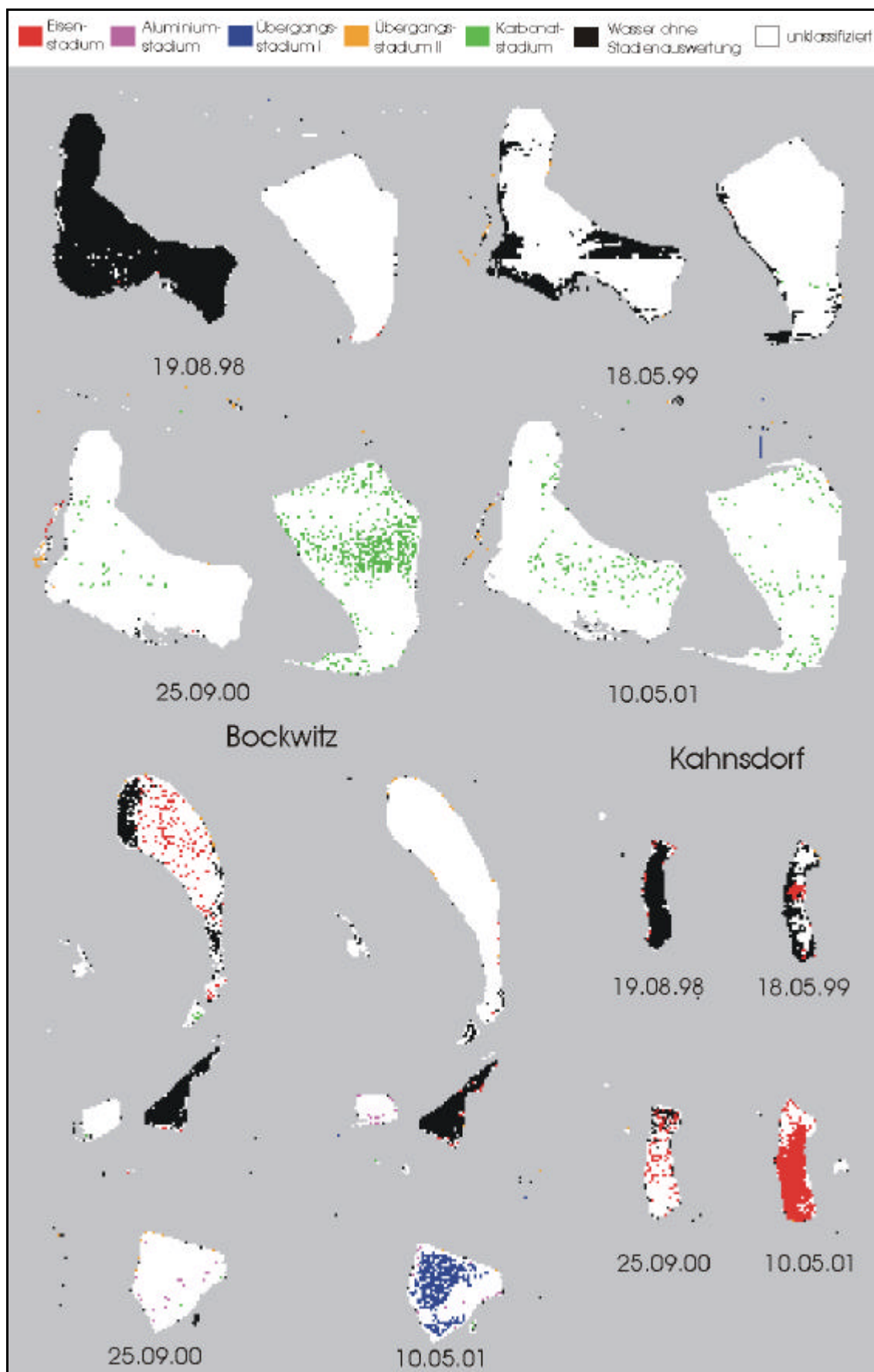


Abb. VIIu Stadieneinteilung nach der zweiten Varinate für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

Tab. VIIe Zusätzliche Abgrenzungen der Stadien durch verschiedene Reflexionsparameter.

	Stadium	I (R _{max}) [nm]	R _{max} - R _{min} [%]	S(R _{489nm} - R _{max}) [% nm ⁻¹]	S(R _{max} - R _{624nm}) [% nm ⁻¹]	R _{489nm} - R _{624nm} [%]	R _{556nm} - R _{635nm} [%]
	Ref. - Parameter	A	B	C	D	E	F
10.1	Aluminium	540 - 560	> 4	> 0,05		> -1,1	
10.2	Aluminium	= 579	> 6	< 0,07		< -3,3	
10.3	Aluminium	540 - 570	> 4	> 0,05		> -1	
11.1	Eisen	=579	3-4				0 - 0,05
12.1	Übergang I	540 - 570	> 2,5	< 0,025		> 0,25	
12.2	Übergang I	= 533	2,5 - 4			> 0,4	
13.1	Karbonat	= 579	< 2,5	< 0,02	> -0,008		> 0,3
13.2	Karbonat	= 556	< 4	0,025 - 0,03	> -0,015	< 0	
13.3	Karbonat	= 556	< 3		> -0,003	-0,3 - 0	
13.4	Karbonat	= 545	< 2	< 0,025	> -0,007	-0,7 - 0,5	
13.5	Karbonat	= 612	< 2			< -1	
14.1	Übergang I	= 545	2,2 - 4			> 0,25	> 1
14.2	Übergang I	= 533	> 3			> 0,5	> 1
15.1	Eisen	= 579	< 2		< -0,0055	-0,7 - 0	< 0,05
15.2	Eisen	=579	1 - 1,4		> -0,007	-0,65 - 0	< 0,1
16.1	Übergang II	=579	> 3			-3,5 - -2	0,4 - 0,5
16.1	Übergang II	=579	> 3			-3,5 - -2	< -0,3

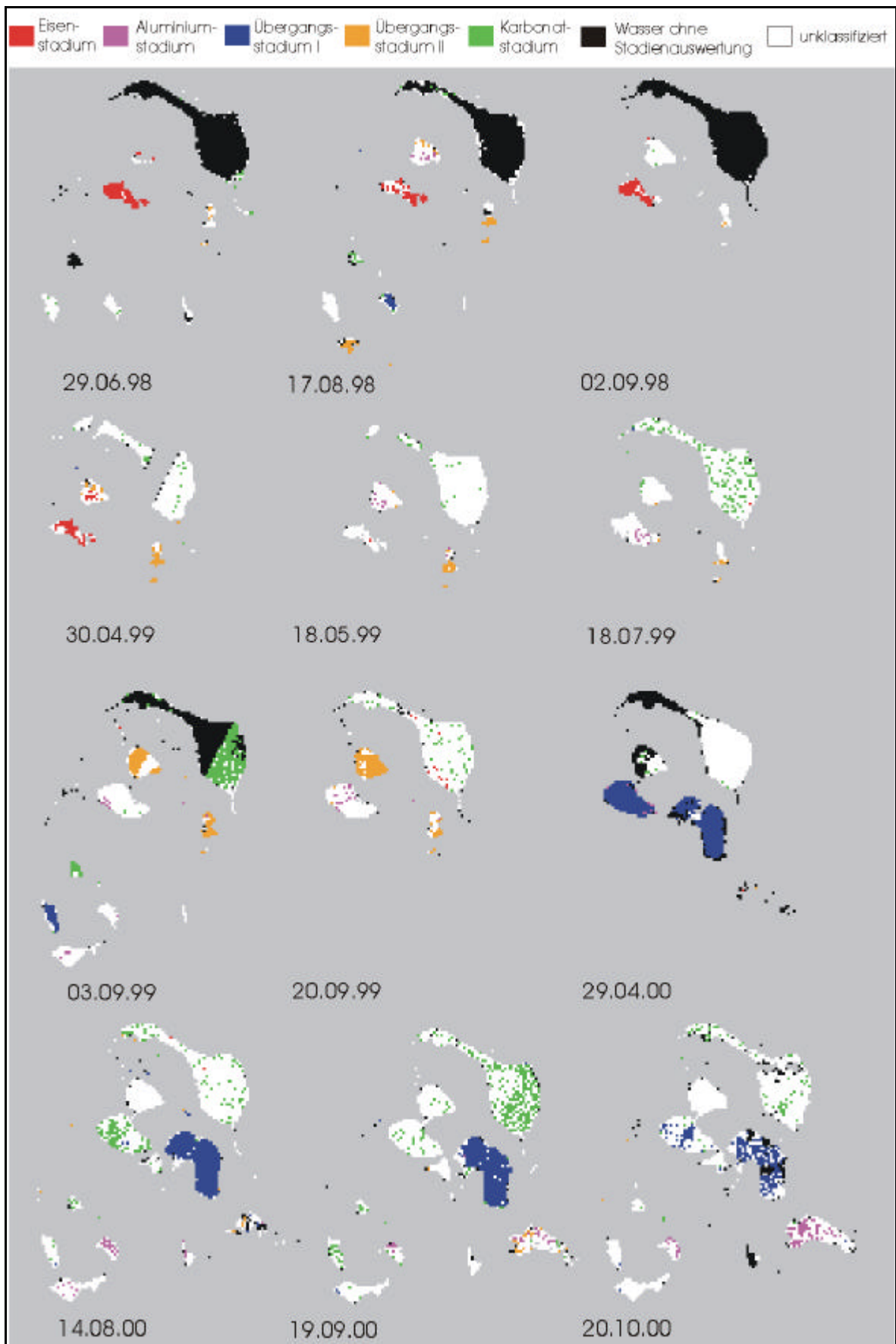


Abb. VIIv Stadieneinteilung nach der dritten Variante für den Testdatensatz der Goitsche.

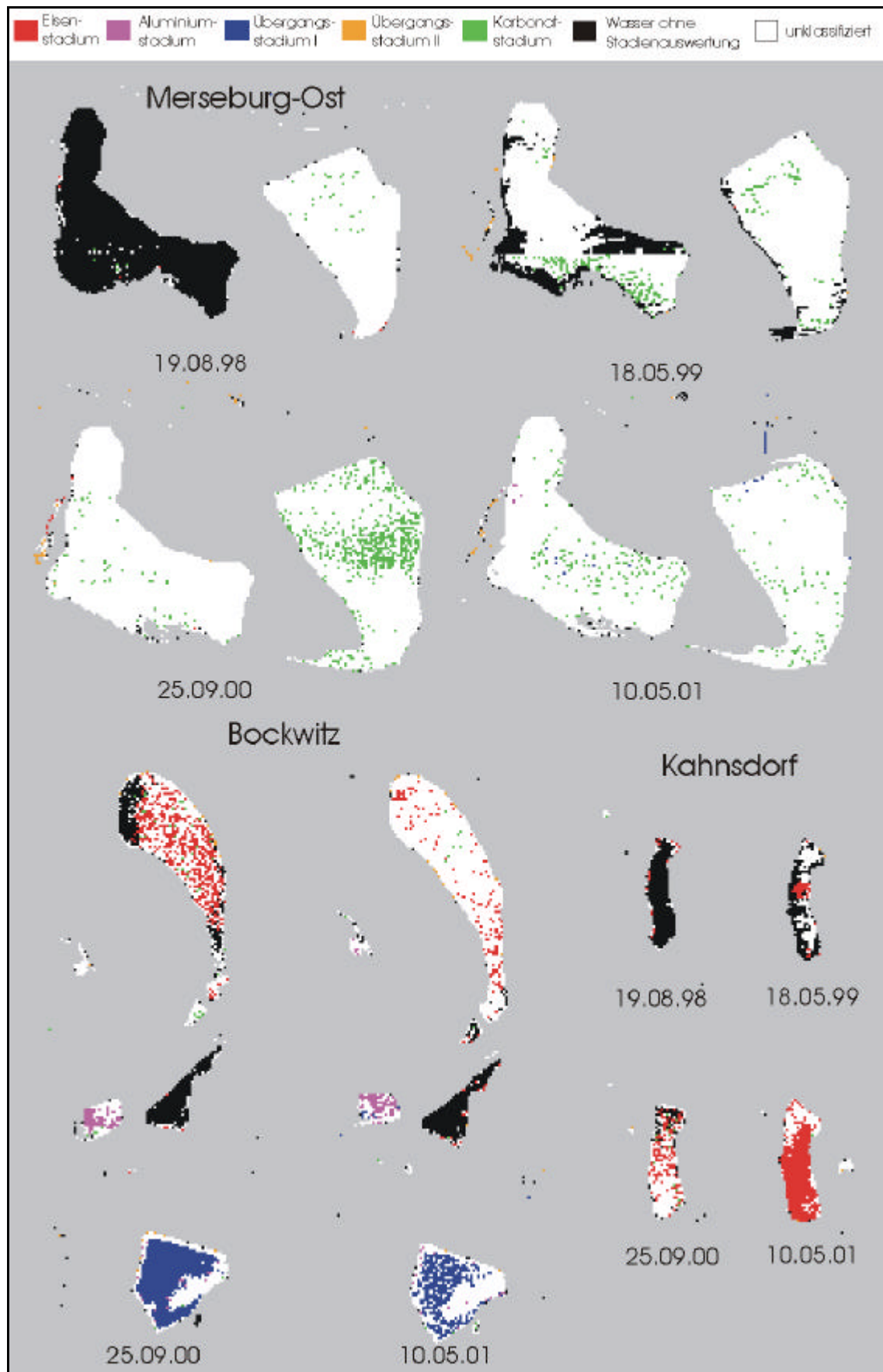


Abb. VII.w Stadieneinteilung nach der dritten Variante für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

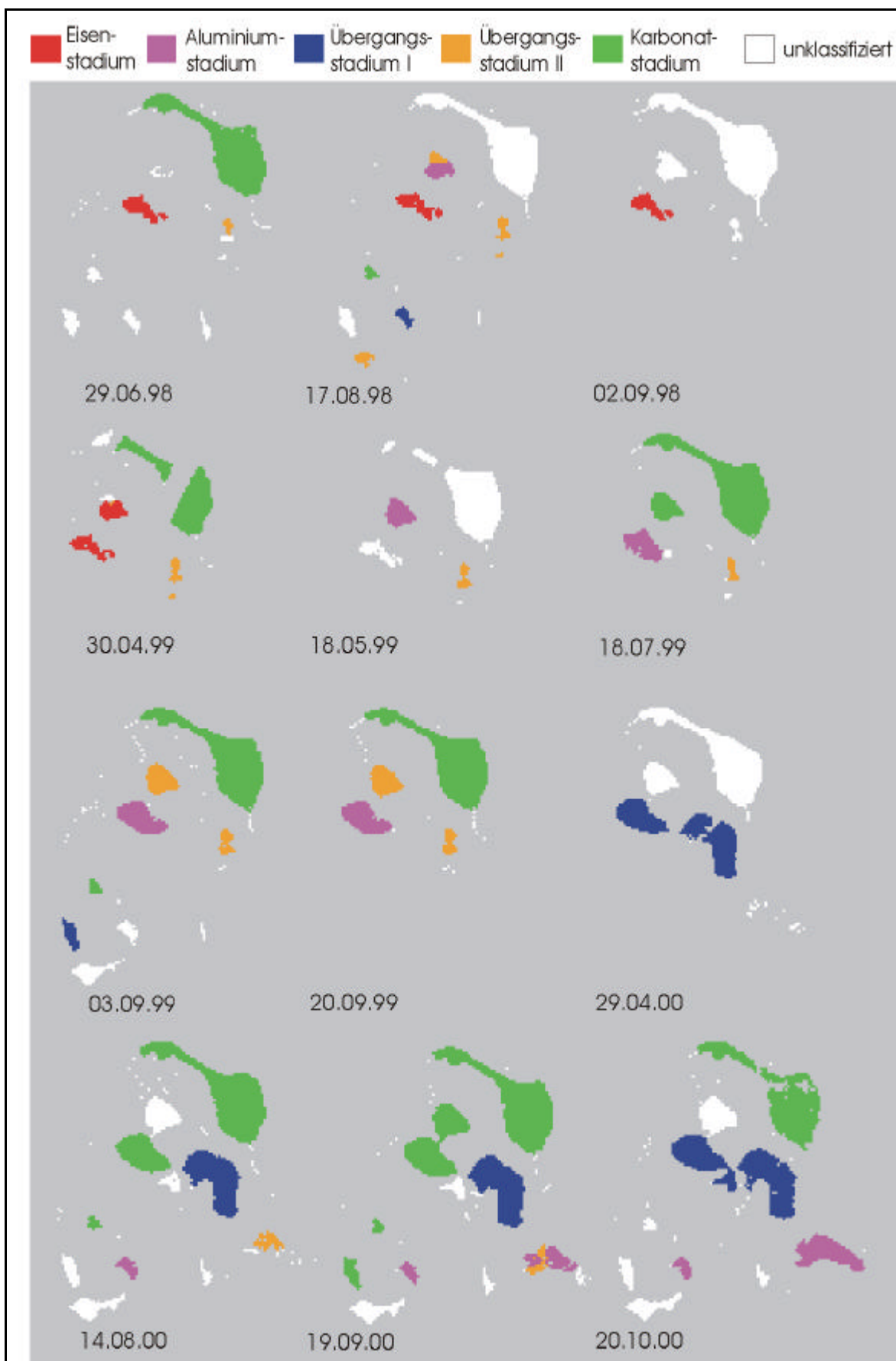


Abb. VIIx Stadieneinteilung nach der ersten Nachbearbeitung für den Testdatensatz der Goitsche.

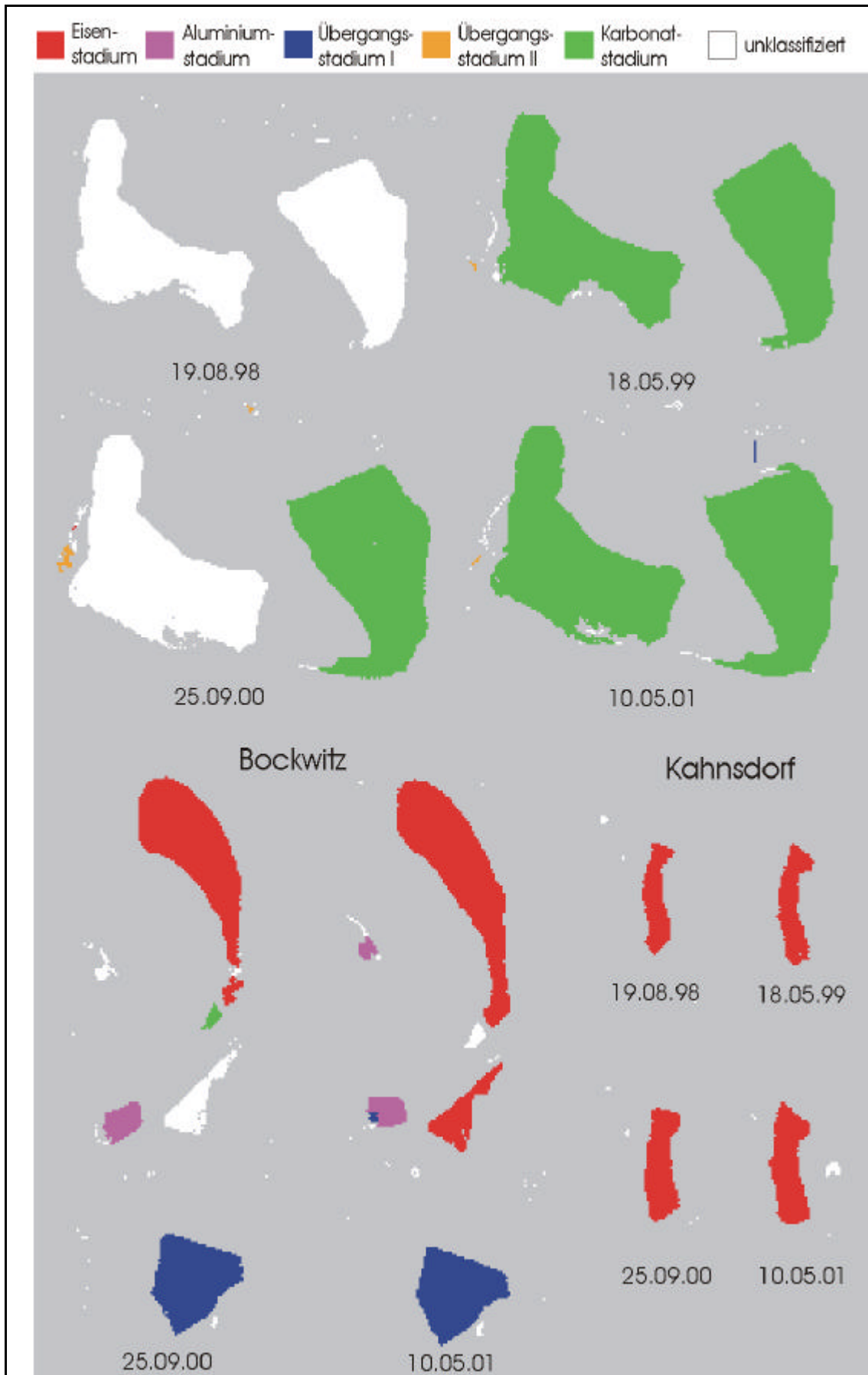


Abb. VIIy Stadieneinteilung nach der ersten Nachbearbeitung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

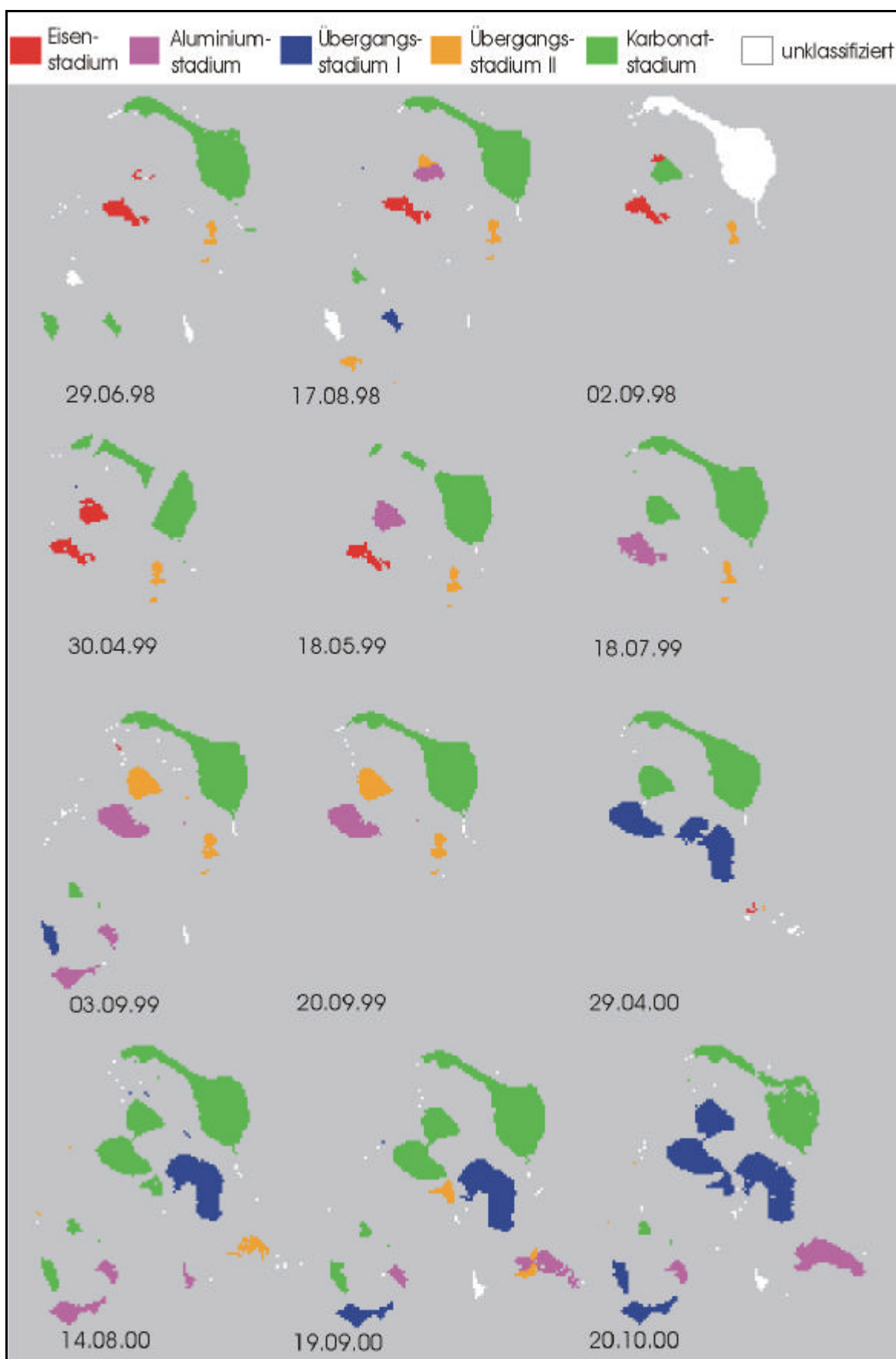


Abb. VIIz Stadieneinteilung nach der dritten Nachbearbeitung für den Testdatensatz der Goitsche.

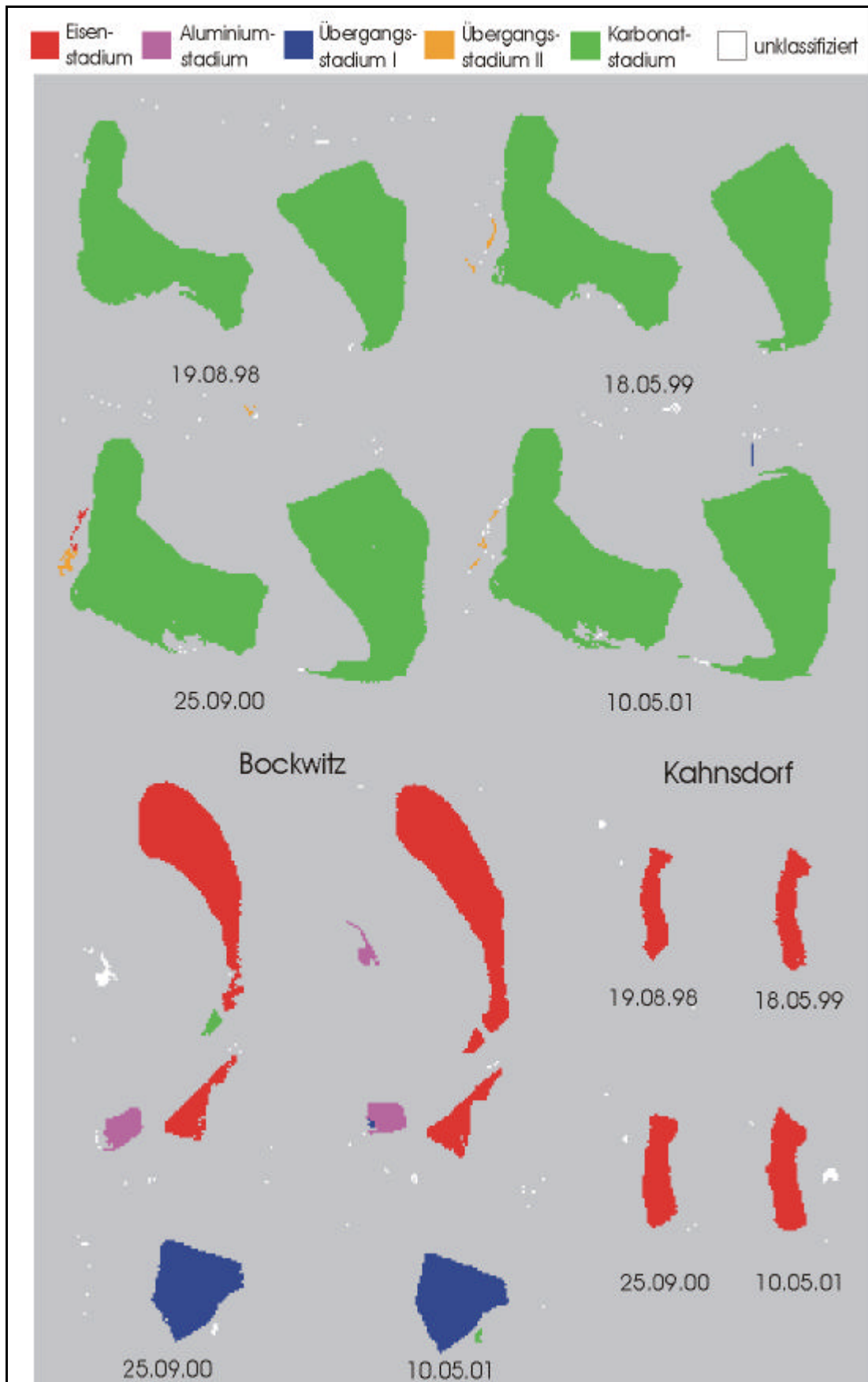


Abb. VIIaa Stadieneinteilung nach der zweiten Nachbearbeitung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

Tab. VII f Übersicht zur Stadieneinteilung durch das IDL-Programm (1/4).

Ge- biet	Datum	Gewässer	Feld- stad.	Stadium 1. Variante	Stadium 2. Variante	Stadium 3. Variante	Stadium 3. Nachb.
Goitsche	29.06.98	Muldestausee	(K)	E	-	K	K
		Mühlbeck	E	E	E	E	E
		Niemegk	E	E	E	E	E
		Döbern	Ü II	Ü II	-	Ü II	Ü II
		Paupitzsch	-	K	-	K	K
		Ludwigsee	-	K	-	K	K
		Holzw.-Ost	(K)	K	-	-	-
	17.08.98	Muldestausee	(K)	K	K	K	K
		Mühlbeck	A	A/ Ü II	A/ Ü II	A/ Ü II	A/ Ü II
		Niemegk	E	E	E	E	E
		Döbern	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II
		Paupitzsch	-	K	K	Ü I	Ü I
		Ludwigsee	-	-	-	-	-
		Holzw.-Ost	(K)	K	K	K	K
		Holzw.-West	(Ü II)	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II
	02.09.98	Muldestausee	(K)	-	-	-	-
		Mühlbeck	A	E/ K	E	K	K
		Niemegk	E	E	E	E	E
		Döbern	Ü II	E/ Ü II	-	Ü II	Ü II
	30.04.99	Muldestausee	(K)	K	K	K	K
		Mühlbeck	E	Ü II	Ü II	E/ Ü II	E
		Niemegk	E	E	E	E	E
		Döbern	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II
	18.05.99	Muldestausee	(K)	K	-	K	K
		Mühlbeck	A	A/ Ü II	A	A	A
		Niemegk	E	E	E	E	E
		Döbern	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II

Tab. VII.f Übersicht zur Stadieneinteilung durch das IDL-Programm (2/4).

Ge- biet	Datum	Gewässer	Feld- stad.	Stadium 1. Variante	Stadium 2. Variante	Stadium 3. Variante	Stadium 3. Nachb.	
Goitsche	18.07.99	Muldestausee	K	K/ E	K	K	K	
		Mühlbeck	K	K	-	K	K	
		Niemegk	A	-	A	A	A	
		Döbern	Ü II	Ü II/ A	Ü II	Ü II	Ü II	
	03.09.99	Muldestausee	(K)	K	K	K	K	K
		Mühlbeck	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II
		Niemegk	A	A/ K	K	A/ K	A	
		Döbern	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	
		Paupitzsch	A	A	-	A	A	
		Ludwigsee	-	K	-	Ü I	Ü I	
		Holzw.-Ost	K	K	K	K	K	
		Holzw.-West	(A)	K	-	A	A	
	20.09.99	Muldestausee	(K)	K	K	K	K/ E	K
		Mühlbeck	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II
		Niemegk	A	A/ ÜII	Ü II	A	A	
		Döbern	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	Ü II	
	29.04.00	Muldestausee	(K)	K	-	K	K	K
		Mühlbeck	K	K	-	K	K	
		Niemegk	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	
		Döbern	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	
		Rösa-Ost	E	E	E	E	E	
		Rösa-West	K	K	-	-	-	

Tab. VII.f Übersicht zur Stadieneinteilung durch das IDL-Programm (3/4).

Ge- biet	Datum	Gewässer	Feld- stad.	Stadium 1. Variante	Stadium 2. Variante	Stadium 3. Variante	Stadium 3. Nachb.
Goitsche	14.08.00	Muldestausee	K	K	K	K	K
		Mühlbeck	K	K	-	-	K
		Niemegk	K	K	K	K	K
		Döbern	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I
		Paupitzsch	-	-	A	A	A
		Ludwigsee	-	-	K	K	K
		Holzw.-Ost	-	K	K	K	K
		Holzw.-West	(A)	-	A	A	A
		Rösa	(A)	Ü II/ Ü I	Ü II	Ü II	Ü II
	19.09.00	Muldestausee	K	K	K	K	K
		Mühlbeck	K	K	-	K	K
		Niemegk	-	K	K	K	K
		Döbern	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I
		Paupitzsch	-	-	A	A	A
		Ludwigsee	-	K	K	K	K
		Holzw.-Ost	-	K	K	K	K
		Holzw.-West	(A)	K	K	Ü I/ K	Ü I
		Rösa	(A)	Ü II/ A	Ü II/ A	A/ Ü II	A/ Ü II
	20.10.00	Muldestausee	(K)	K	K	K	K
		Mühlbeck	K	K	-	-	Ü I
		Niemegk	-	K	K	Ü I	Ü I
		Döbern	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I
		Paupitzsch	-	A	-	A	A
		Ludwigsee	-	-	-	Ü I	Ü I
		Holzw.-Ost	-	K	K	K	K
		Holzw.-West	(A)	K	-	Ü I	Ü I
		Rösa	(A)	A/ K	A	A	A

Tab. VII.f Übersicht zur Stadieneinteilung durch das IDL-Programm (4/4).

Ge-biet	Datum	Gewässer	Feld-stad.	Stadium 1. Variante	Stadium 2. Variante	Stadium 3. Variante	Stadium 3. Nachb.
Merseburg-Ost	19.08.98	1 A	K	K/ E	E	K/ E	K
		1 B	K	K/ E	-	K	K
	18.05.99	1 A	K	K/ E	-	K	K
		1 B	K	K/ E	K	K	K
	25.09.00	1 A	K	K	K	K	K
		1 B	K	K	K	K	K
	10.05.01	1 A	K	K	K	K	K
		1 B	K	K	K	K	K
Kahnsdorf	19.08.98	Kahnsdorf	E	E	E	E	E
	18.05.99	Kahnsdorf	E	E	E	E	E
	25.09.00	Kahnsdorf	E	K/ E	E	K/ E	E
	10.05.01	Kahnsdorf	E	E	E	E	E
Bockwitz	25.09.00	Bockwitz	E	K/ E	E	K/ E	E
		Südkippe	E	E	E	E	E
		Hartsee	-	A	A	Ü I	Ü I
		Kl. See	-	A	-	A	A
	10.05.01	Bockwitz	E	-	-	E/ K	E
		Südkippe	(E)	E	E	E	E
		Hartsee	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I	Ü I
		Kl. See	-	-	A	A	A

(K) Stadienangabe aus Daten der LMBV abgeleitet

K falsche Stadienzuordnung

E Eisenstadium

A Aluminiumstadium

UI Übergangsstadium I

ÜII Übergangsstadium II

K Karbonatstadium

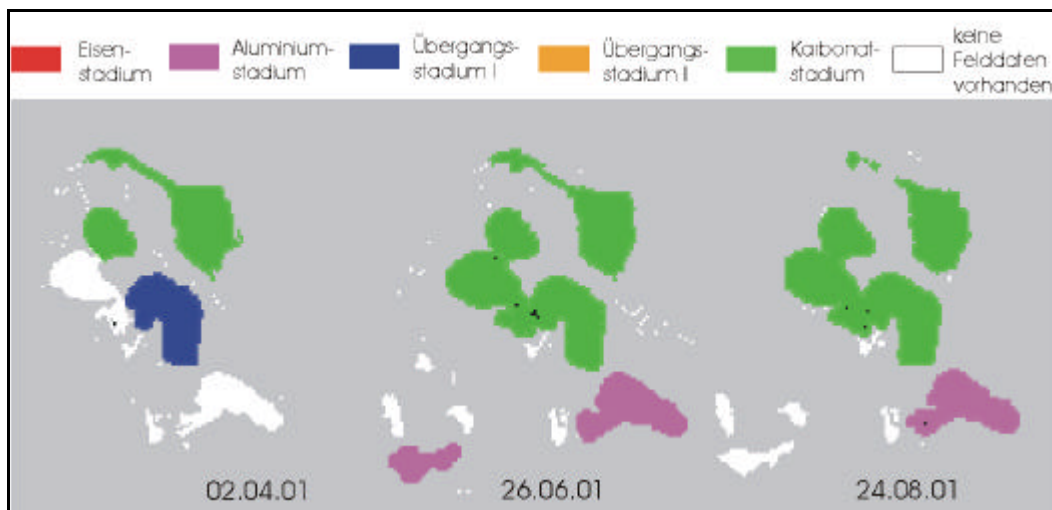


Abb. VIIbb Stadieneinteilung nach den Felddaten des Testdatensatzes der Goitsche 2001.

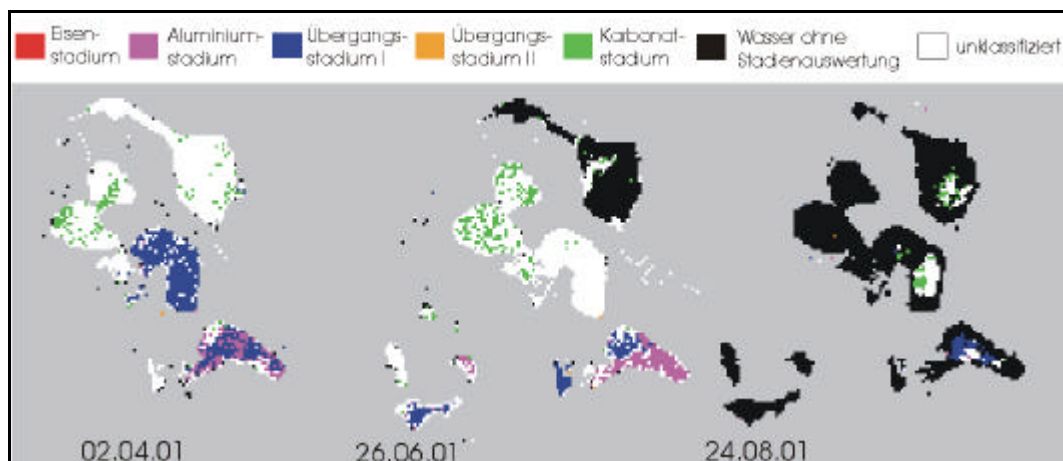


Abb. VIIcc Stadieneinteilung nach dem dritten Durchlauf für den Testdatensatzes der Goitsche 2001.

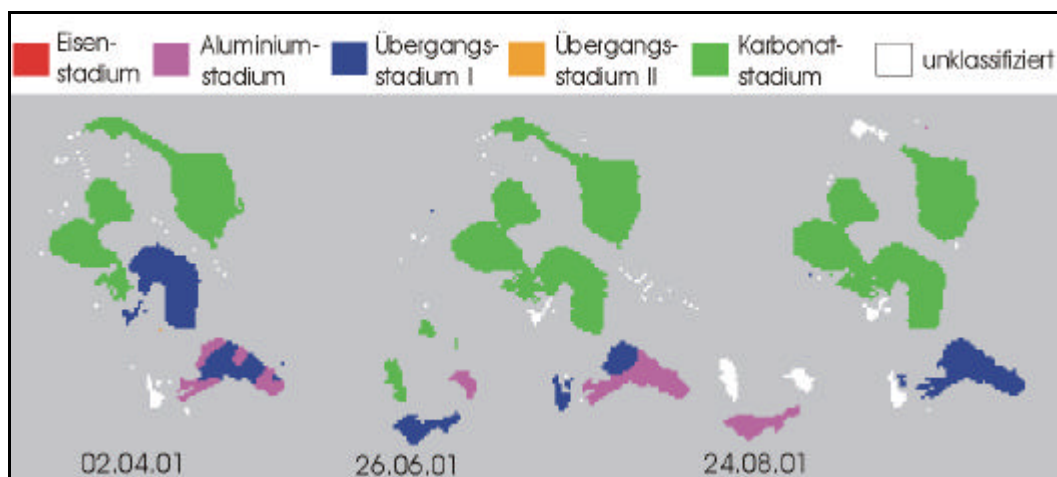
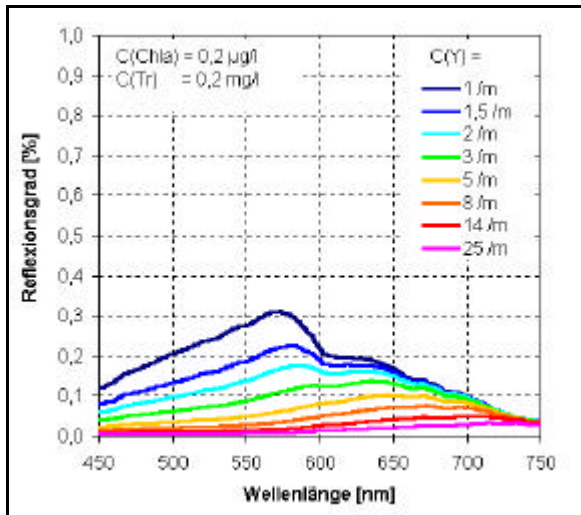


Abb. VIIdd Stadieneinteilung nach der dritten Nachbearbeitung für den Testdatensatzes der Goitsche 2001.

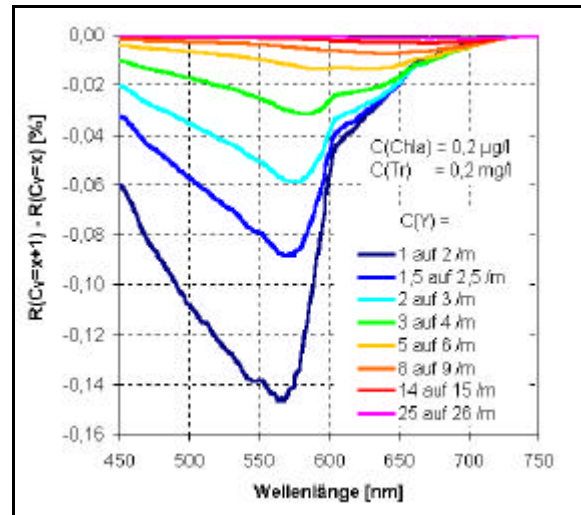
VIII Anlage

Zum Kapitel 8

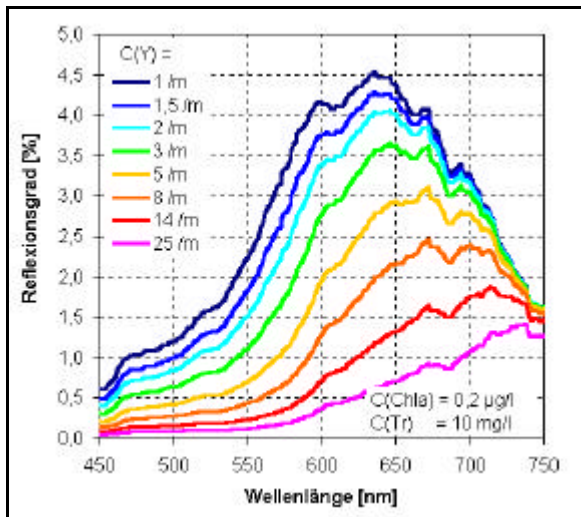
Algorithmenentwicklung zur Ableitung
limnologischer Parameter aus den *casi*-Daten



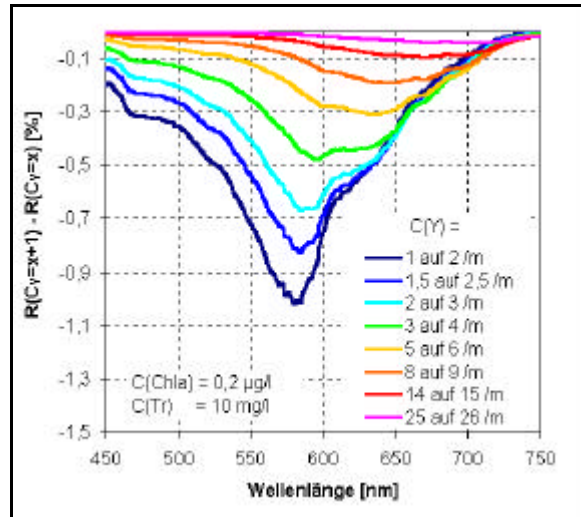
1)



2)

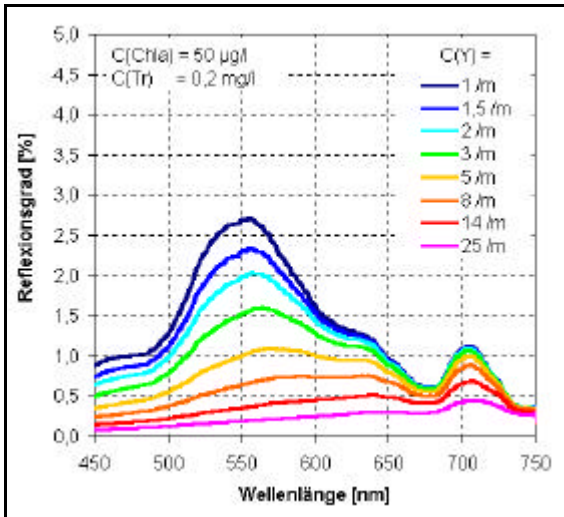


3)

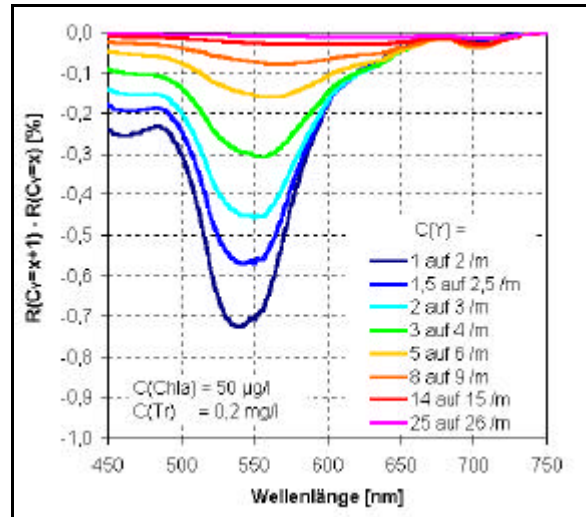


4)

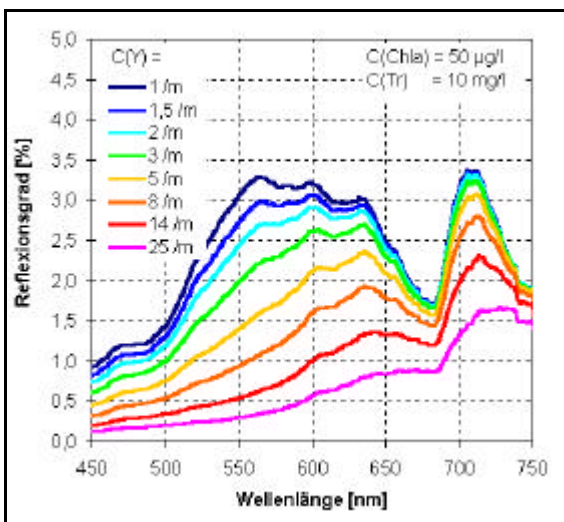
Abb. VIIIa 1) Modellerter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Eisenstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellerter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Eisenstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



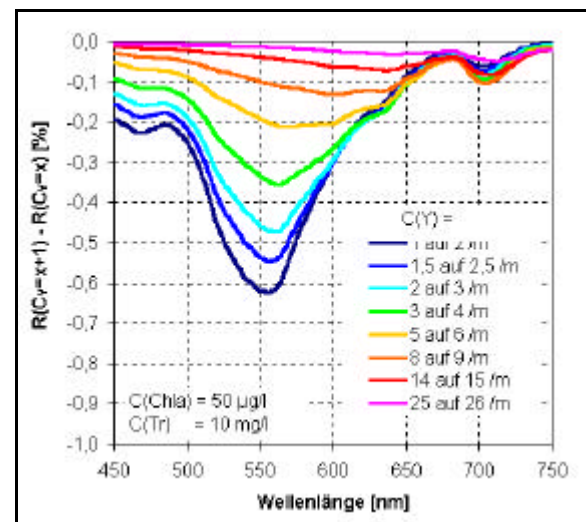
5)



6)

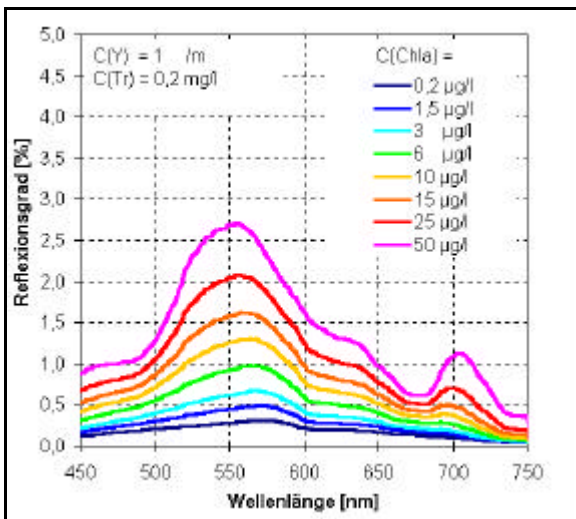


7)

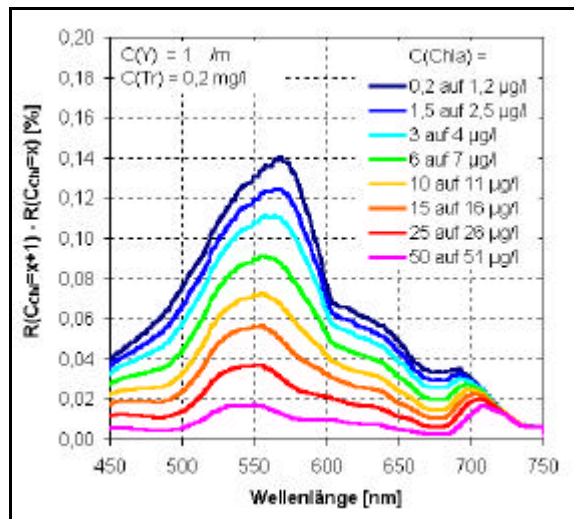


8)

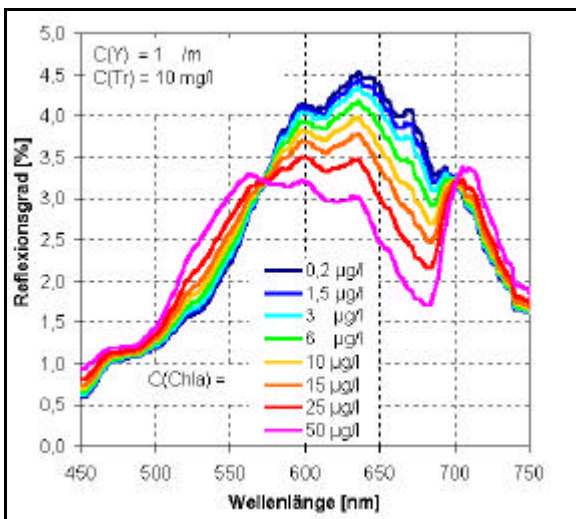
Abb. VIIIa 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Eisenstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Eisenstadium (hohe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



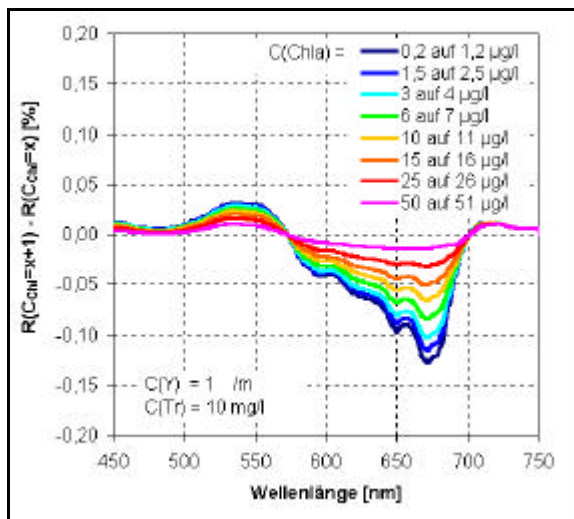
1)



2)

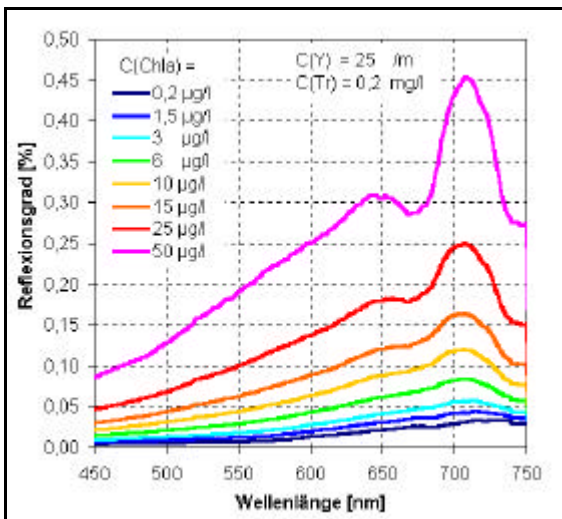


3)

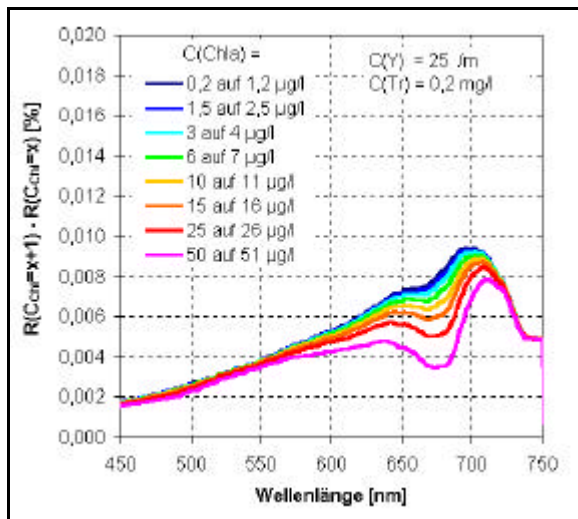


4)

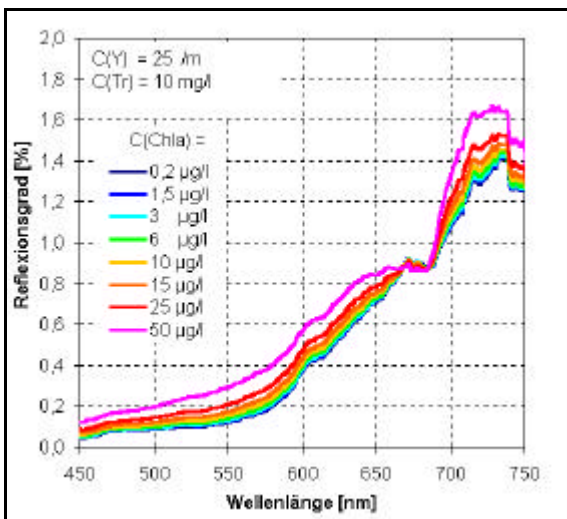
Abb. VIIIb 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



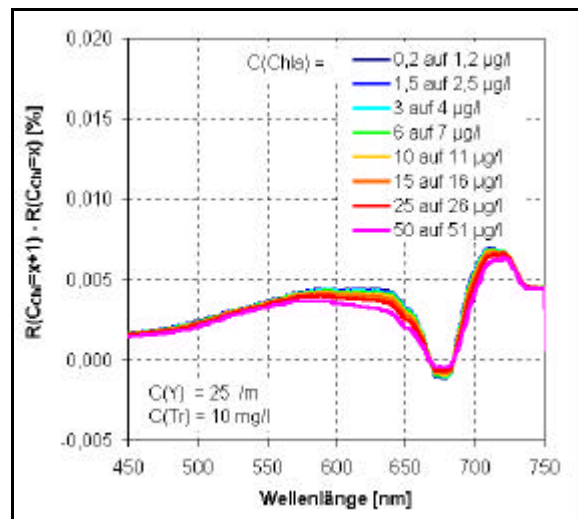
5)



6)

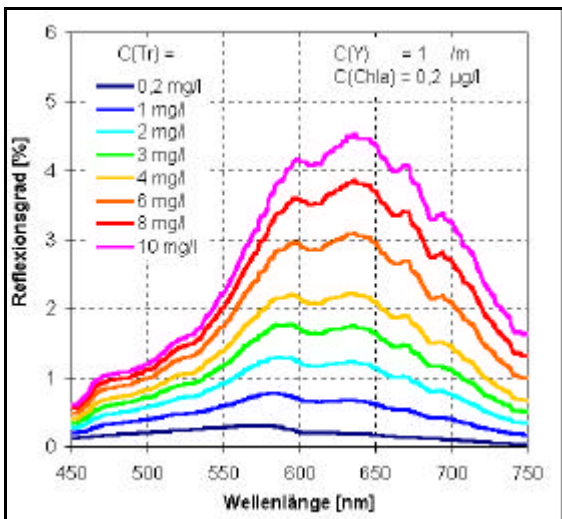


7)

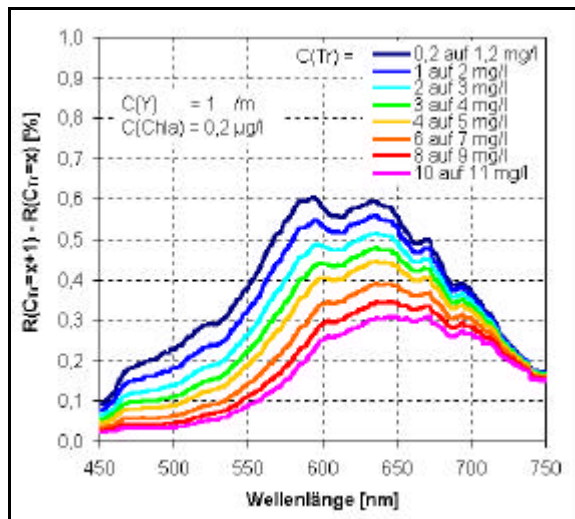


8)

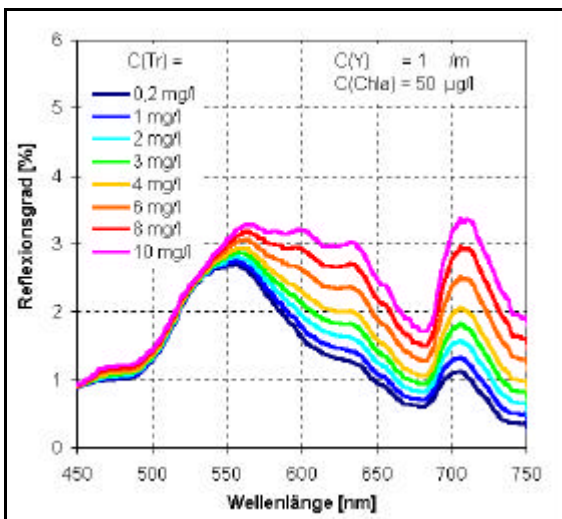
Abb. VIIIb 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



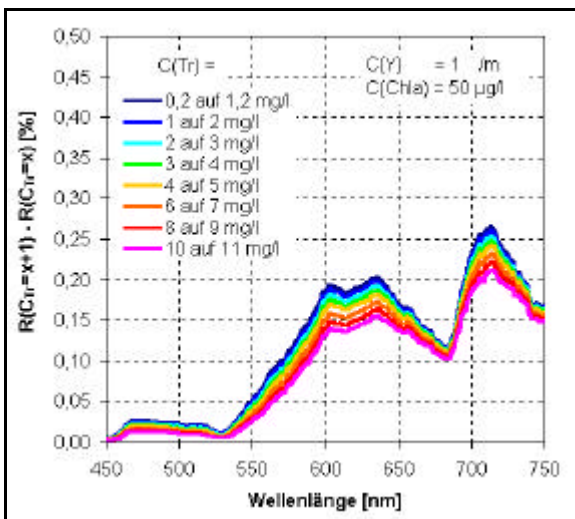
1)



2)

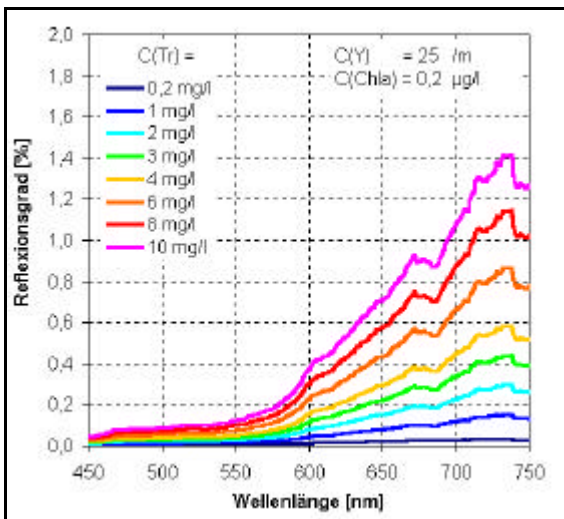


3)

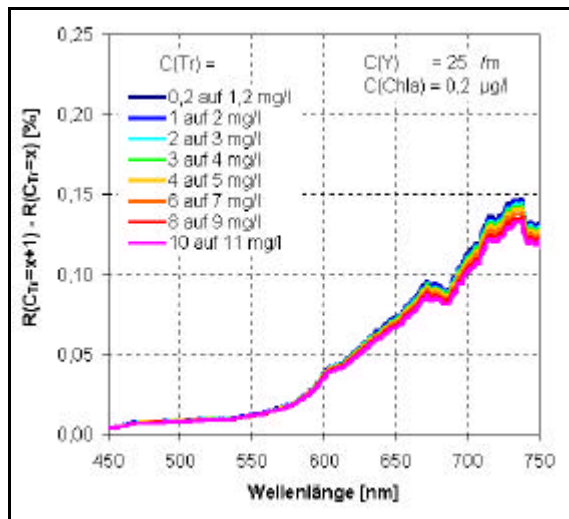


4)

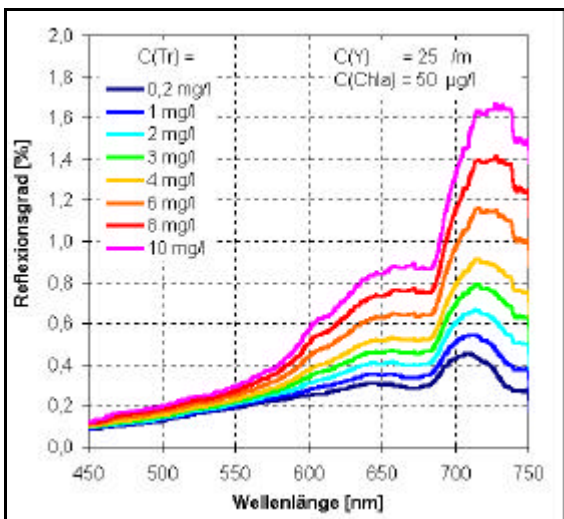
Abb. VIIIc 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Eisenstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



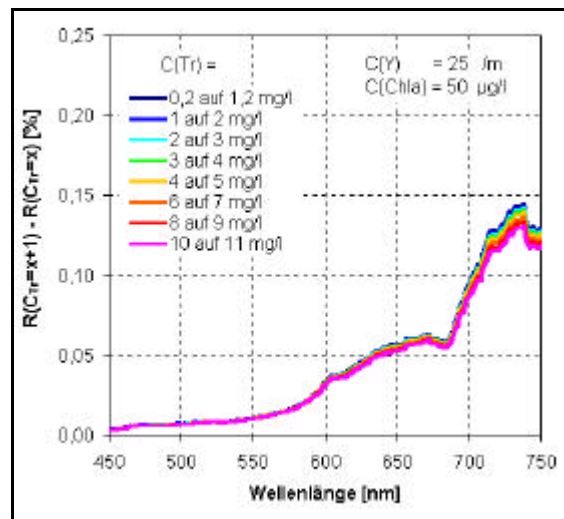
5)



6)

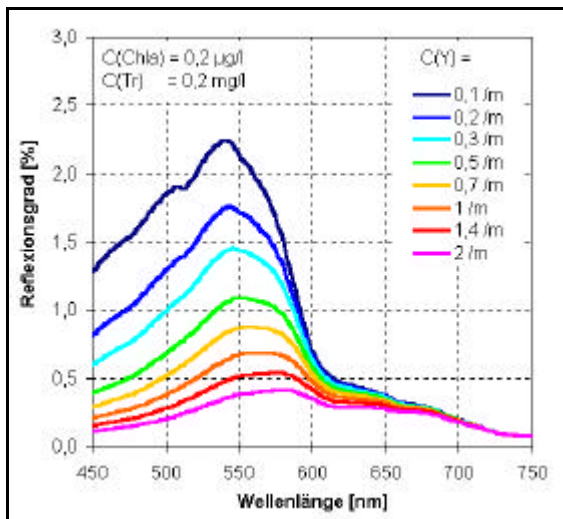


7)

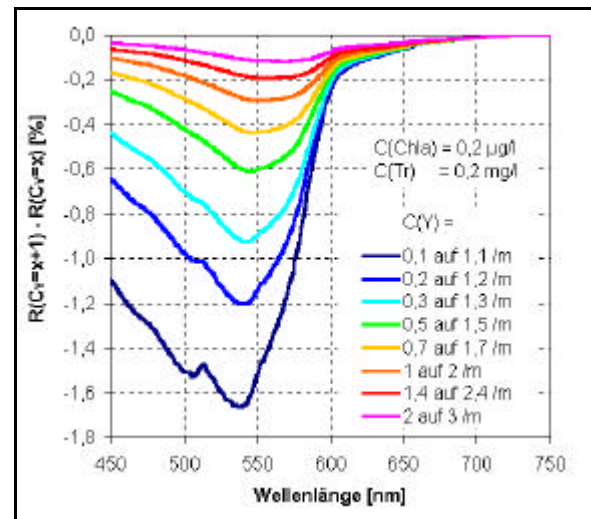


8)

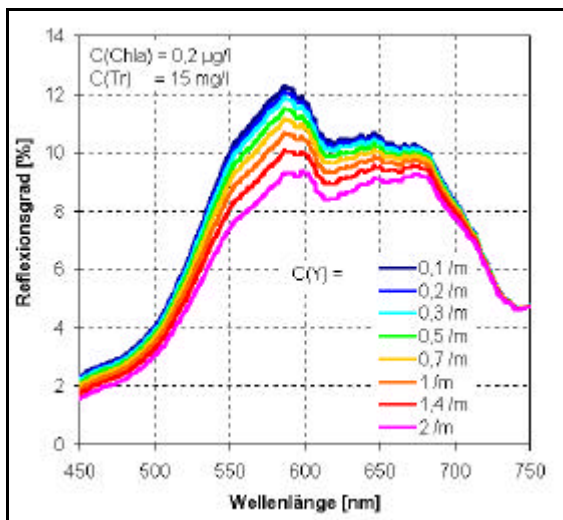
Abb. VIIIc 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Eisenstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



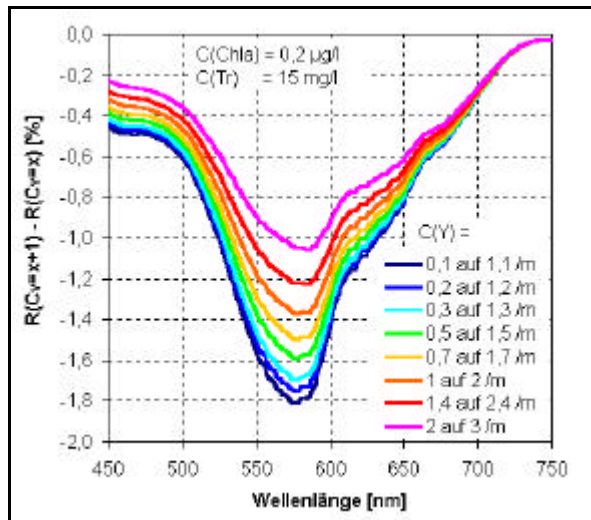
1)



2)

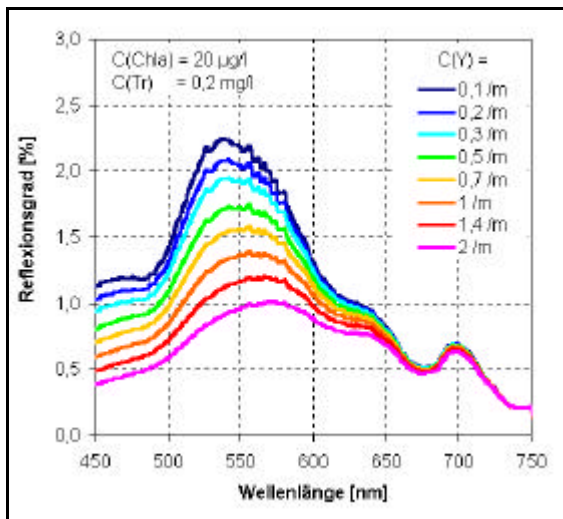


3)

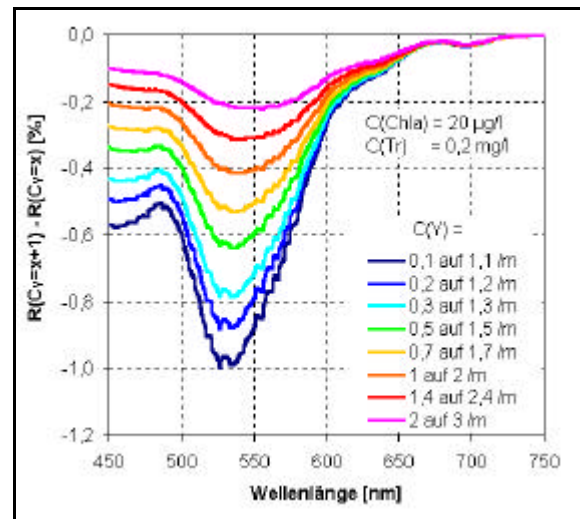


4)

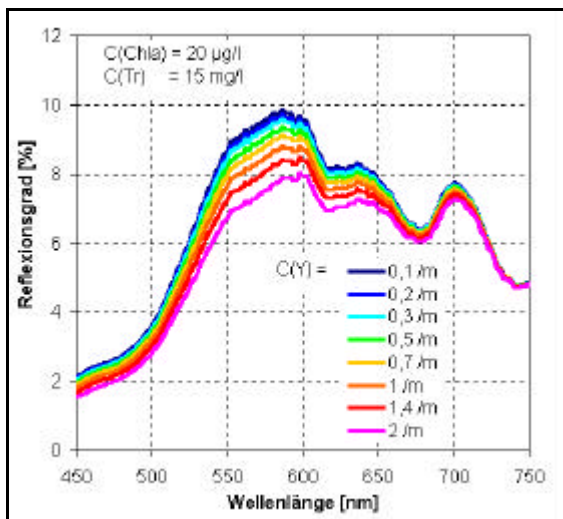
Abb. VIId 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



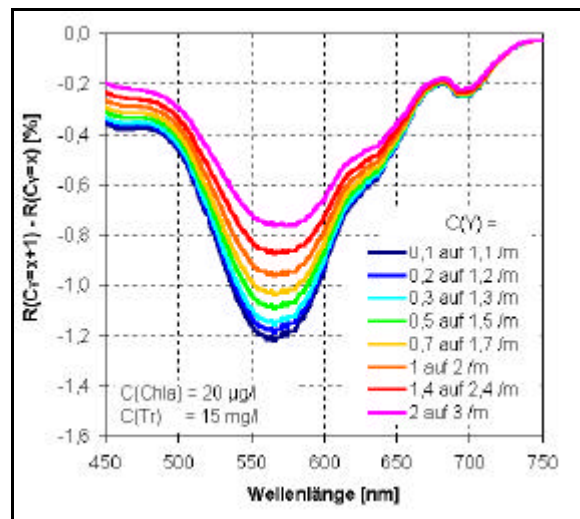
5)



6)



7)



8)

Abb. VIII.d 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).

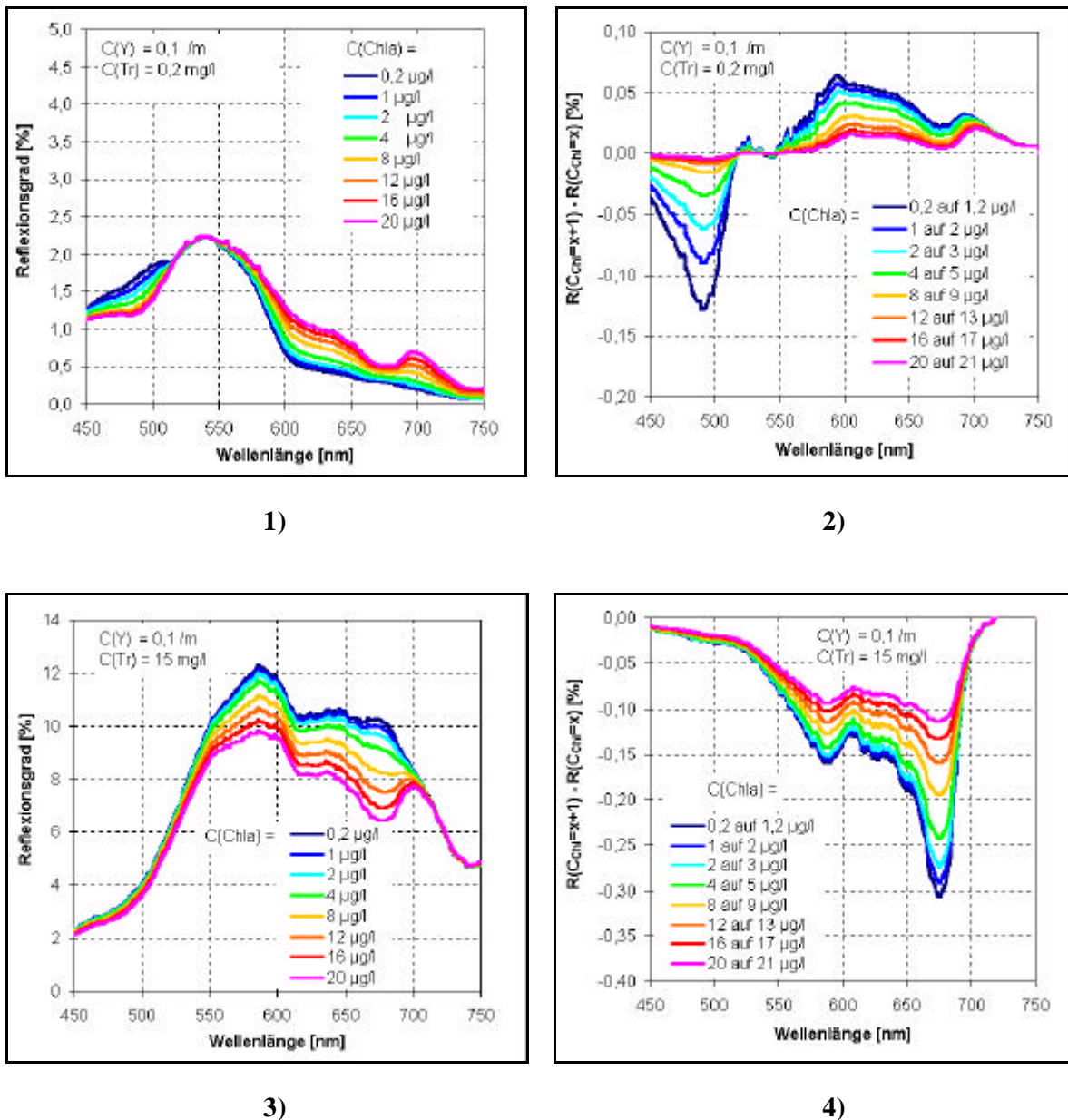
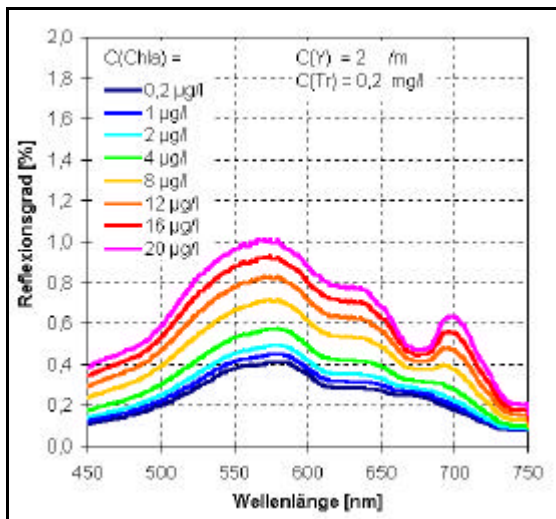
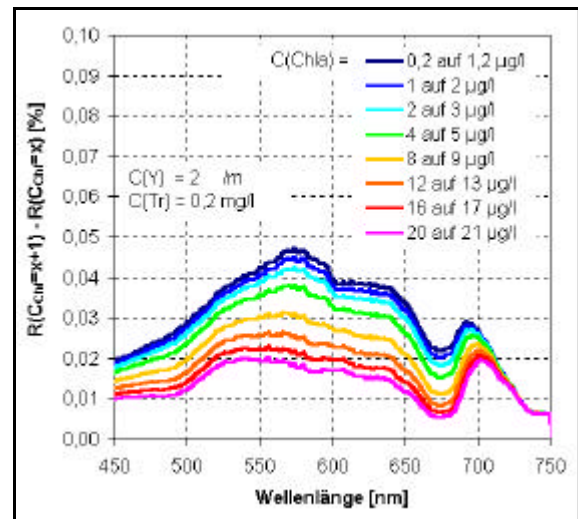


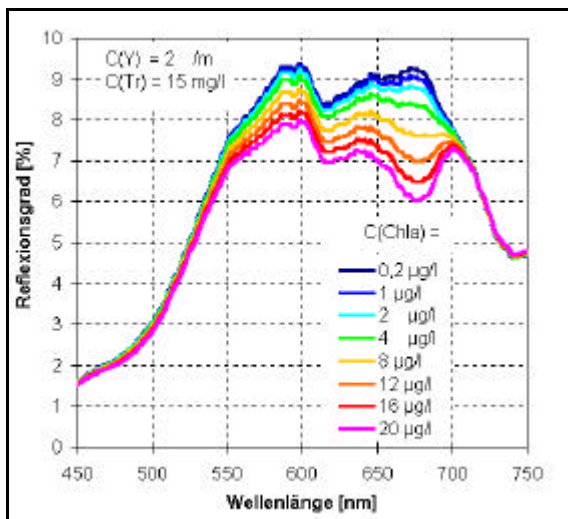
Abb. VIII 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



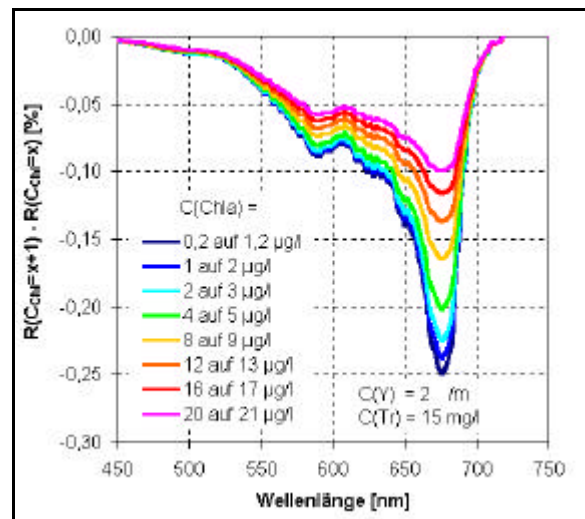
5)



6)

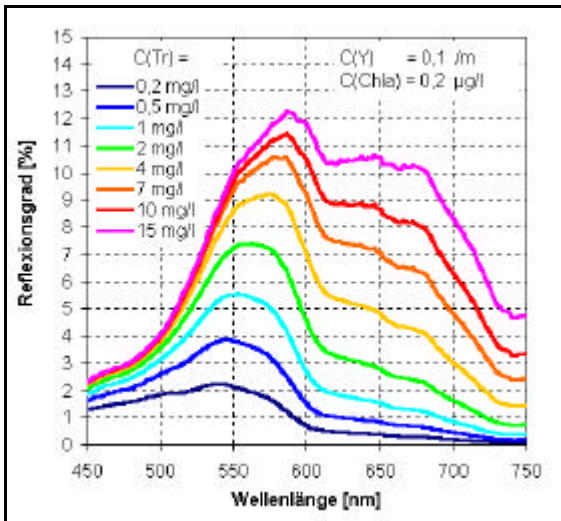


7)

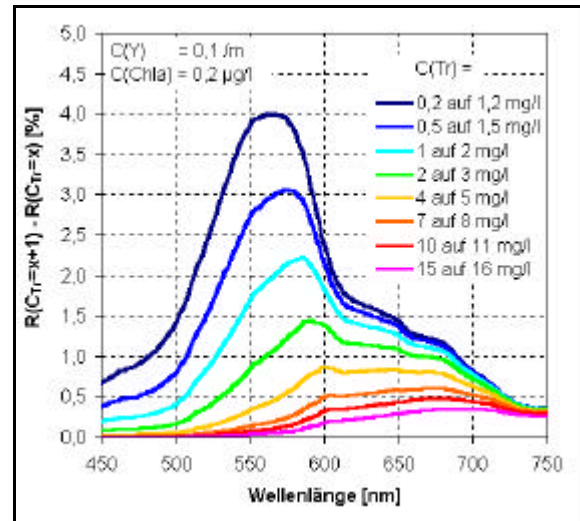


8)

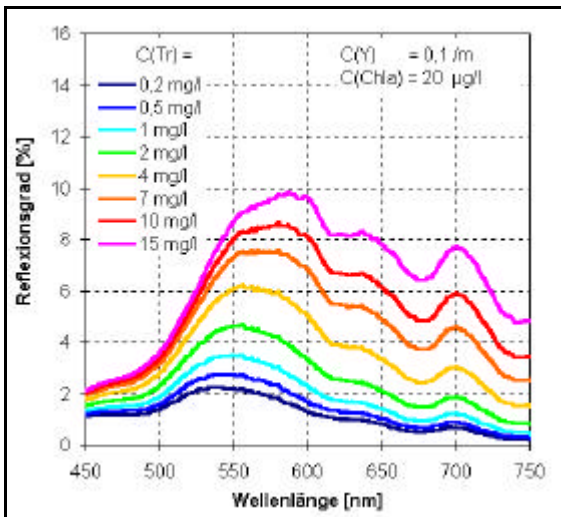
Abb. VIIIe 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



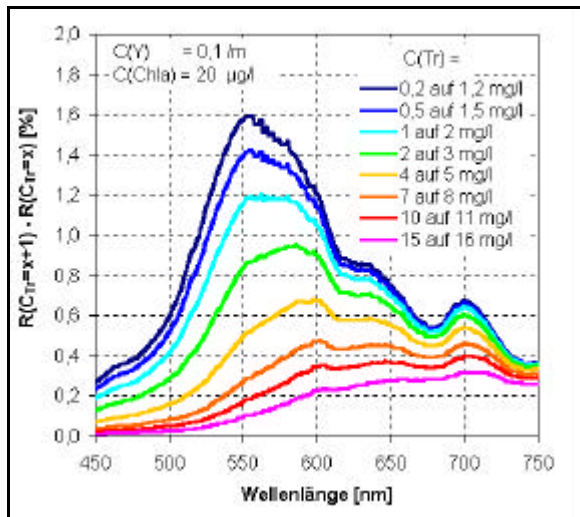
1)



2)

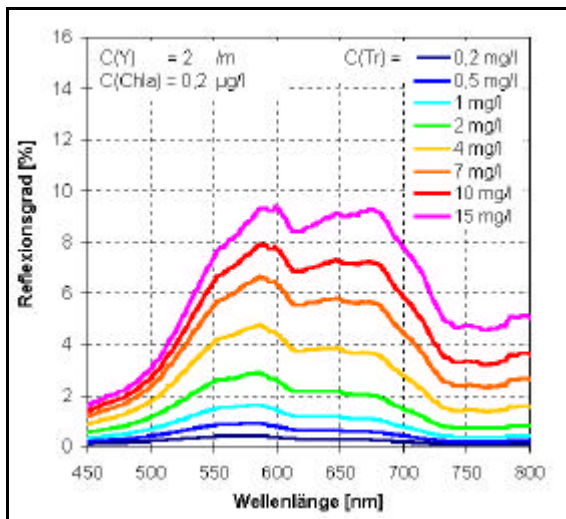


3)

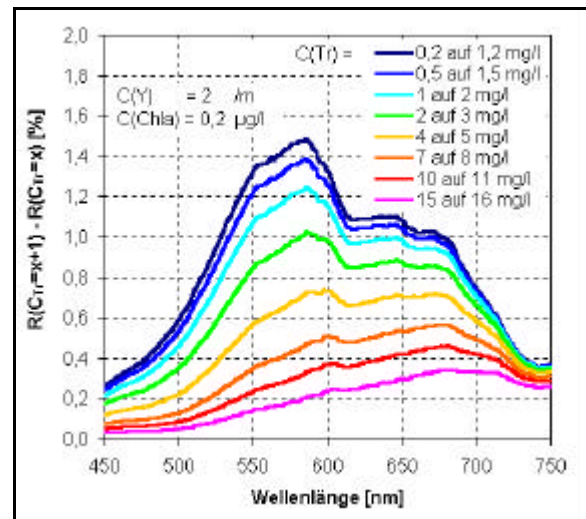


4)

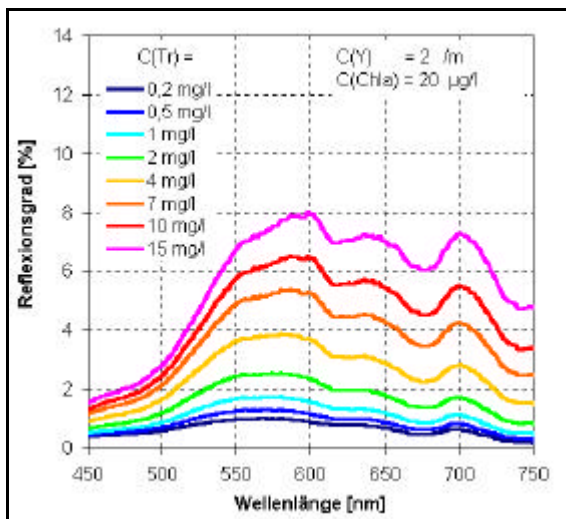
Abb. VIII F 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Aluminiumstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



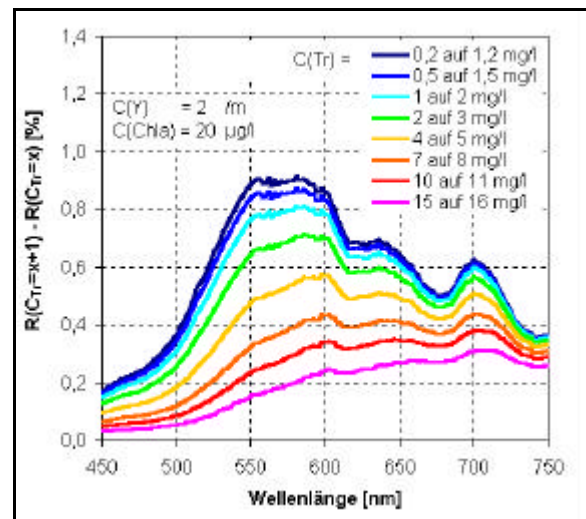
5)



6)

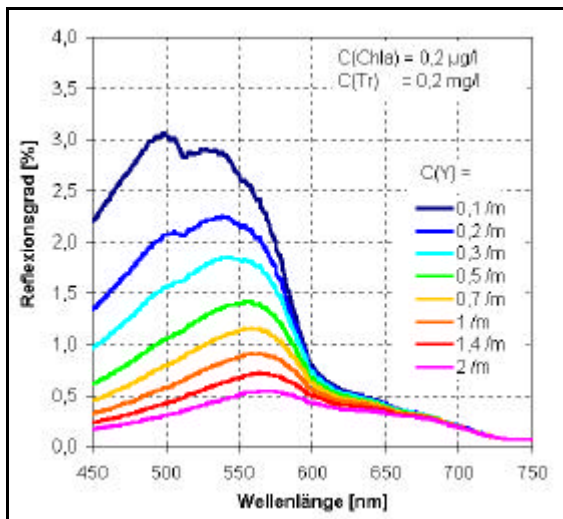


7)

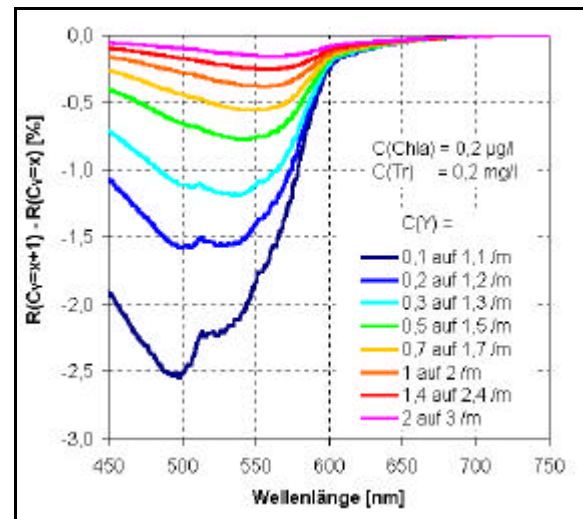


8)

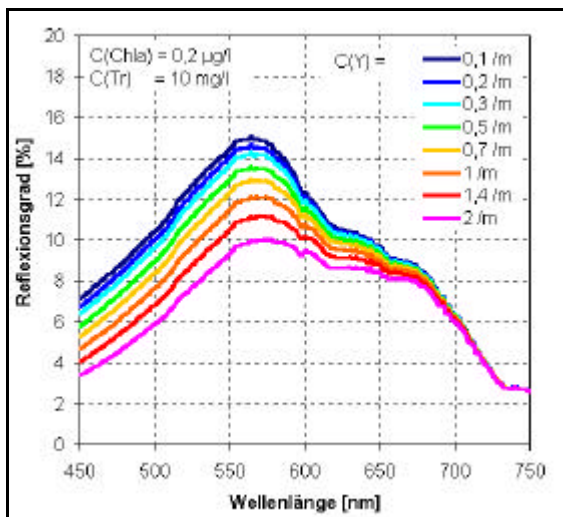
Abb. VIII f 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Aluminiumstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



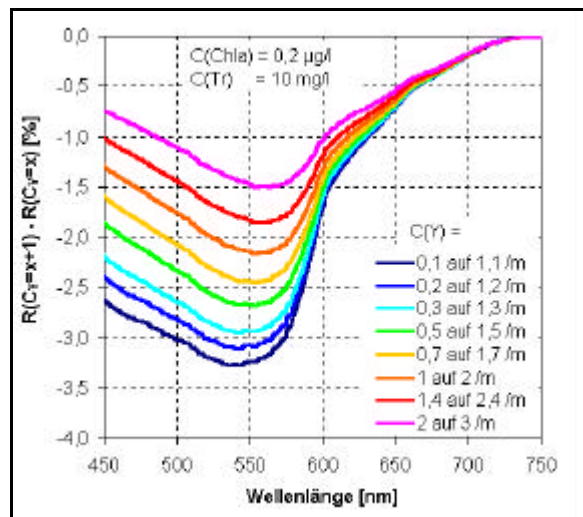
1)



2)

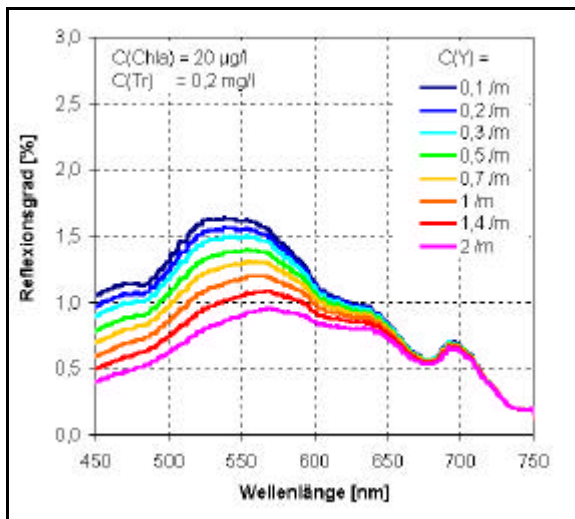


3)

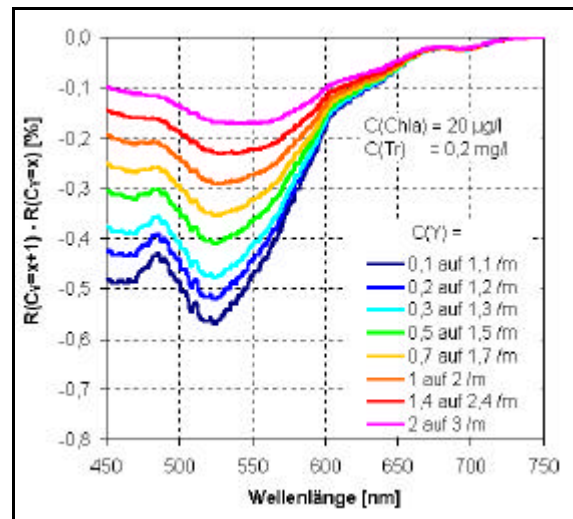


4)

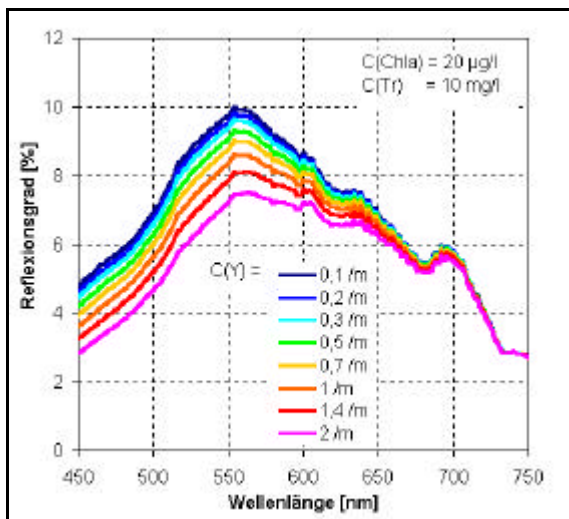
Abb. VIIIg 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



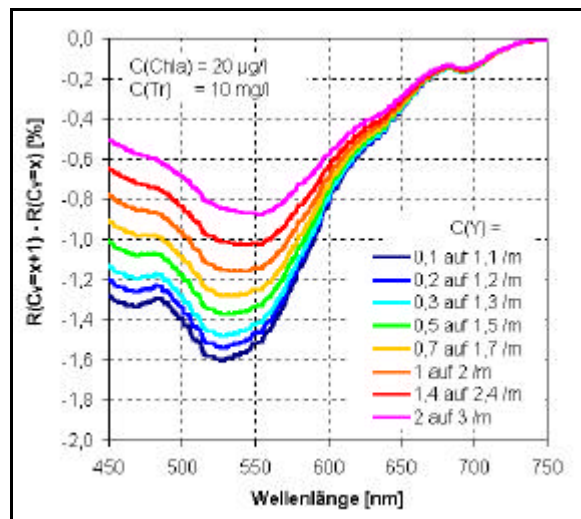
5)



6)

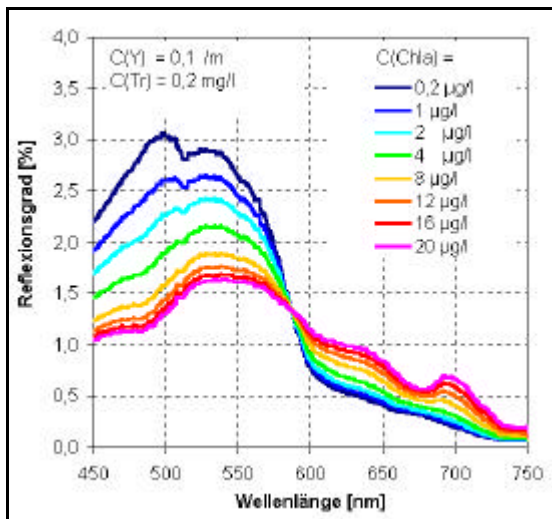


7)

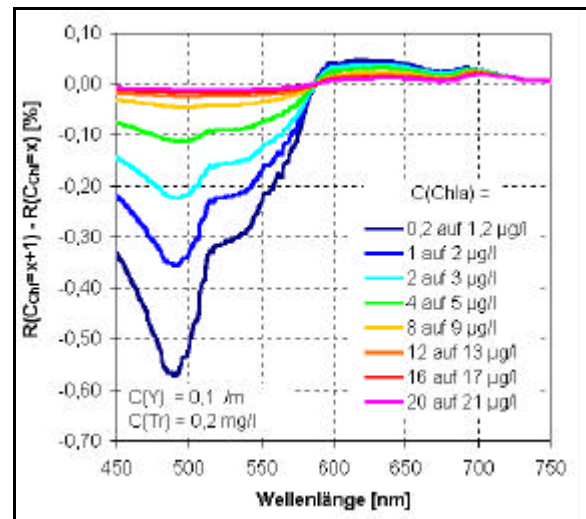


8)

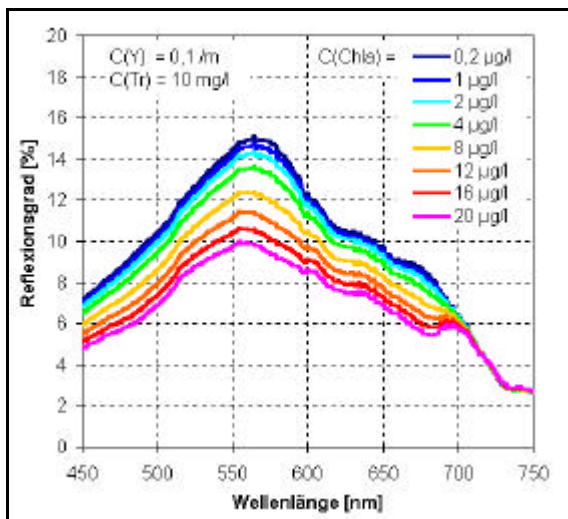
Abb. VIIIg 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



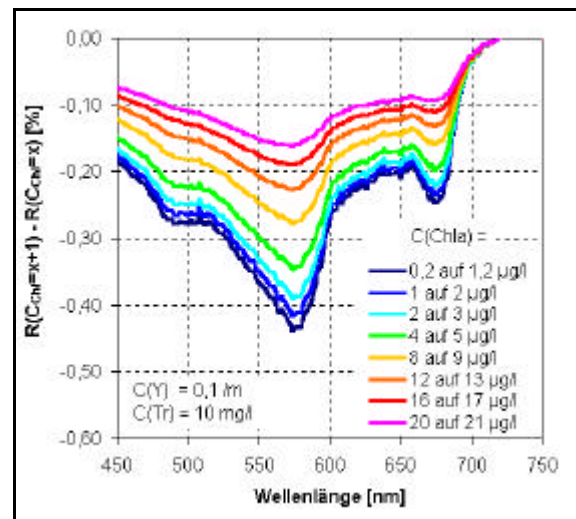
1)



2)

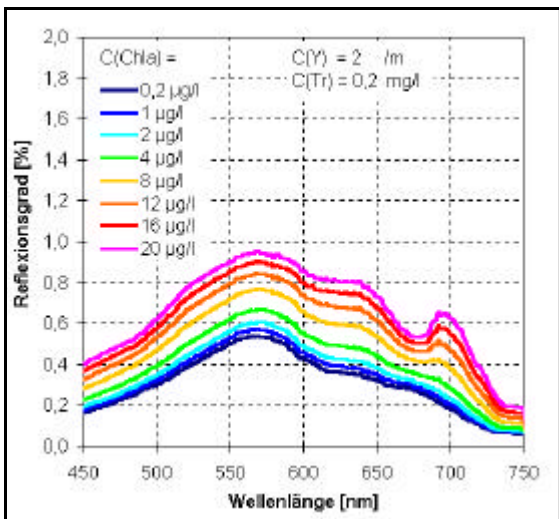


3)

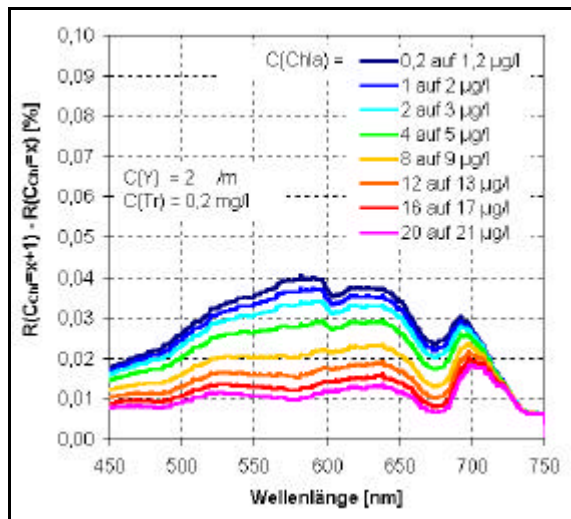


4)

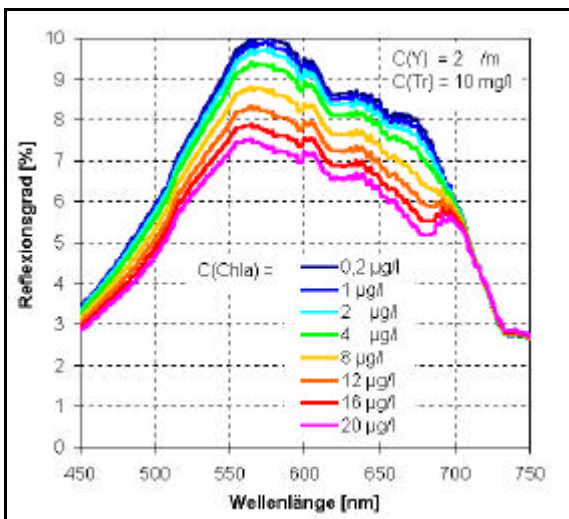
Abb. VIIIh 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



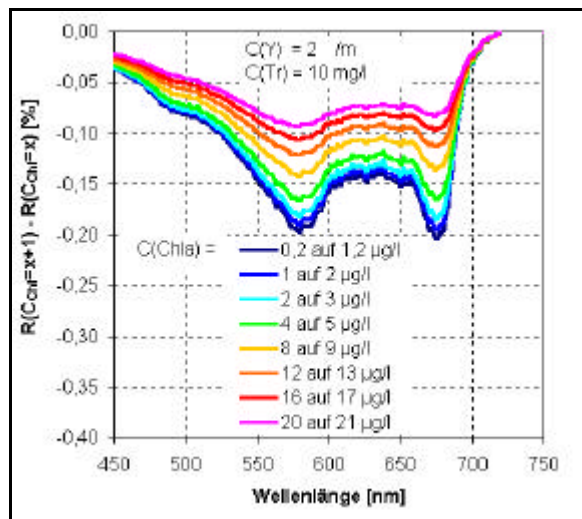
5)



6)

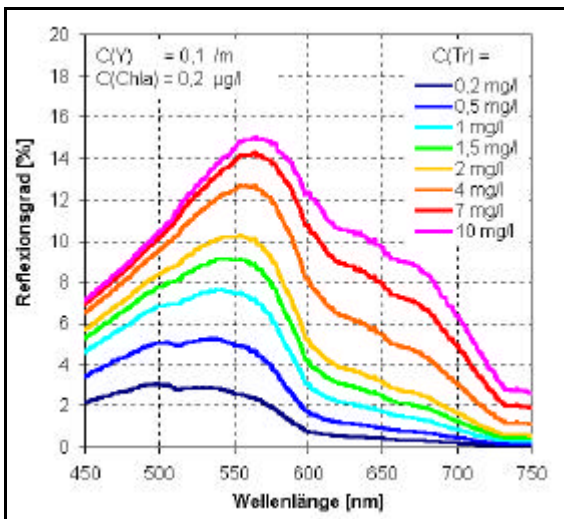


7)

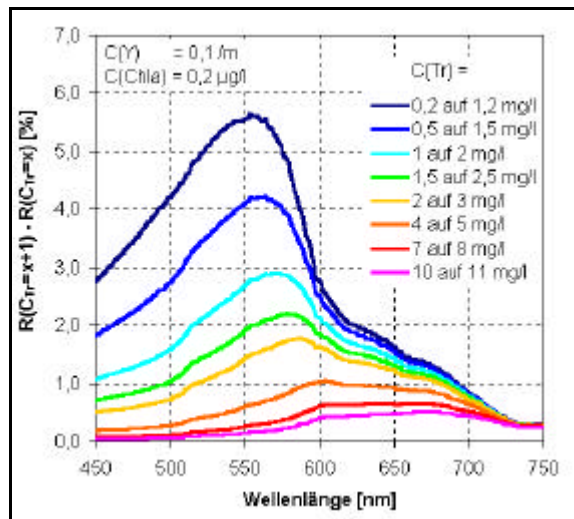


8)

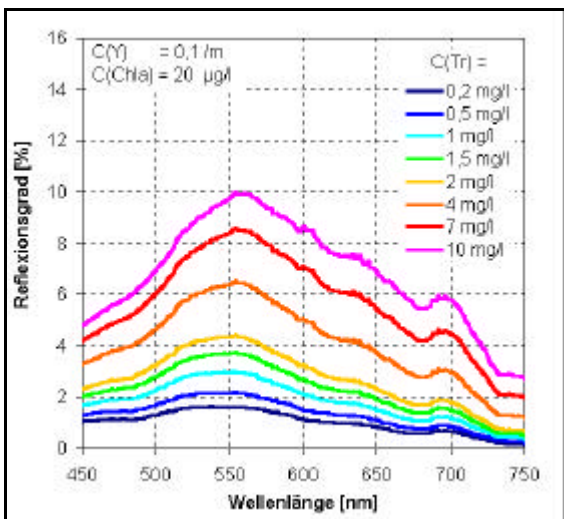
Abb. VIIIh 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



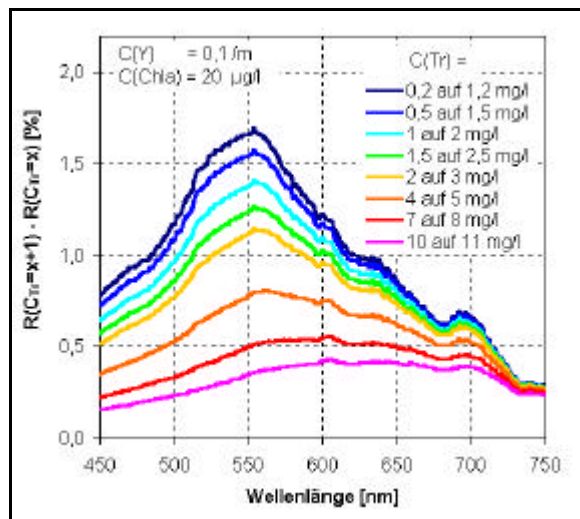
1)



2)

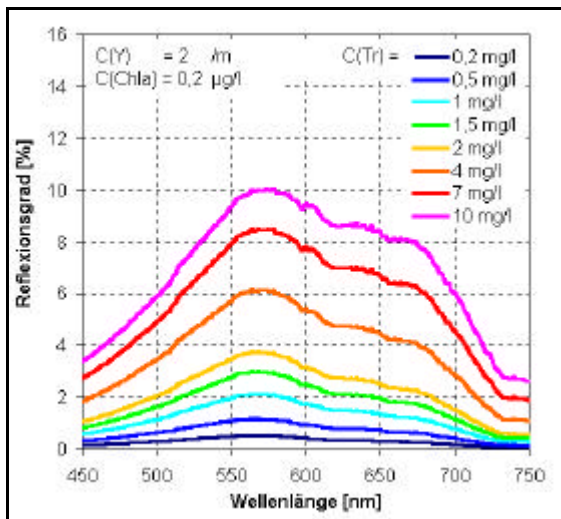


3)

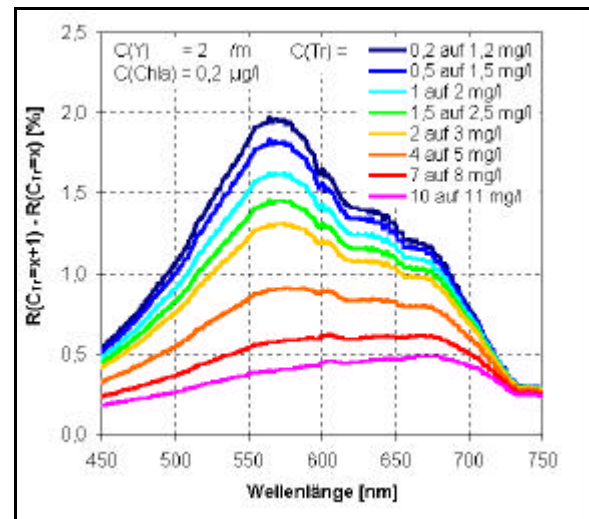


4)

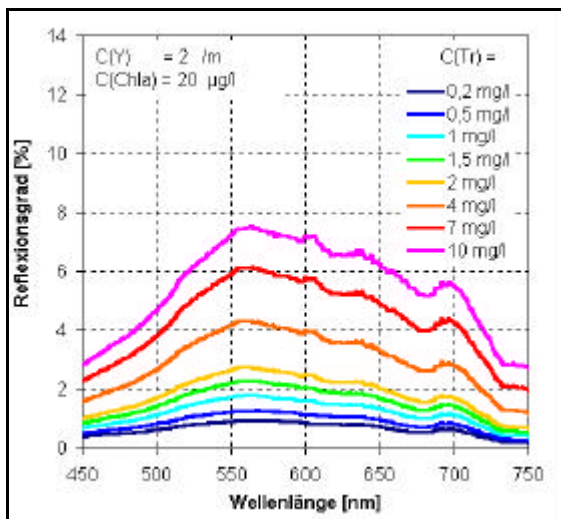
Abb. VIII.1 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium I (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



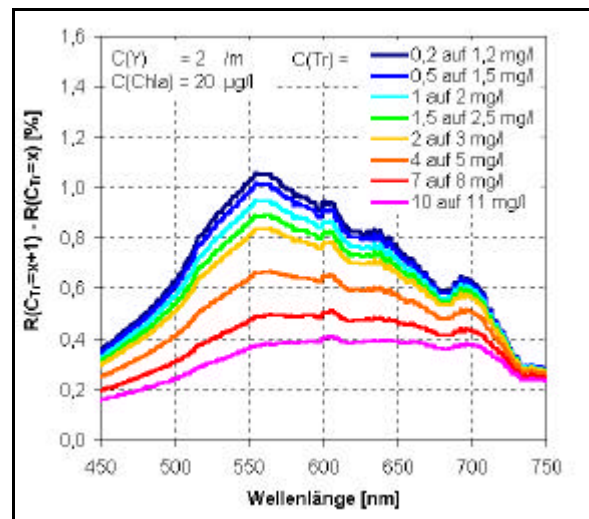
5)



6)

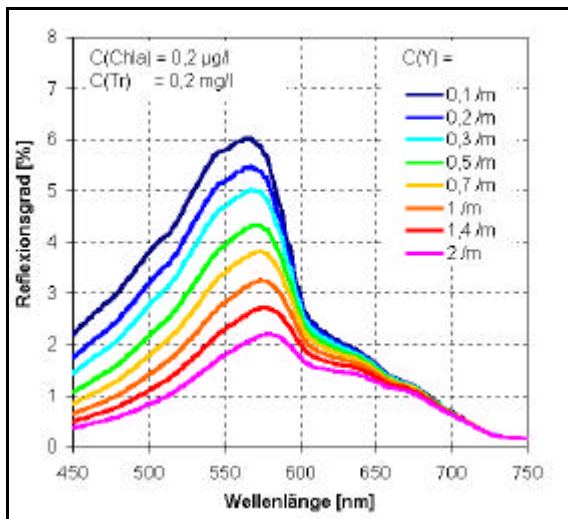


7)

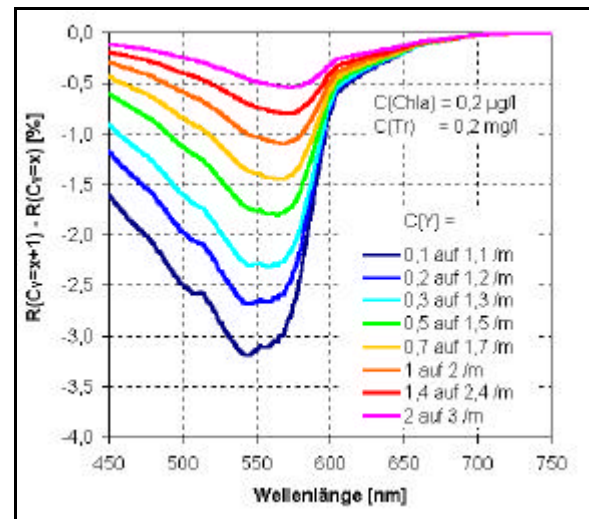


8)

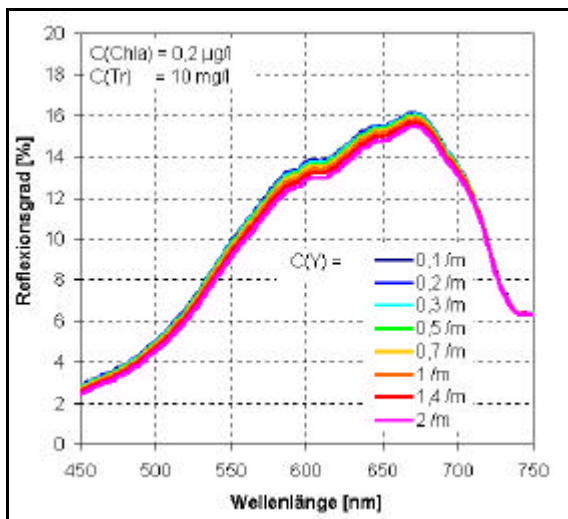
Abb. VIIIi 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium I (hohe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



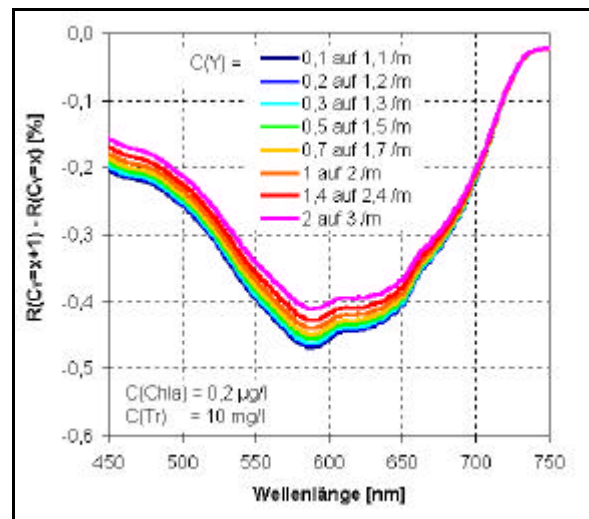
1)



2)

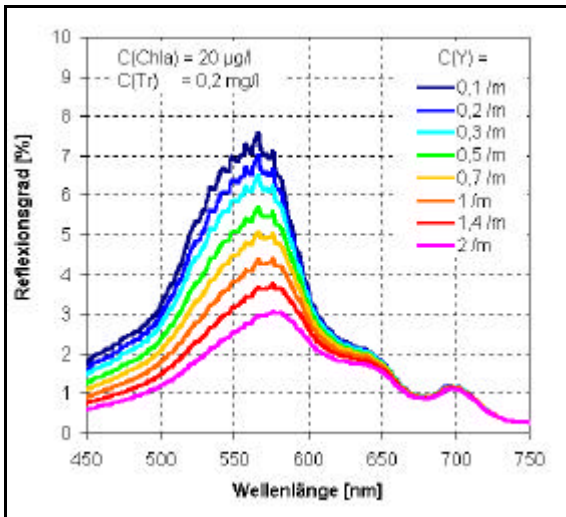


3)

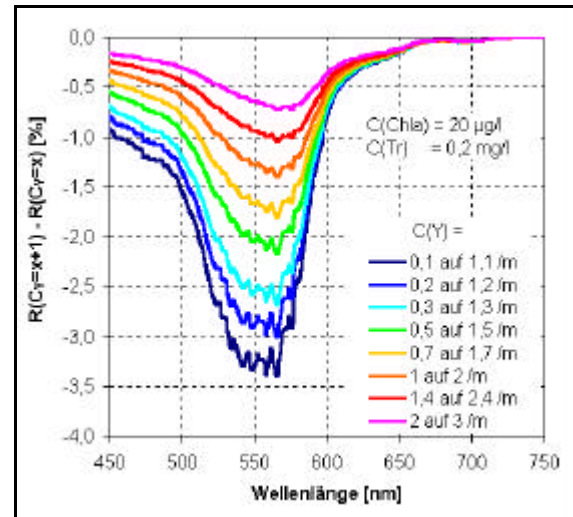


4)

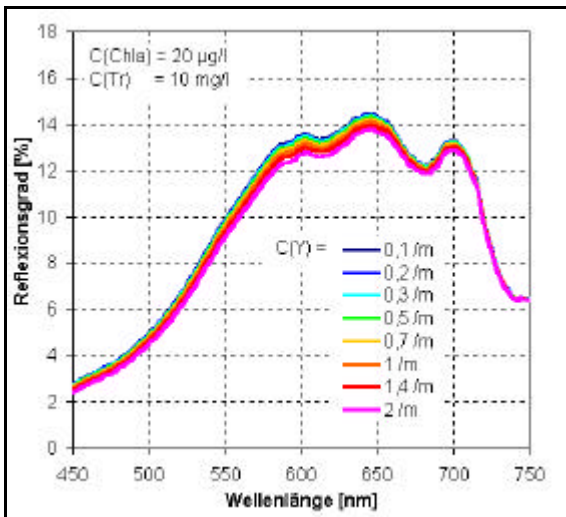
Abb. VIII.j 1) Modellerter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellerter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



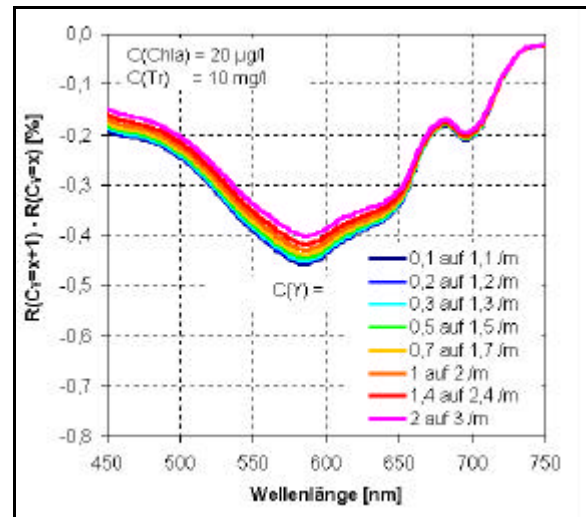
5)



6)

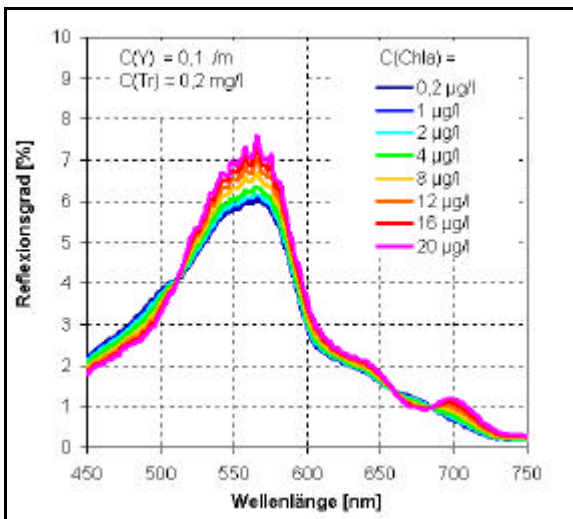


7)

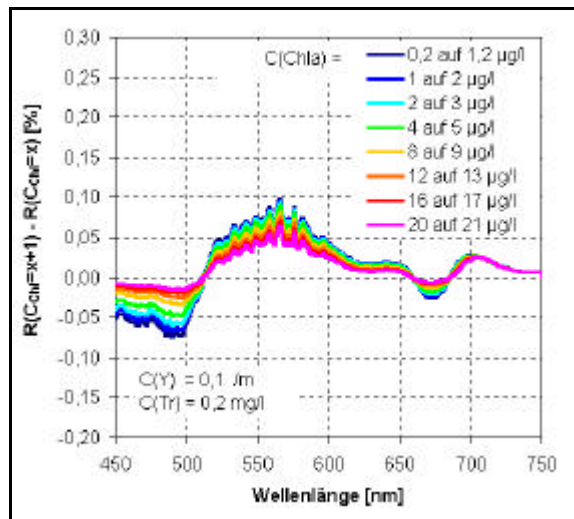


8)

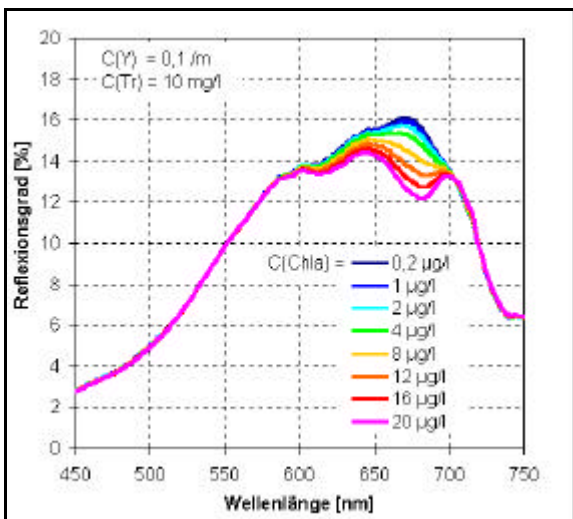
Abb. VIII.j 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



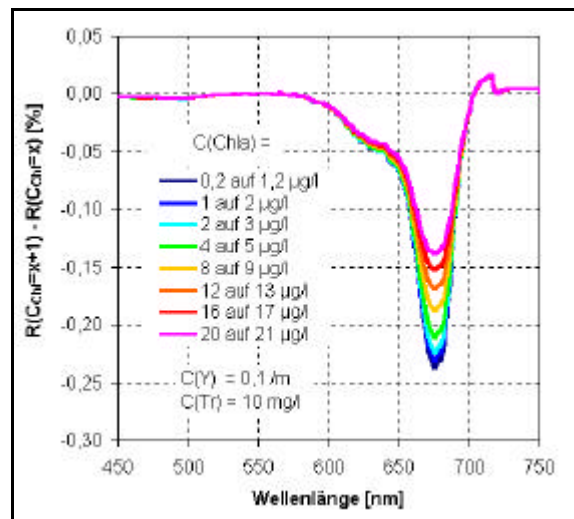
1)



2)

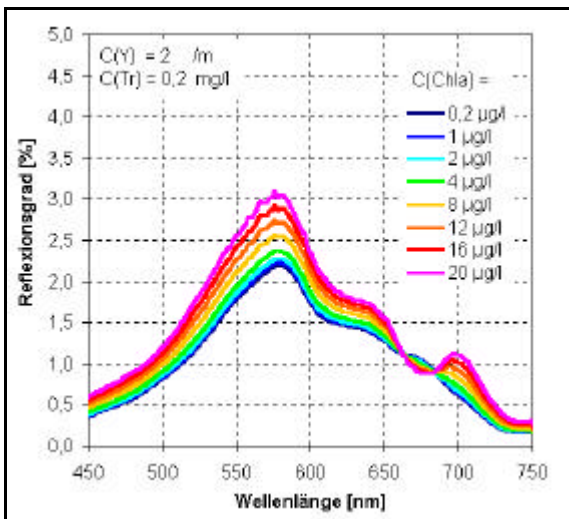


3)

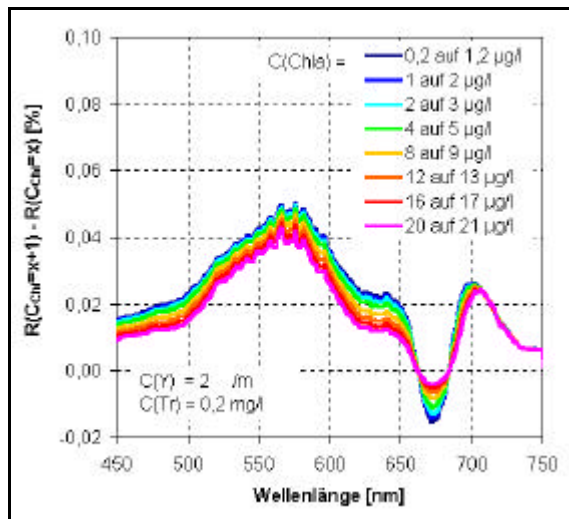


4)

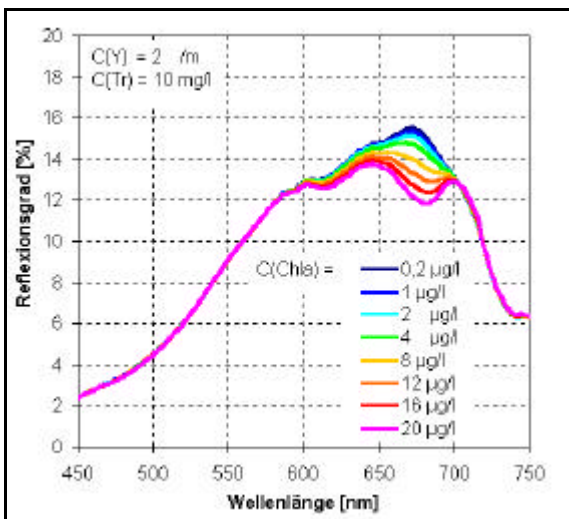
Abb. VIIIk 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



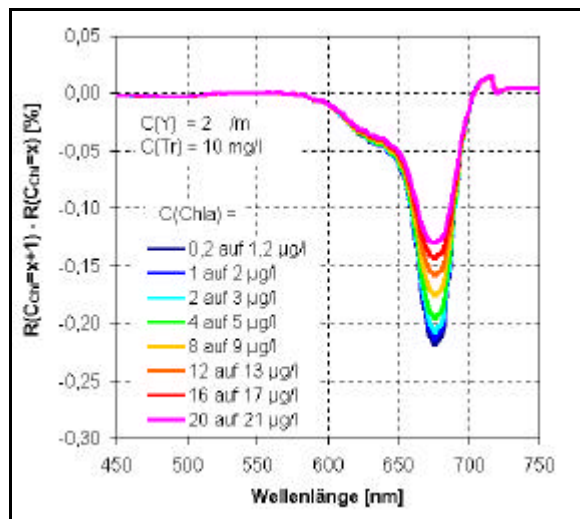
5)



6)

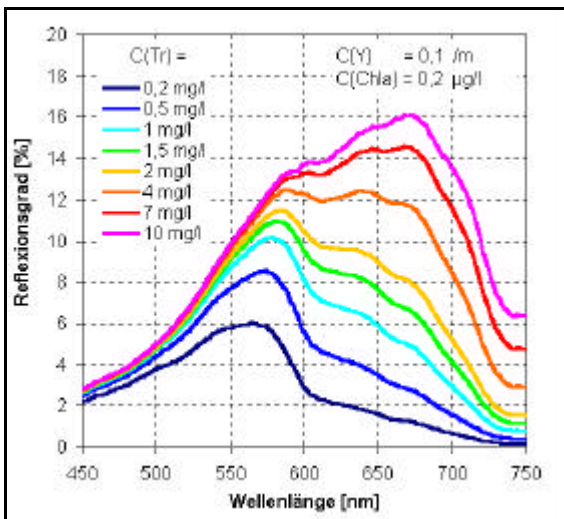


7)

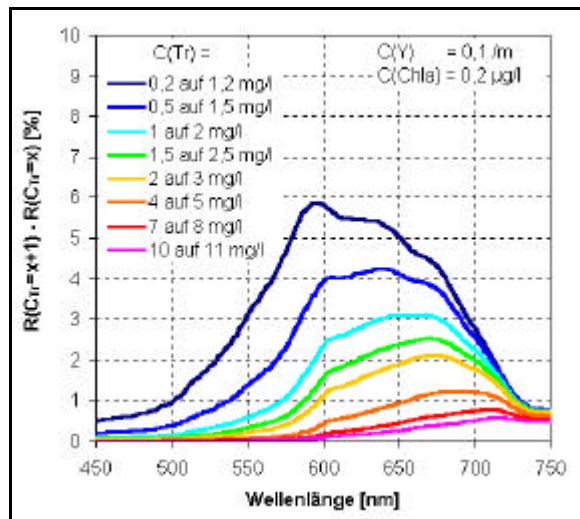


8)

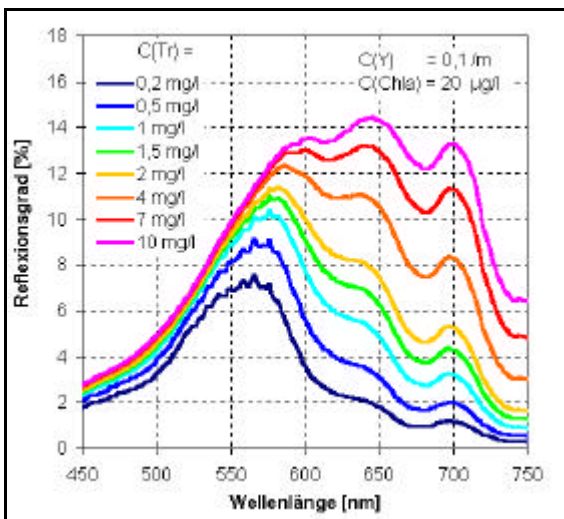
Abb. VIIIk 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



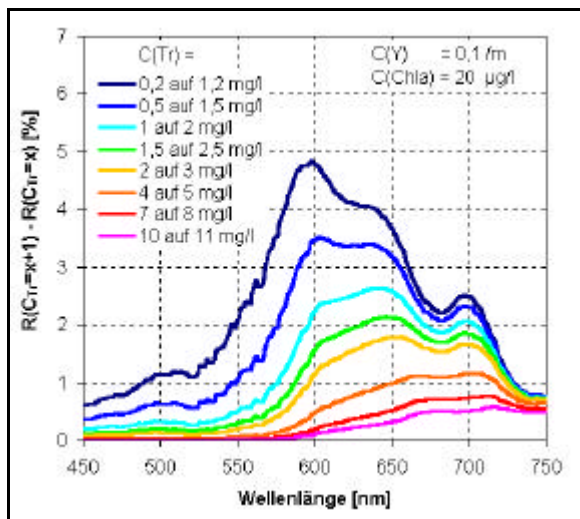
1)



2)

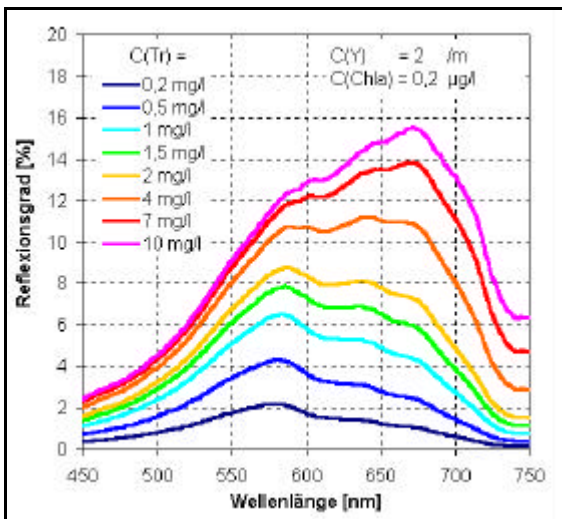


3)

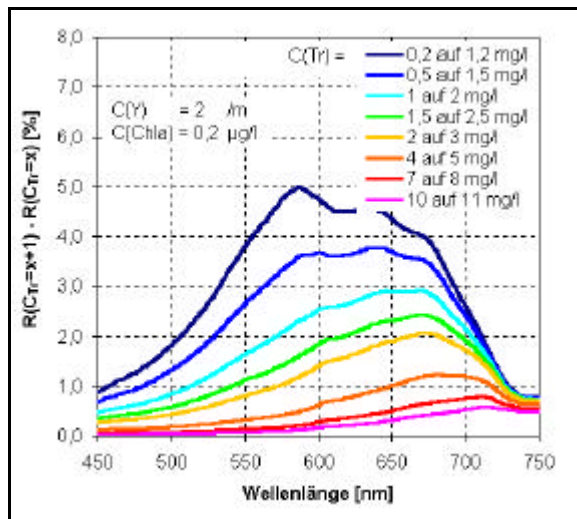


4)

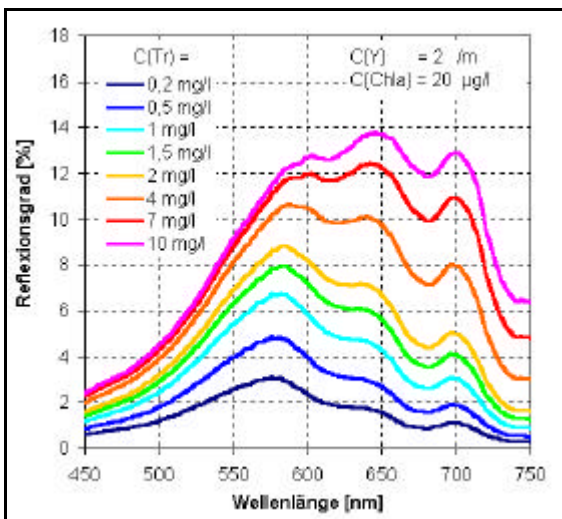
Abb. VIII 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium II (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



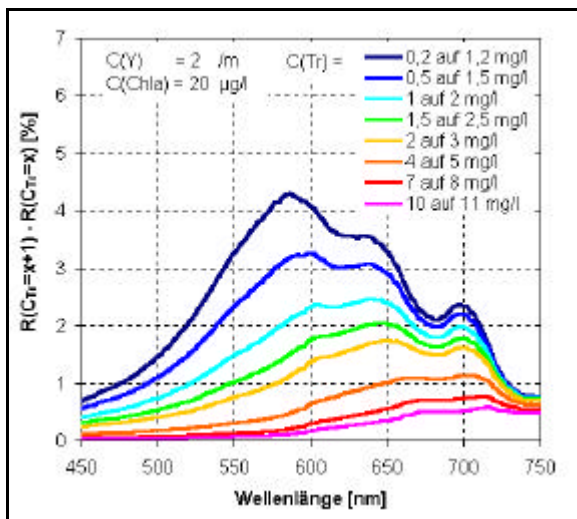
5)



6)

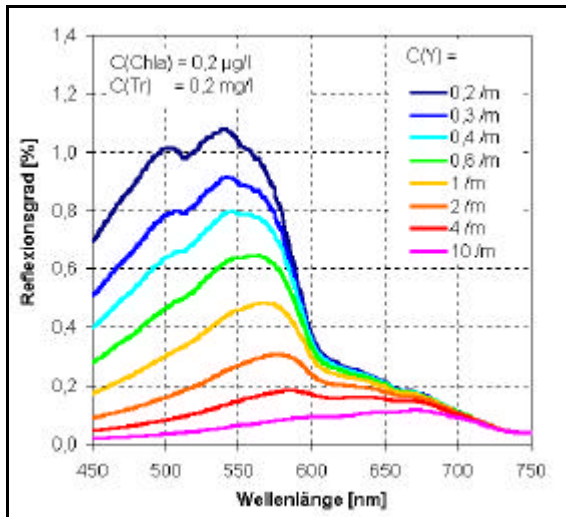


7)

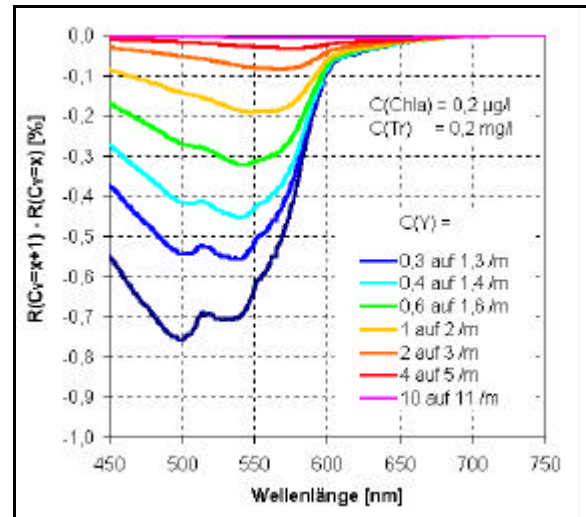


8)

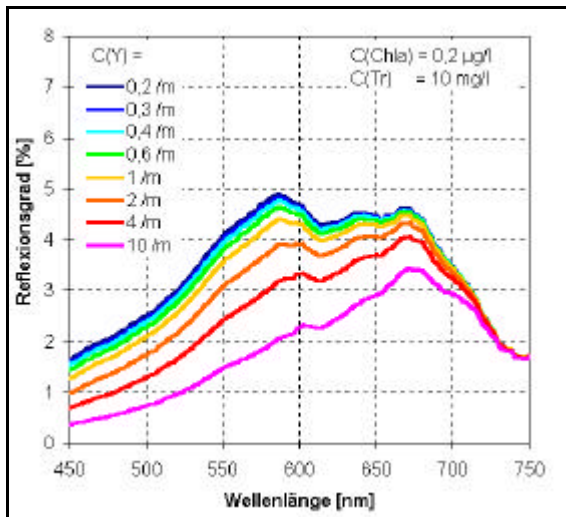
Abb. VIII 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Übergangsstadium II (hohe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



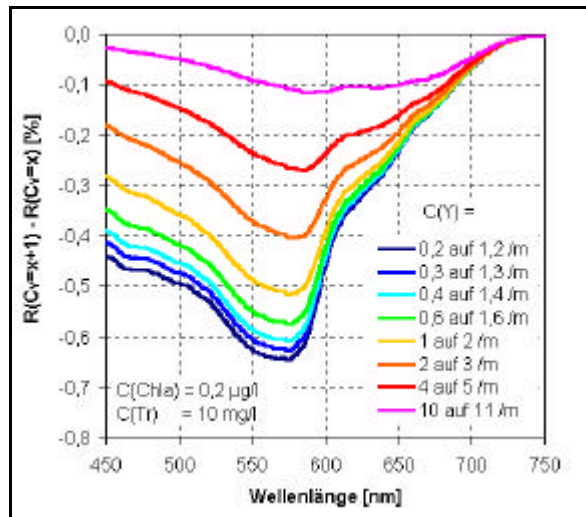
1)



2)

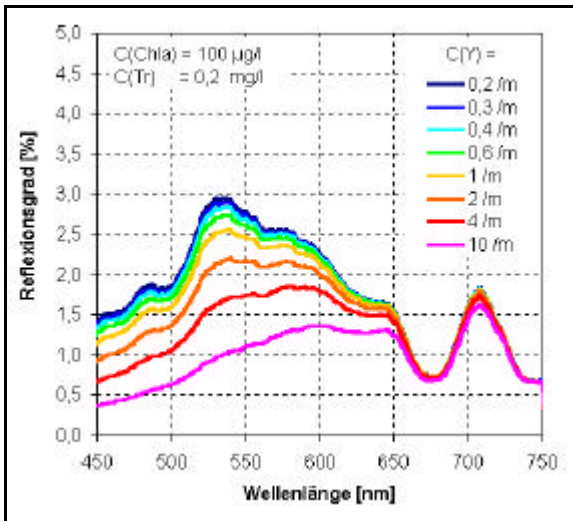


3)

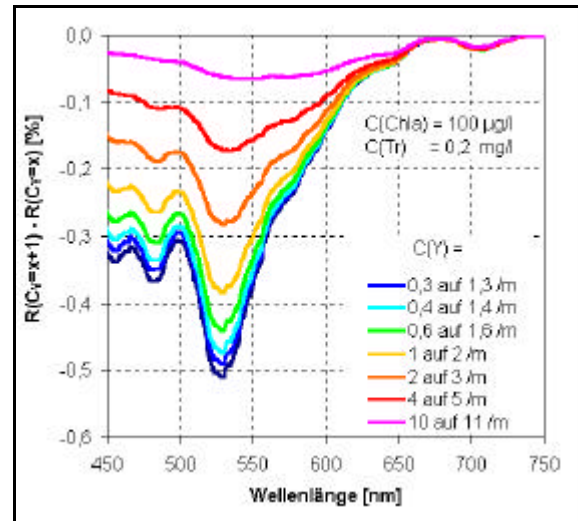


4)

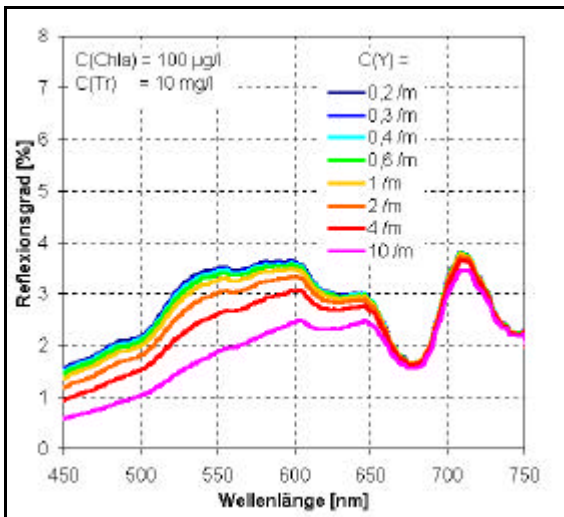
Abb. VIII.m 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Karbonatstadium (geringe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Karbonatstadium (geringe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



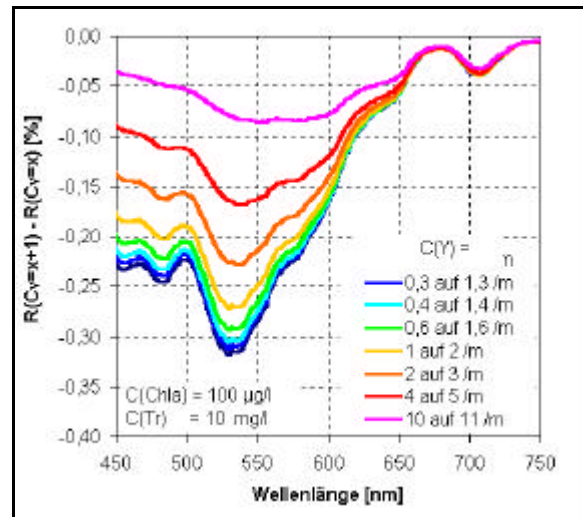
5)



6)

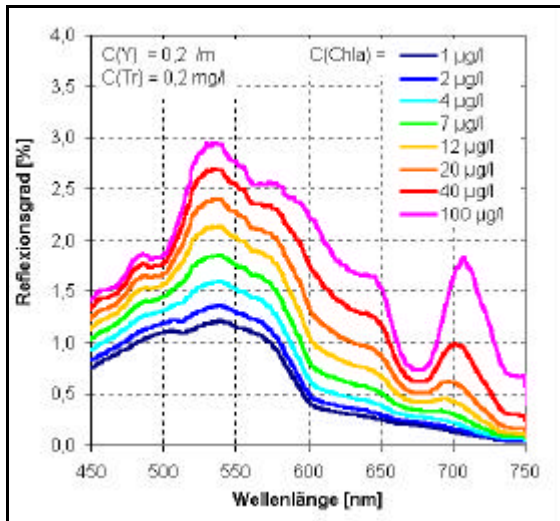


7)

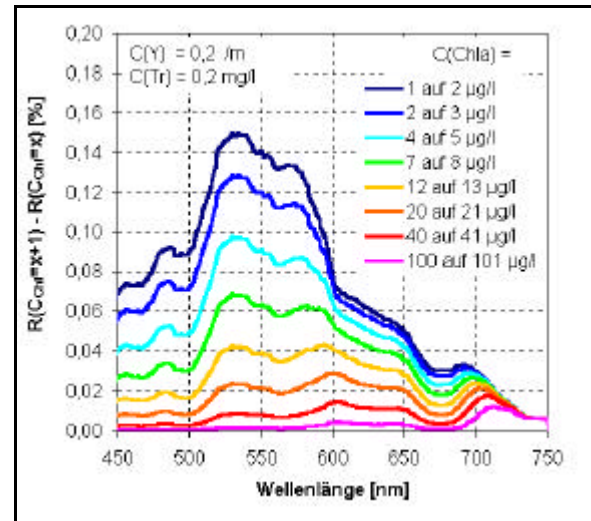


8)

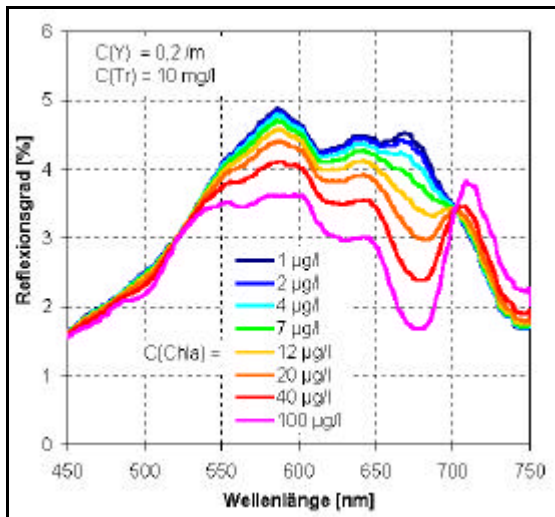
Abb. VIII 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Chlorophyll- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Chlorophyll- und Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Gelbstoffkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Chlorophyll- und hohe Triptonkonzentrationen).



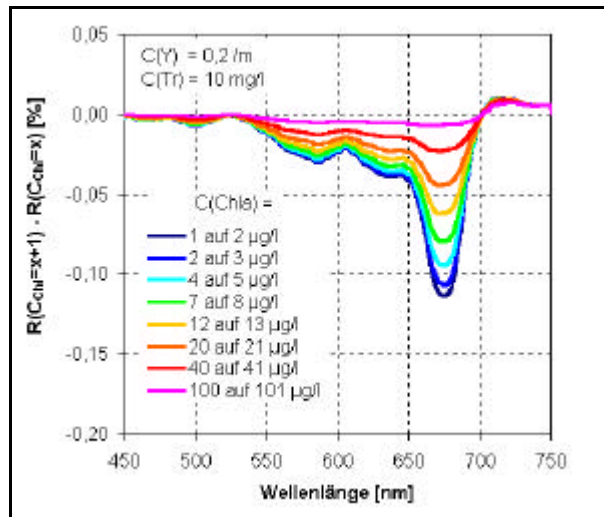
1)



2)

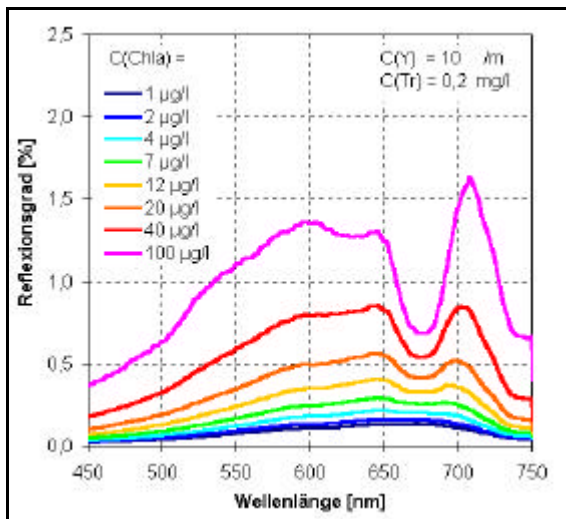


3)

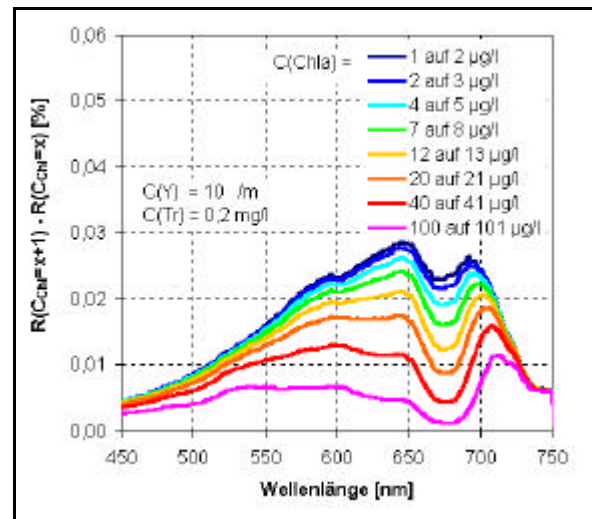


4)

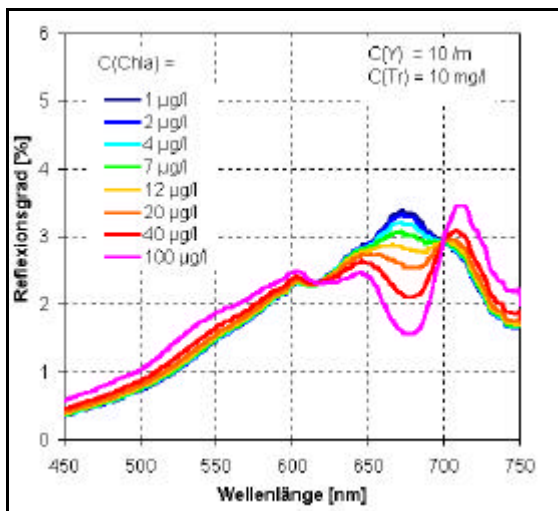
Abb. VIII n 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und Triptonkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



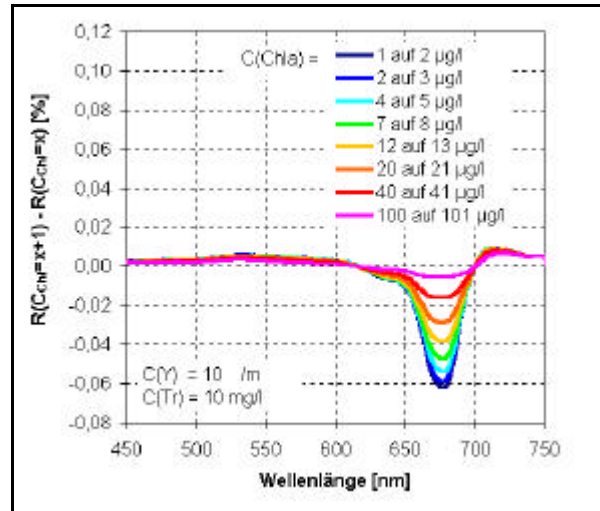
5)



6)

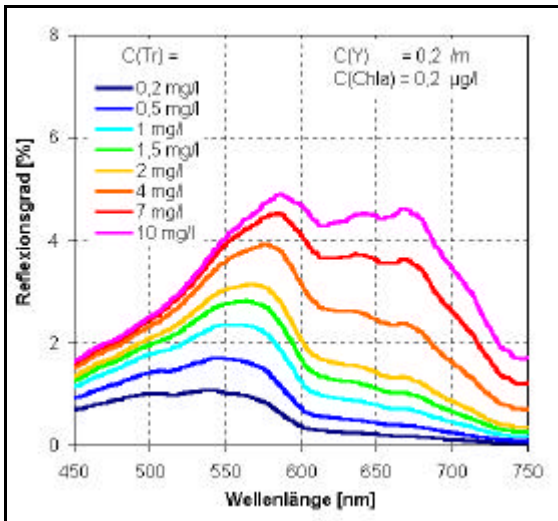


7)

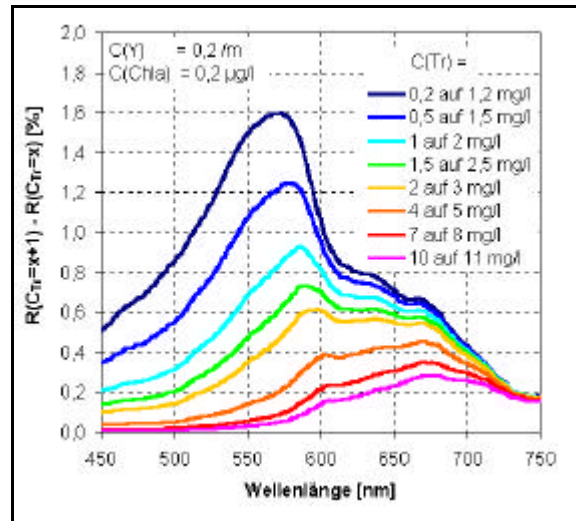


8)

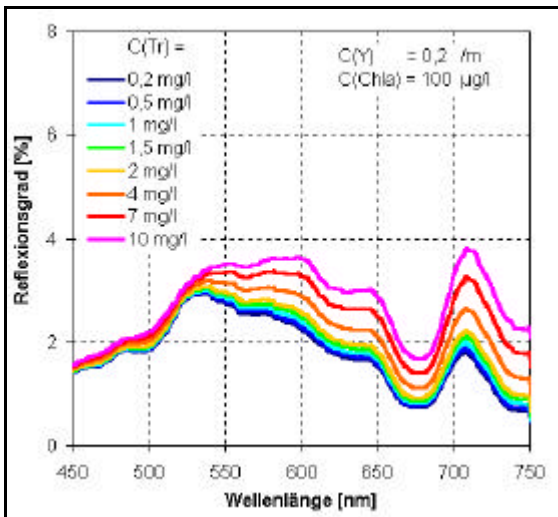
Abb. VIII.n 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Triptonkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Chlorophyllkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Triptonkonzentrationen).



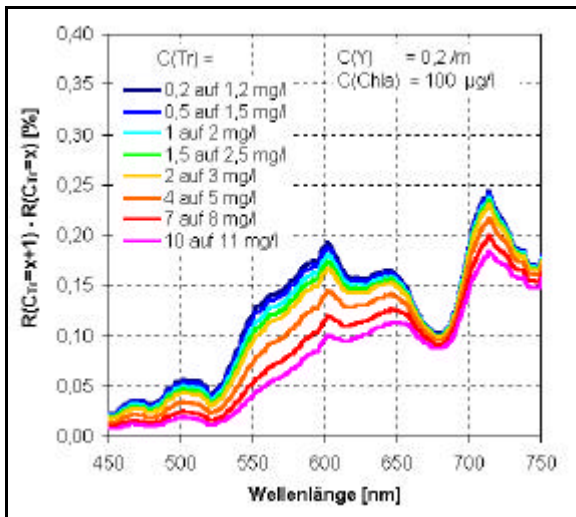
1)



2)

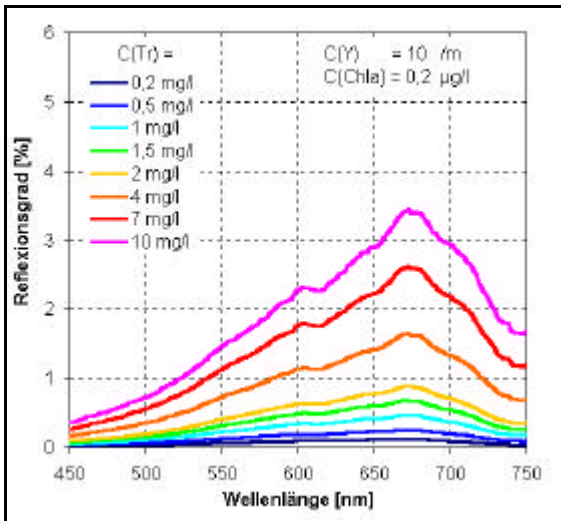


3)

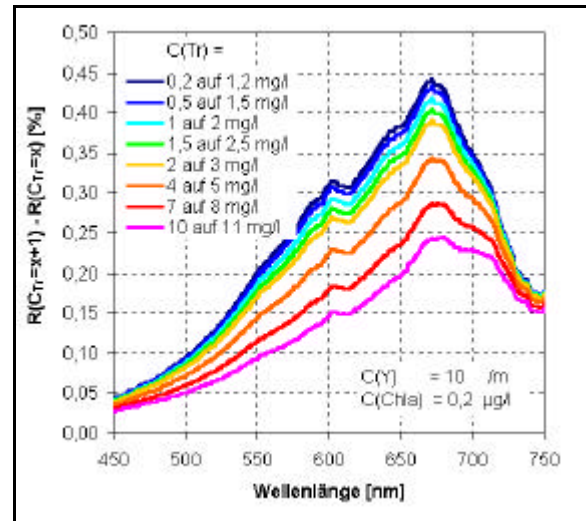


4)

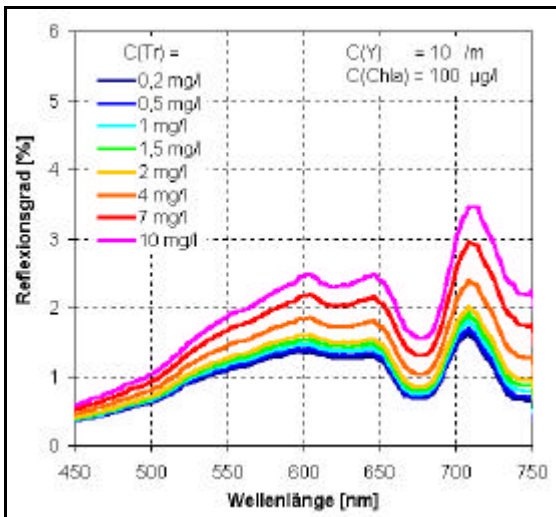
Abb. VIIIo 1) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 2) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 3) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).
 4) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Karbonatstadium (geringe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).



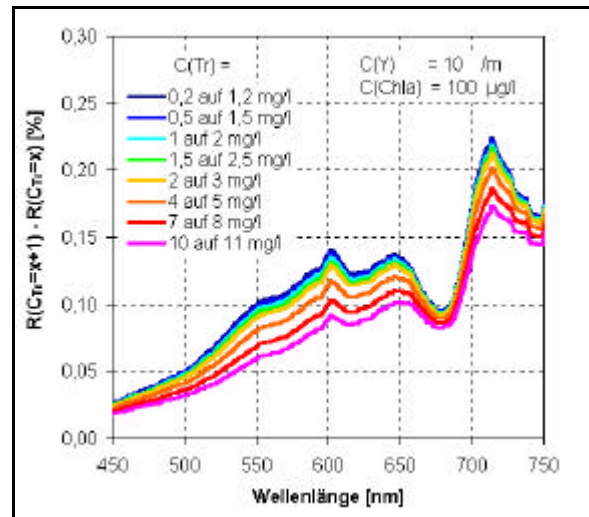
5)



6)



7)



8)

Abb. VIIIo 5) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 6) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und geringe Chlorophyllkonzentrationen).
 7) Modellierter Reflexionsgrad für verschiedene Triptonkonzentrationen im Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und Chlorophyllkonzentrationen).
 8) Sensitivität für verschiedene Triptonkonzentrationen Karbonatstadium (hohe Gelbstoff- und hohe Chlorophyllkonzentrationen).

Tab. VIIIa Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Gelbstoffkonzentration bei mittleren Konzentrationen.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Verhalten von R beim Anstieg von C_Y	Abfall	Abfall	Abfall	Abfall	Abfall
R_{\max} [%]	0,2 – 1,3	3,6 – 7,8	3,1 – 8,3	8,9 – 11,6	0,7 – 2,7
$\lambda(R_{\max})$ [nm]	576 - 740	566 - 590	554 - 568	586 - 588	558 – 650
$IS_{\max I}$ [%]	0,01 – 0,52	1,0 – 4,4	0,7 – 4,3	0,5 – 3,2	0,04 – 1,1
$\lambda(S_{\max})$ [nm]	566 - 702	538 - 562	530 - 560	546 - 576	540 – 590
Reflexionsparameter	$R_{568\text{nm}} - R_{489\text{nm}}$	$R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$	$R_{500\text{nm}} - R_{624\text{nm}}$	$R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$	$R_{556\text{nm}} - R_{750\text{nm}}$
abgeleitete Gleichung	$7,03x^{-1,11}$ (DOC) $1,20x^{-0,74}$	$2,46e^{-0,71x}$	$1,24e^{-0,68x}$	$3,5e^{-0,3x}$	$2,17e^{-0,74x}$
R^2	0,99 (DOC) 0,92	-	-	-	0,72
Gültiger Wertebereich [m^{-1}]	4 - 20 1 - 3	0 – 0,5	0 – 0,5	0 - 1	0 – 2
Konzentrationsbereiche [m^{-1}]	0 – 1, 1 – 2, 2 – 5, 5 – 10, 10 – 20, > 20				

Tab. VIIIb Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Chlorophyllkonzentration bei mittleren Konzentrationen.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Verhalten von R beim Anstieg von C_Y	Anstieg	bis 700 nm Abfall ab 700 nm Anstieg	bis 700 nm Abfall ab 700 nm Anstieg	zwischen 600 nm und 700 nm Abfall	Anstieg
R_{\max} [%]	0,45 – 1,05	5,2 – 7,6	3,7 – 8,6	10,8	2,0 – 2,8
$\lambda(R_{\max})$ [nm]	636 – 674	556 – 574	556 – 558	586	540 – 576
$IS_{\max I}$ [%]	0,01 – 0,02	0,06 – 0,25	0,08 – 0,68	0,08 – 0,25	0,01 – 0,04
$\lambda(S_{\max})$ [nm]	588 – 560	576 – 578	552 – 558	672 – 674	530 – 714
Reflexionsparameter	$R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$	$R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$	$R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$	$R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$	$R_{704\text{nm}} / R_{670\text{nm}}$
abgeleitete Gleichung	$56,37x - 48,5$	$35,34x - 23,60$	$6,13x - 3,60$	$43,01x - 28,95$	$64,49x - 48,22$
R^2	0,98	0,56	0,92	0,6	0,83
Gültiger Wertebereich [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,5 - 40	0,5 - 5	0,5 - 2	0,8 - 5	0 – 30
Konzentrationsbereiche [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0 – 2, 2 – 5, 5 – 10, 10 – 20, 20 - 40				

Tab. VIIIc Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Triptonkonzentration bei mittleren Konzentrationen.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Verhalten von R beim Anstieg von C_Y	Anstieg	Anstieg	Anstieg	Anstieg	Anstieg
R_{max} [%]	0,2 – 2,6	1,7 – 10,6	2,1 - 14	4,5 – 15,5	1,2 – 4,4
$\lambda(R_{max})$ [nm]	640 - 672	544 - 588	534 - 566	576 - 672	568 – 588
IS_{maxI} [%]	0,21 – 0,26	0,3 – 3,1	0,5 – 4,5	0,6 – 5,5	0,24 – 0,85
$\lambda(S_{max})$ [nm]	714 - 716	560 - 716	556 - 672	594 - 718	586 – 672
Reflexionsparameter	$R_{636nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$	$R_{556nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$
abgeleitete Gleichung	$2,14x+0,71$	$99,73e^{-0,95x}$	$0,11e^{0,39x}$	$2,18x^{-1,13}$	$2,87e^{-0,45x}$
R^2	0,70	0,82	-	0,61	0,71
Gültiger Wertebereich [mg l ⁻¹]	0 – 2,5	3 - 9	0 - 2	0,5 - 7	0 – 5
Konzentrationsbereiche [mg l ⁻¹]	0 – 2, 2 – 5, 5 - 10				

Tab. VIIId Zusammenfassung der Modellierungen, Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Sichttiefe.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Korrelation zu (Tab. 6.1)	C_Y	C_{Tr}	C_{Chla}	C_{Tr}	C_{Tr}
Reflexionsparameter	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$	R_{704nm} / R_{670nm}	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$	$(R_{556nm} - R_{750nm}) / (R_{647nm} - R_{750nm})$
abgeleitete Gleichung	$65,21x^{0,06} (DOC) - 343,58x^{0,35}$	$316,72\ln(x) - 188,12$	$-503,13x + 642,89$	$66,39x^{0,67}$	$77,50x + 102,01$
R^2	0,03 (DOC) 0,8	0,80	0,4	0,65	0,72
Gültiger Wertebereich [cm]	0 – 100 (DOC) 200 – 450	100 – 250	100 – 350	0 – 150	100 – 750
Konzentrationsbereiche [cm]	0 – 100, 100 – 200, 200 – 300, 300 – 400, 400 – 600, 600 – 800				

Tab. VIIIe Geänderte Abgrenzung der Eisenstadien durch verschiedene Reflexionsparameter.

		Stadium	$l (R_{\max})$ [nm]	R_{\max} - R_{\min} [%]	$S(R_{489\text{nm}} -$ $R_{\max})$ [% nm ⁻¹]	$S(R_{\max} -$ $R_{624\text{nm}})$ [% nm ⁻¹]	$R_{489\text{nm}} -$ $R_{624\text{nm}}$ [%]	$R_{556\text{nm}} -$ $R_{635\text{nm}}$ [%]
alt	neu	Ref. - Parameter	A	B	C	D	E	F
1.1	1.1 a	Eisen I	620 - 640	< 1,7	0,011 - 0,03	> 0,014		-0,8 - -0,7
1.1	1.1 b	Eisen I	620 - 640	< 1,7	< 0,03	> 0,01		< -0,8 -
1.1	1.1 c	Eisen II	620 - 640	2,0 - 2,5	< 0,03	< 0,01		< -0,8
1.2	1.2a	Eisen I	> 620	< 2,5			> -4	< -0,7
1.2	1.2b	Eisen I	> 620	2,5 -3			> -2	< -0,6
9.1	9.1	Eisen II	< 540			> -0,002		
11.1	11.1	Eisen I	=579	3-4				0 – 0,05
15.1	15.1	Eisen II	= 579	< 2		< -0,0055	-0,7 - 0	< 0,05
15.2	15.2	Eisen II	=579	1 – 1,4		> -0,007	-0,65 - 0	< 0,1

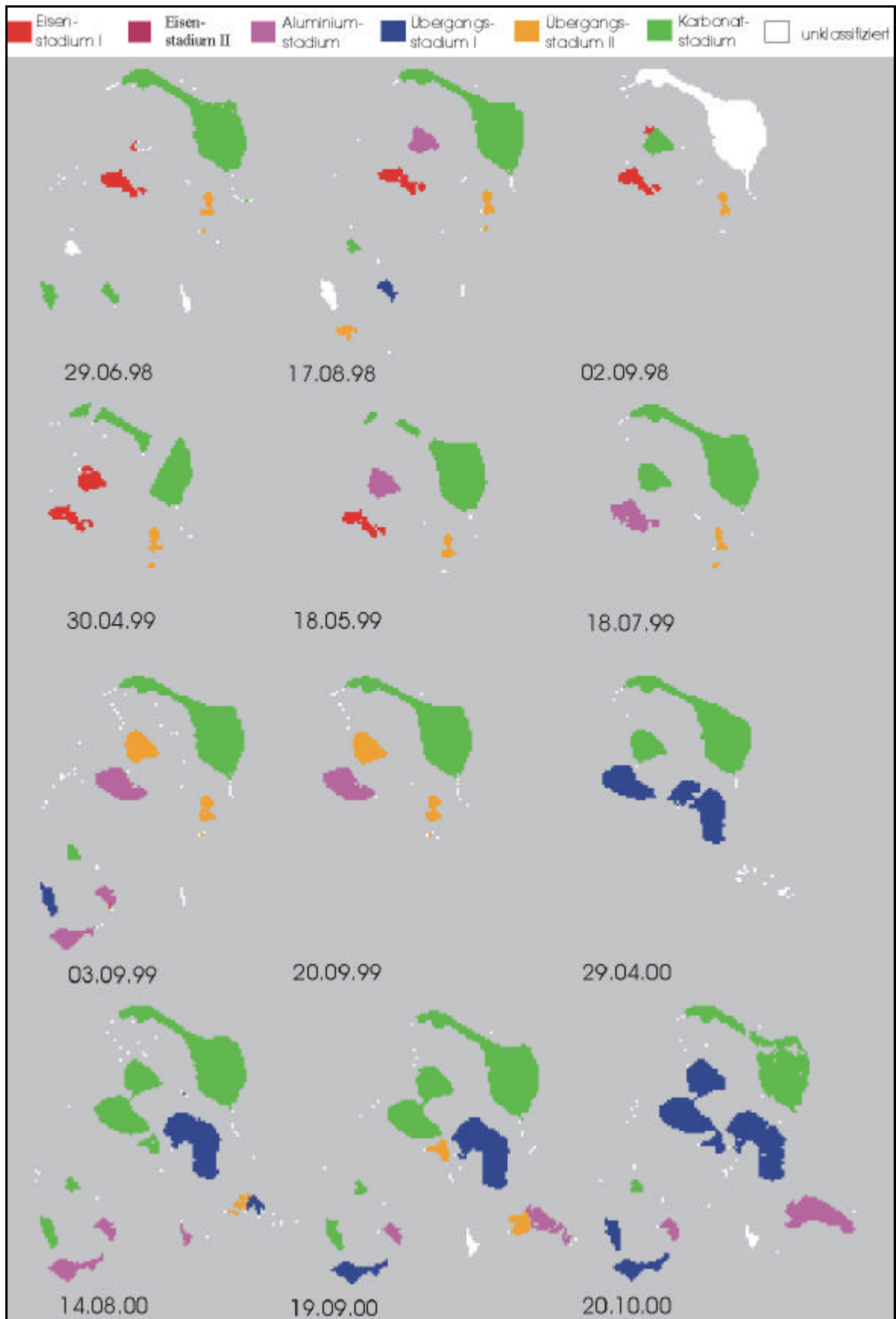


Abb. VIIIp Erweiterte Stadieneinteilung für den Testdatensatz der Goitsche.

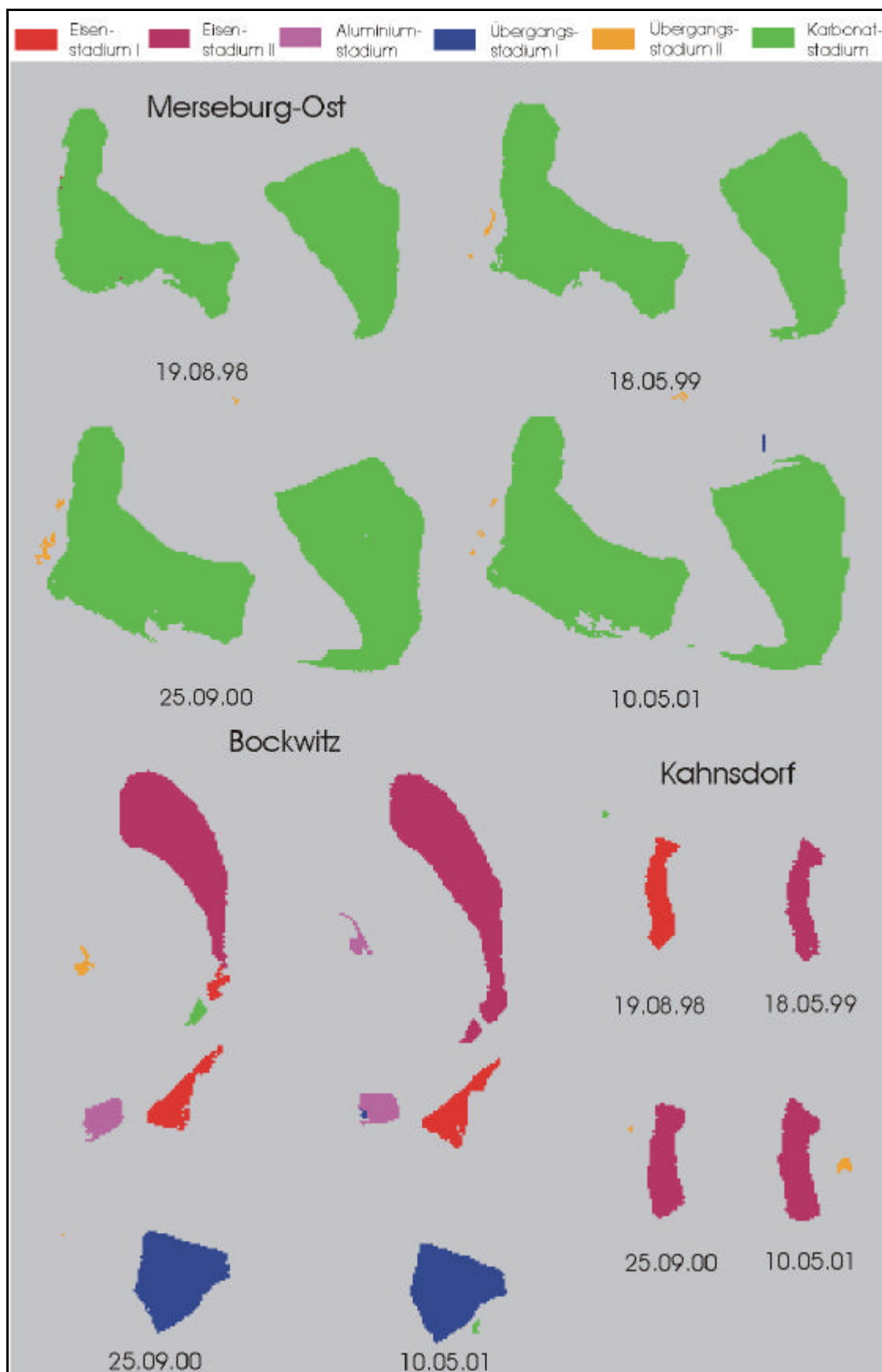


Abb. VIIIq Erweiterte Stadieneinteilung für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

```

pro xkonz. infile. outfile

metabands = 18
outfile = infile + 'c.ing'

stopl:
printf. hdROUT. ' 1 Stadieneinteilung.' :0
printf. hdROUT. ' 2 Chlorophyllkonzentration.' :1
printf. hdROUT. ' 3 Triptonkonzentration.' :2
printf. hdROUT. ' 4 Gelbstoffkonzentration.' :3
printf. hdROUT. ' 5 Sichttiefe.' :4
printf. hdROUT. ' 6 Green.' :5
printf. hdROUT. ' 7 Echtfarb(Red).' :6
printf. hdROUT. ' 8 Echtfarb(Green).' :7
printf. hdROUT. ' 9 Echtfarb(Blue).' :8
printf. hdROUT. '10 Carotinoide.' :b9
printf. hdROUT. '11 Chlorophyll b.' :b10
printf. hdROUT. '12 Phycoerythrin.' :b11
printf. hdROUT. '13 Phycocyanin.' :b12
printf. hdROUT. '14 Stadien.' :b13
printf. hdROUT. '15 Azidität.' :b14
printf. hdROUT. '16 pH-Wert.' :b15
printf. hdROUT. '17 DOC.' :b16
printf. hdROUT. '18 Eisen)' :b17

; Ausgabematrix berechnen
for i=0, samples - 1 do begin
  for j=0, lines - 1 do begin

    outmat(i, j, 5) = inpmat(i, j, 4-1)
    outmat(i, j, 9) = inpmat(i, j, 27-1)
    outmat(i, j, 10) = inpmat(i, j, 29-1)
    outmat(i, j, 11) = inpmat(i, j, 20-1)
    outmat(i, j, 12) = inpmat(i, j, 26-1)
    outmat(i, j, 6) = inpmat(i, j, 4)
    outmat(i, j, 7) = inpmat(i, j, 5)
    outmat(i, j, 8) = inpmat(i, j, 6)
    outmat(i, j, 13) = inpmat(i, j, 30-1)

    if inpmat(i, j, 0) lt 1 then $
      .Land
      begin
        outmat(i, j, 0) = -1.
        outmat(i, j, 1) = -1.
        outmat(i, j, 2) = -1.
        outmat(i, j, 3) = -1.
        outmat(i, j, 4) = -1.
        outmat(i, j, 13) = -1.
      end else $

      .Wasser
      begin

      .Konzentrationsberechnung
        outmat(i, j, 0) = inpmat(i, j, 25-1)
        outmat(i, j, 13) = inpmat(i, j, 30-1)
        if inpmat(i, j, 30-1) eq 7 then begin
          ; unklassifiziert
          outmat(i, j, 1) = -2.
          outmat(i, j, 2) = -2.
          outmat(i, j, 3) = -2.
          outmat(i, j, 4) = -2.
        end else $
    if inpmat(i, j, 30-1) gt 0.5 and inpmat(i, j, 30-1) lt 1.3 then begin
      ; Eisenstadium I
      outmat(i, j, 1) = (56.37 * inpmat(i, j, 18)) - 48.5 ; Chlorophyllberechnung
      outmat(i, j, 2) = 2.14 *(inpmat(i, j, 22))+0.71 ; Triptonberechnung
      outmat(i, j, 3) = 7.03 * (inpmat(i, j, 19)^(-1.11)) ; Gelbstoffberechnung
      outmat(i, j, 4) = 65.21 * inpmat(i, j, 19)^(0.06) ; Sichttiefe
      outmat(i, j, 14) = 12 ; Azidität
      outmat(i, j, 15) = 3 ; pH-Wert
      outmat(i, j, 16) = 2.5 ; DOC
      outmat(i, j, 17) = 30.5 * (outmat(i, j, 4)^0.64) ; Eisen
    end else $
    if inpmat(i, j, 30-1) gt 1.3 and inpmat(i, j, 30-1) lt 2.7 then begin
      ; Eisenstadium II
      outmat(i, j, 1) = (56.37 * inpmat(i, j, 18)) - 48.5 ; Chlorophyllberechnung
      outmat(i, j, 2) = 2.14 *(inpmat(i, j, 22))+0.71 ; Triptonberechnung
      outmat(i, j, 3) = 1.2 * (inpmat(i, j, 19)^(-0.74)) ; Gelbstoffberechnung
      outmat(i, j, 4) = 343.58 * inpmat(i, j, 19)^(0.35) ; Sichttiefe
      outmat(i, j, 14) = 6.5 * (outmat(i, j, 4)^0.62) ; Azidität
      outmat(i, j, 15) = 2.9 * (outmat(i, j, 4)^(-0.09)) ; pH-Wert
      outmat(i, j, 16) = 1.5 ; DOC
      outmat(i, j, 17) = 30.5 * (outmat(i, j, 4)^0.64) ; Eisen
    end else $
  end
end

```

Abb. VIIIr Ausschnitt aus dem IDL-Programm xkonz.

Tab. VIII.f Übersicht über die darzustellenden Konzentrationsbereiche der einzelnen Wasserinhaltsstoffe und ihre farbliche Zuordnung.

Limnologischer Parameter	Konzentrationsbereiche						
	0 – 1		1 – 2	2 – 5	5 - 10	10 – 20	> 20
Gelbstoffkonz. [m^{-1}]	0 – 1		1 – 2	2 – 5	5 - 10	10 – 20	> 20
Chlorophyll-a-Konz. [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0 – 5		5 – 10	10 – 20	20 - 40		> 40
Triptonkonz. [mg l^{-1}]	0 – 2		2 – 5	5 - 10		> 10	
Sichttiefe [m]	> 6		4 – 6	3 – 4	2 – 3	1 – 2	0 – 1
Azidität [mmol l^{-1}]	0 - 1		1 - 2	2 - 5		5 - 10	> 10
pH-Wert	> 8	7 - 8	6 - 7	5 - 6	4 - 5	3,2 - 4	< 3,2
DOC-Konz. [mg l^{-1}]	0 - 2		2 - 5	5 - 10			> 10
Eisenionenzkonz. [mg l^{-1}]	0 - 1		1 - 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100
Farbgebung							
R	28	38	0	255	255	255	255
G	1	175	216	255	204	153	0
B	163	164	129	0	0	51	0

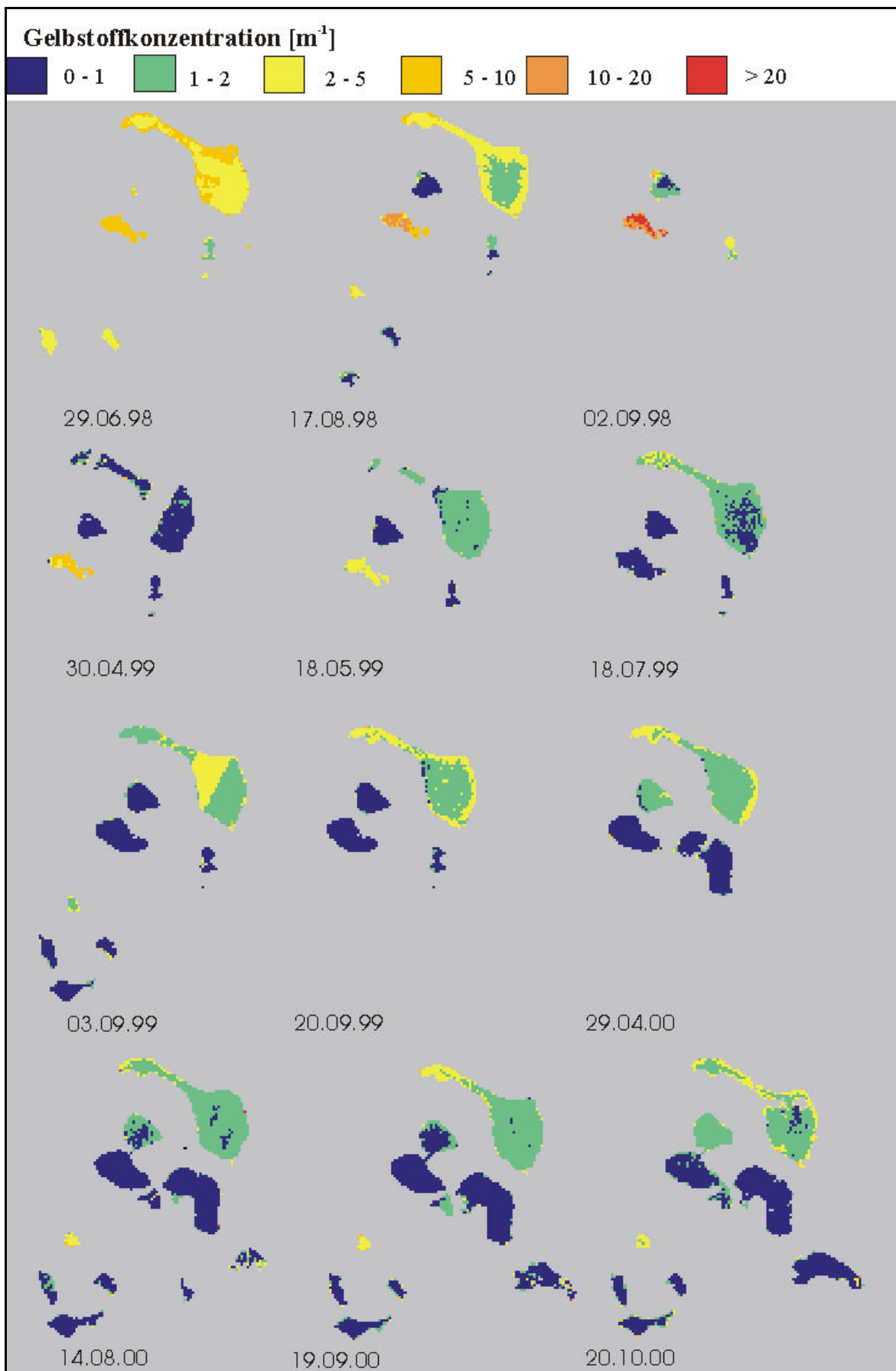


Abb. VIII.8 Gelbstoffkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

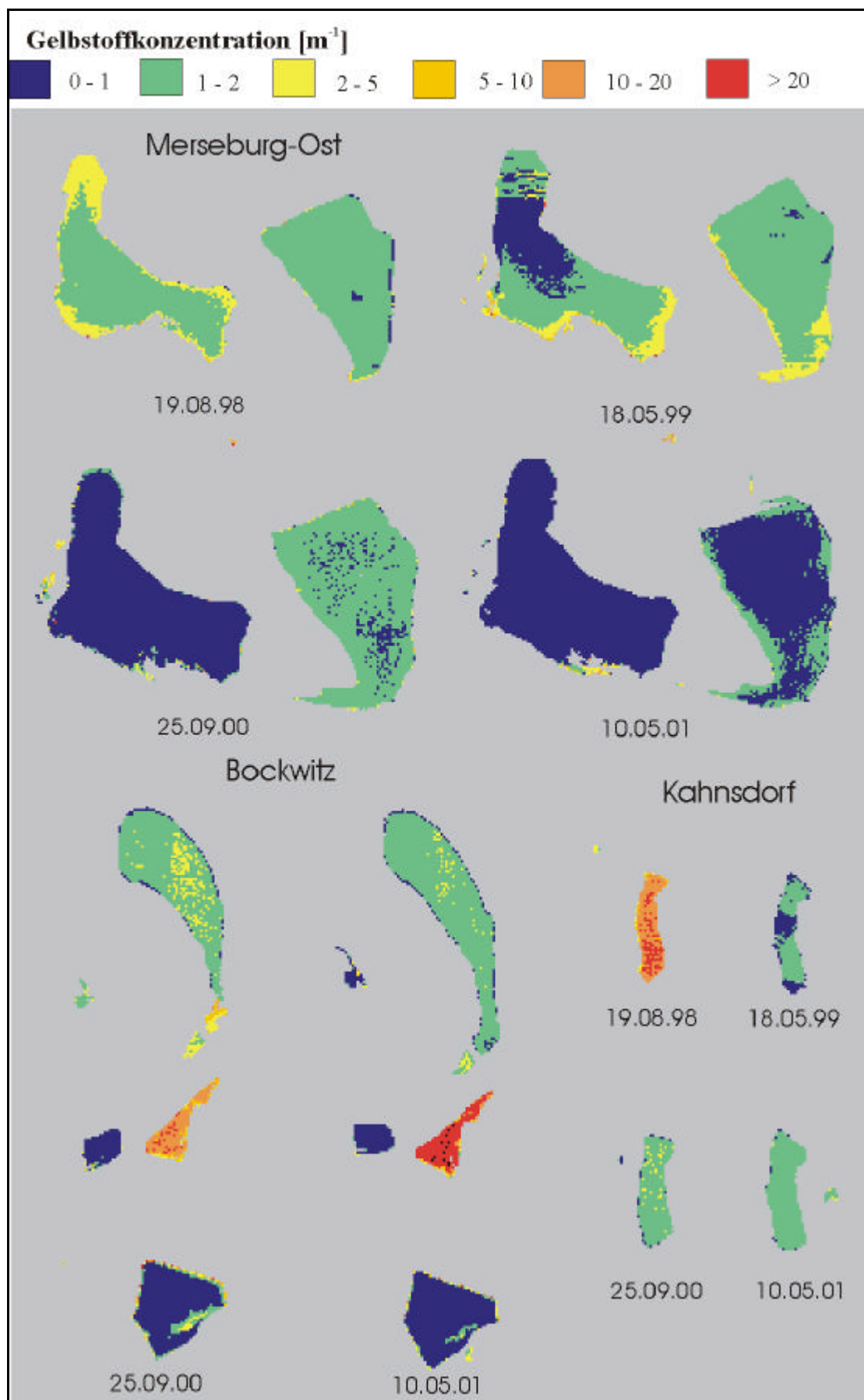


Abb. VIII.t Gelbstoffkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

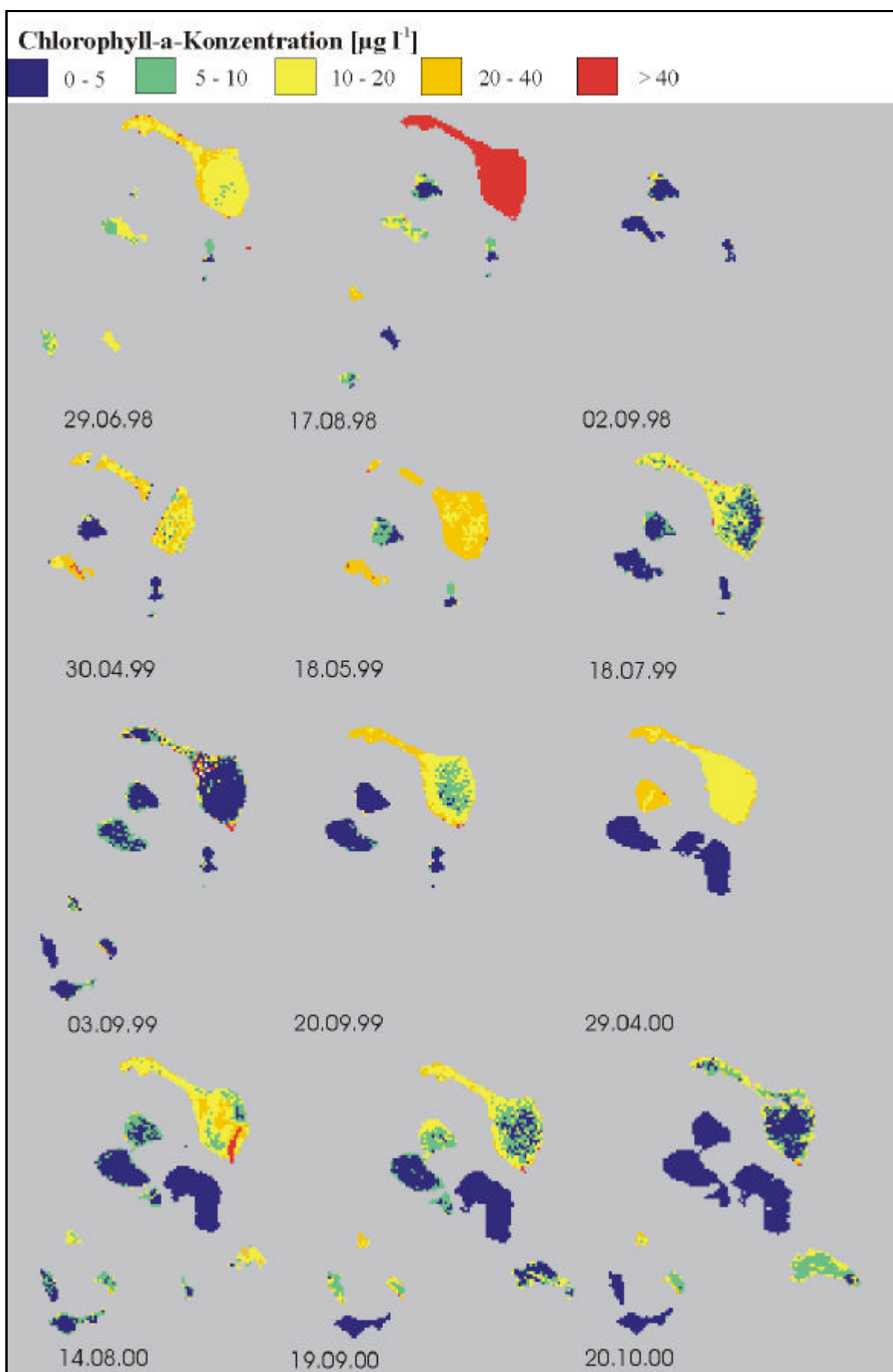


Abb. VIIIu Chlorophyll-a-Konzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

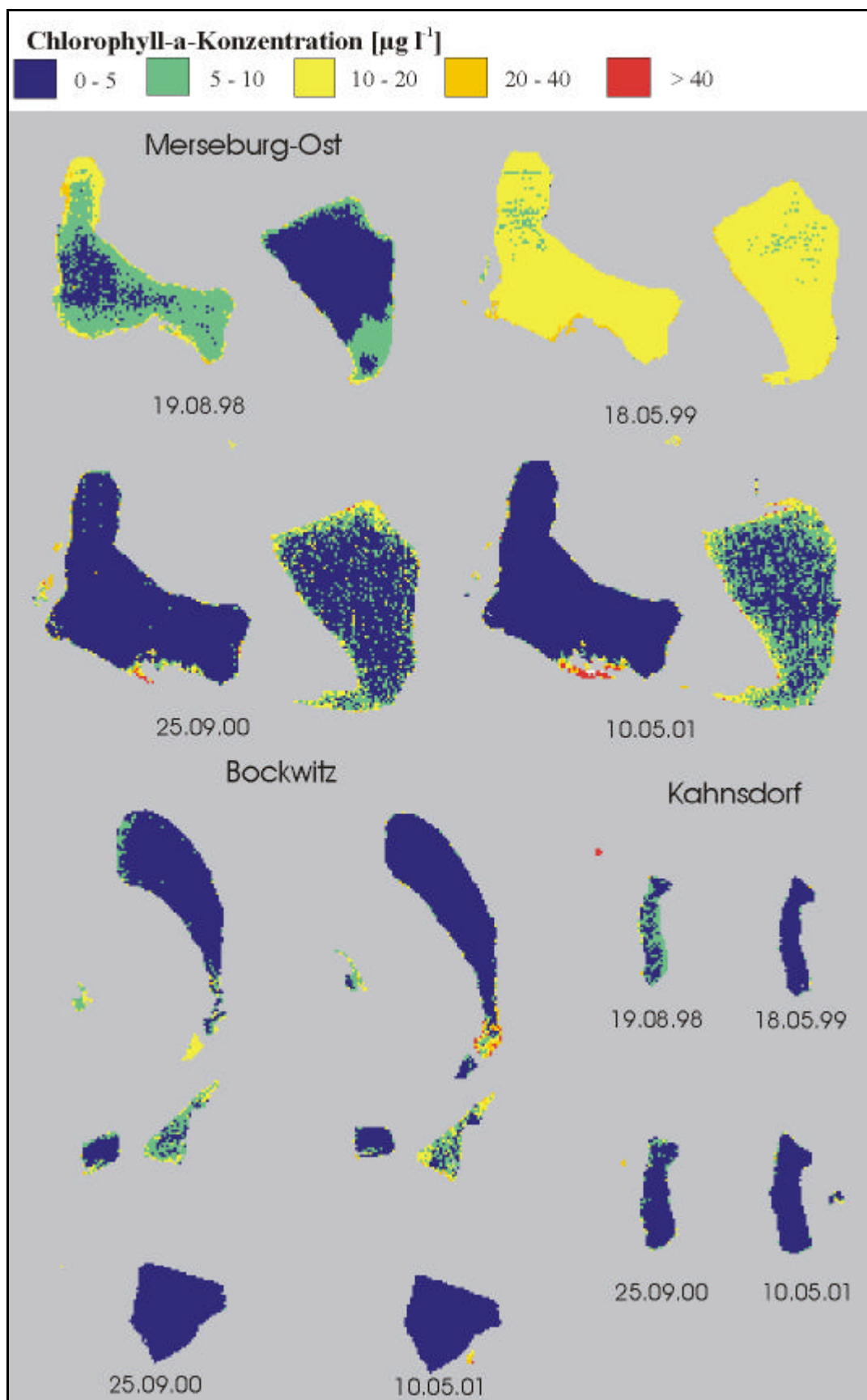


Abb. VIII.v Chlorophyll-a-Konzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

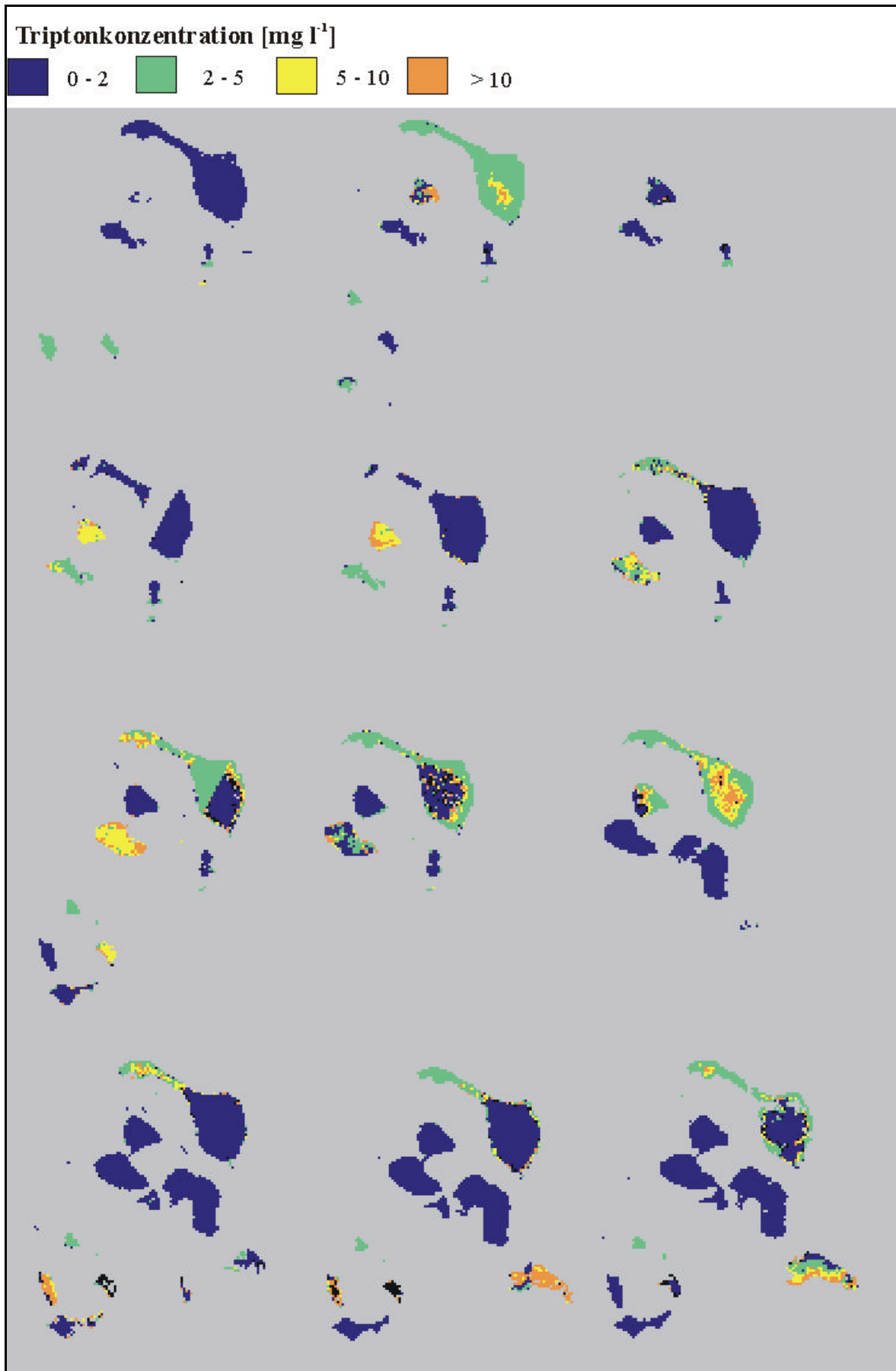


Abb. VIII.w Triptonkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

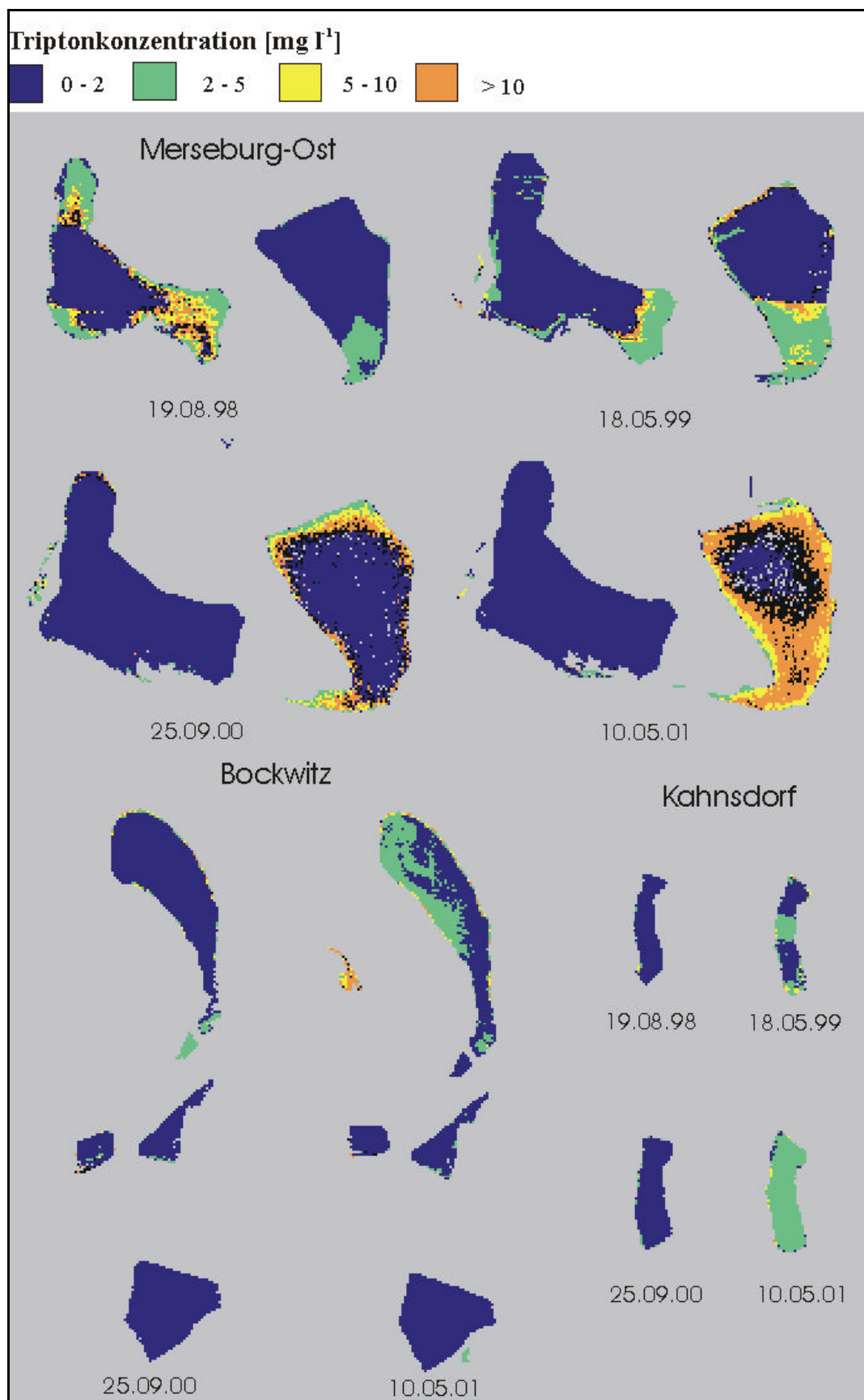


Abb. VIIIx Triptonkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

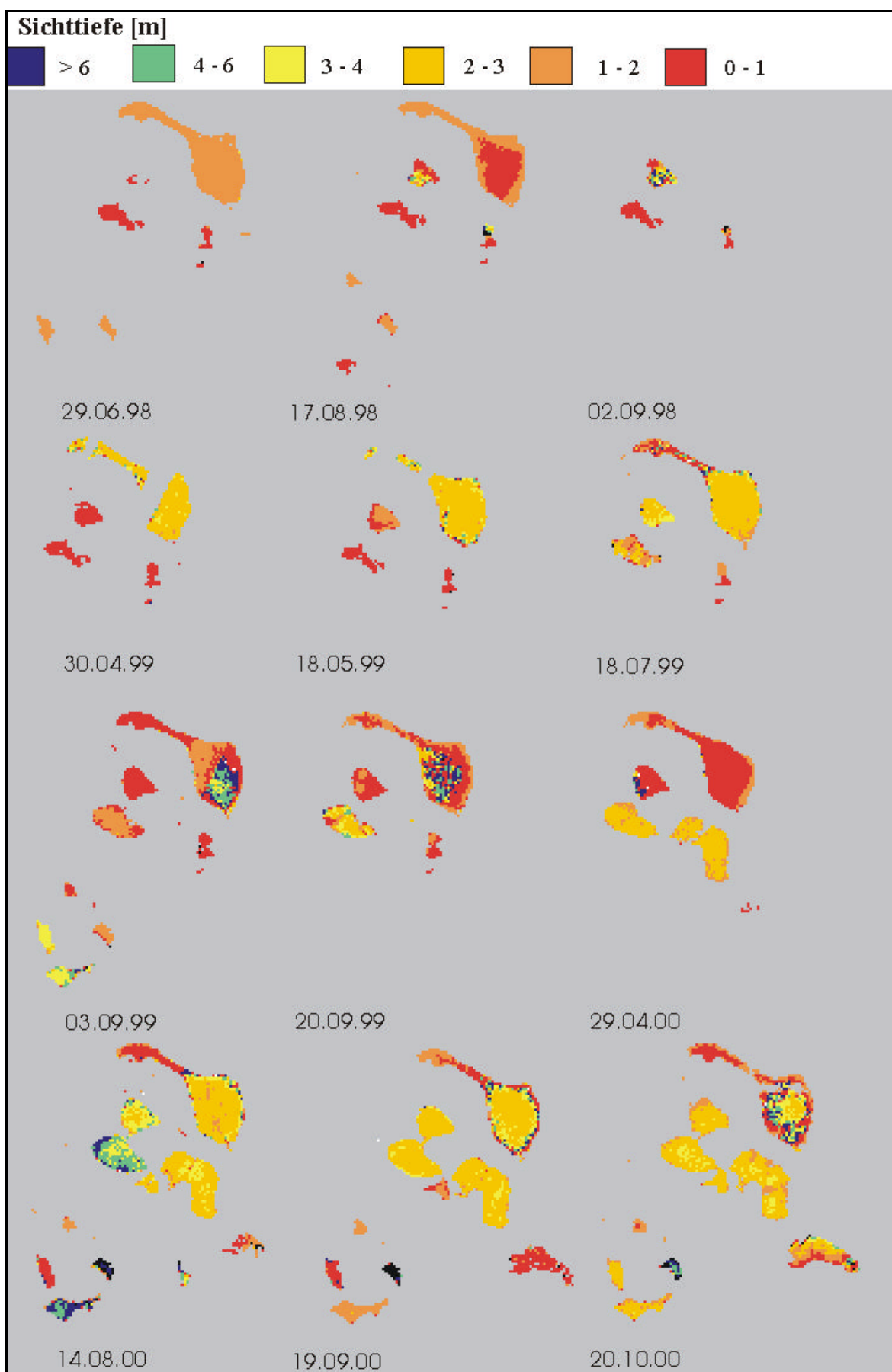


Abb. VIIIy Sichttiefe für den Testdatensatz der Goitsche.

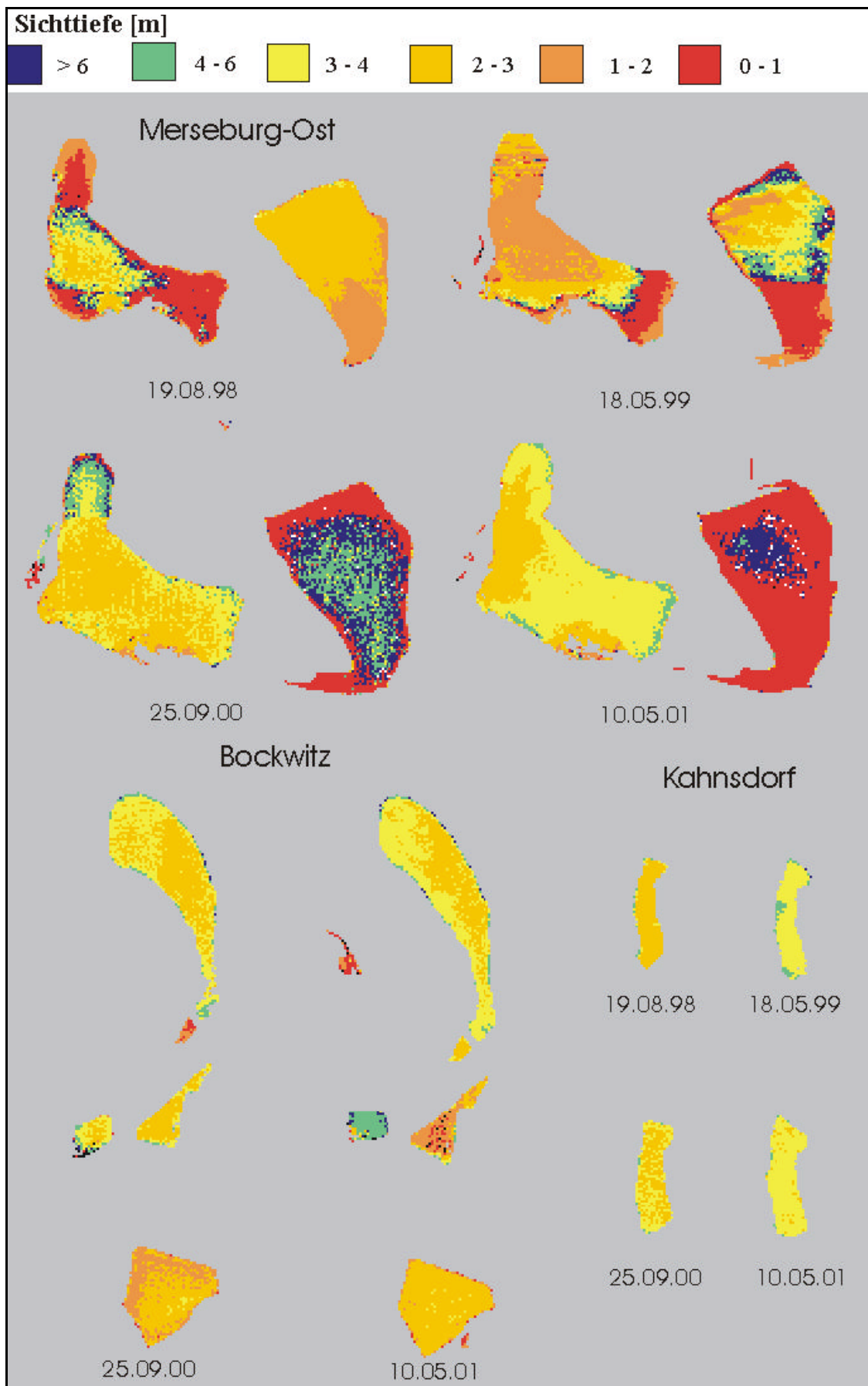
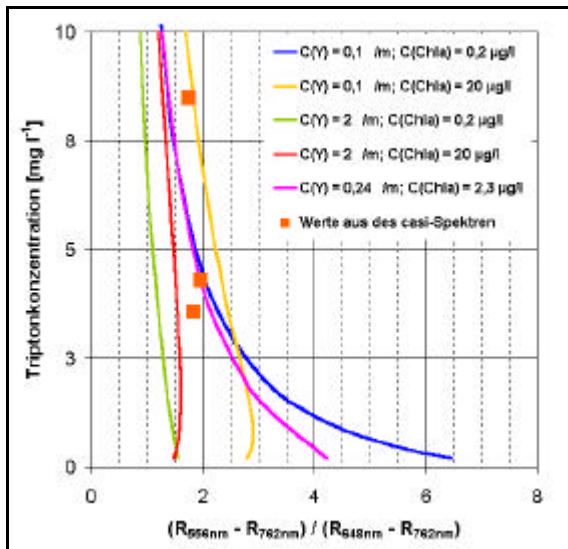
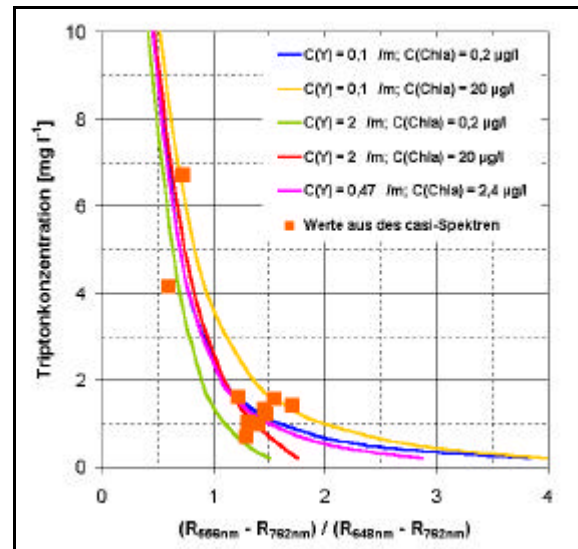


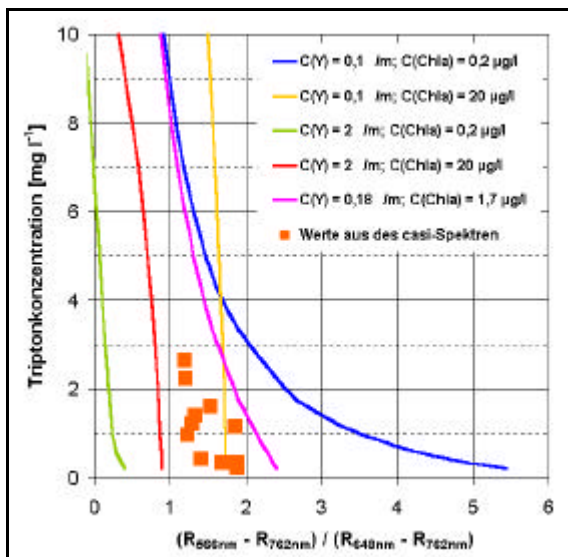
Abb. VIIIz Sichttiefe für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.



1)

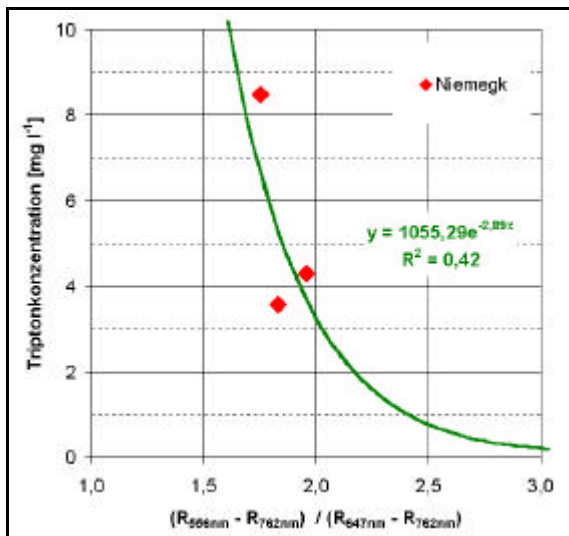


2)

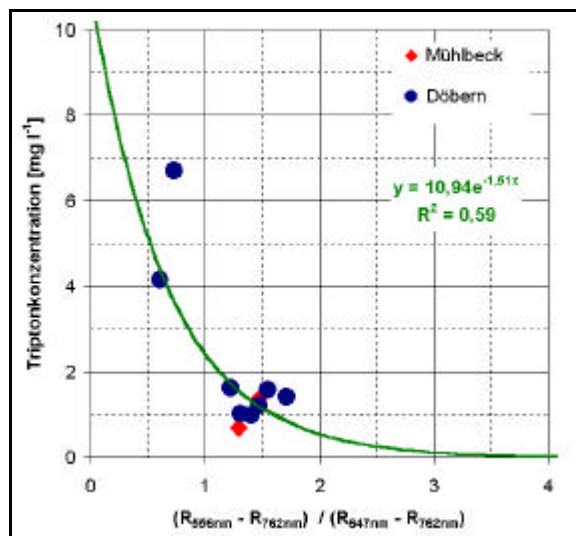


3)

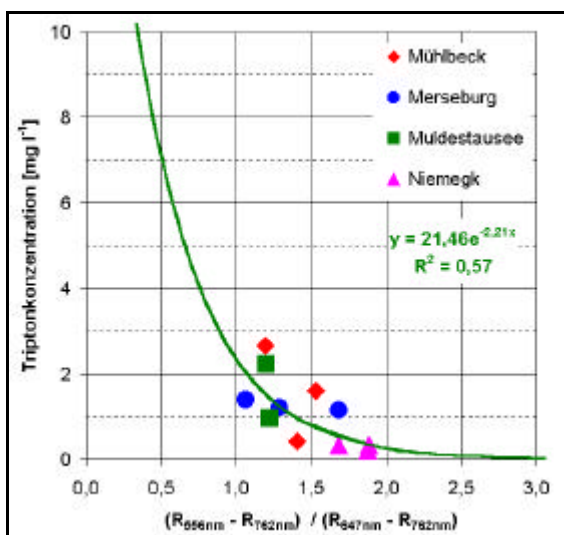
Abb. VIIIaa 1) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Aluminiumstadium.
 2) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Übergangstadium II.
 3) Modellierte Korrelationen zwischen der Triptonkonzentration und $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{648nm} - R_{762nm})$ für die fünf Bereiche inkl. der dazugehörigen *casi*-Daten im Karbonatstadium.



1)

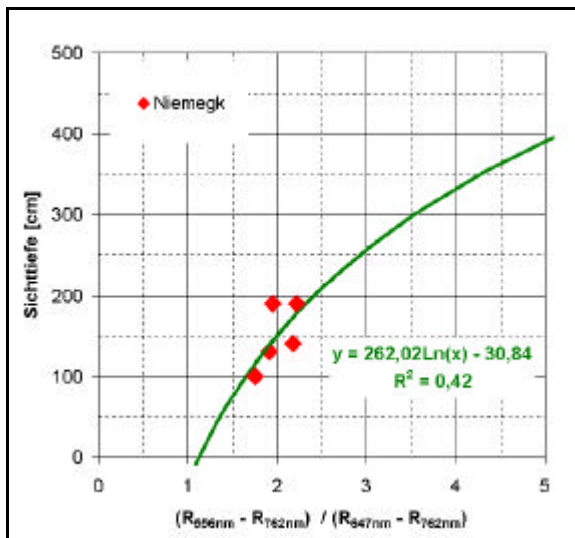


2)

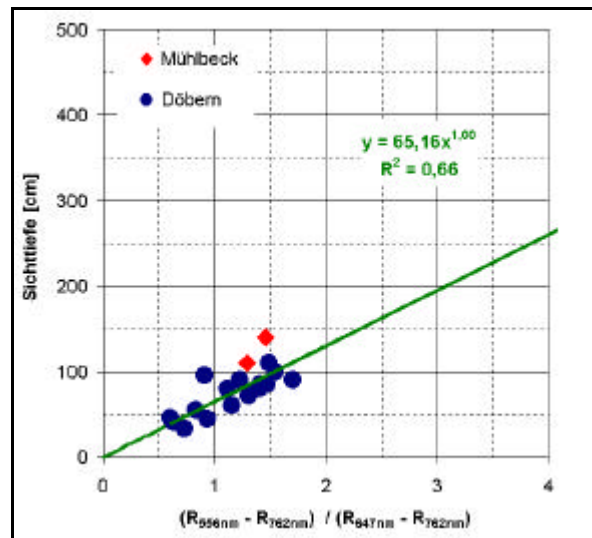


3)

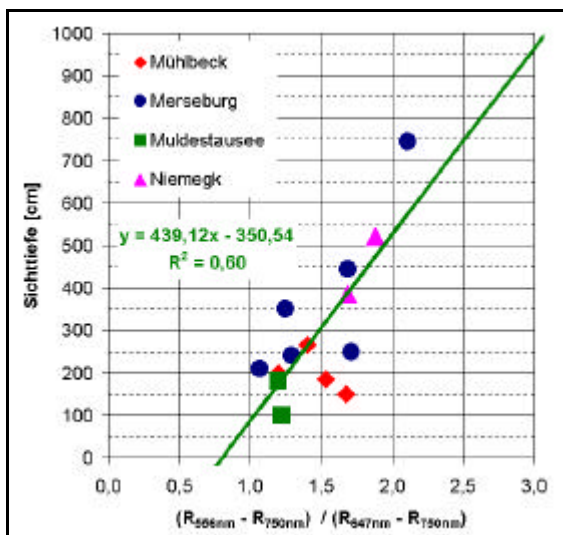
Abb. VIIIbb 1) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Aluminiumstadium.
 2) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Übergangstadium II.
 3) Abhängigkeit der Triptonkonzentration von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Karbonatstadium.



1)



2)



3)

Abb. VIIIcc 1) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Aluminiumstadium.
 2) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Übergangstadium II.
 3) Abhängigkeit der Sichttiefe von $(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$ im Karbonatstadium.

Tab. VIII.g Überarbeitete Zusammenfassung der Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Triptonkonzentration.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Reflexionsparameter	$R_{636nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$R_{556nm} - R_{750nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$
abgeleitete Gleichung	$2,14x+0,71$	$1055,3e^{-2,89x}$	$0,11e^{0,39x}$	$10,94e^{-1,51x}$	$21,4e^{-2,21x}$
R ²	0,70	0,42	-	0,59	0,57
Gültiger Wertebereich [mg l ⁻¹]	0 – 2,5	3 - 9	0 - 2	0,5 - 7	0 – 4
Konzentrationsbereiche [mg l ⁻¹]	0 – 2, 2 – 5, 5 - 10				

Tab. VIII.h Überarbeitete Zusammenfassung der Reflexionsparameter und Gleichungen zur Ableitung der Sichttiefe.

Stadium	Eisen	Aluminium	Übergang I	Übergang II	Karbonat
Korrelation zu (Tab. 6.1)	C _Y	C _{Tr}	C _{Chla}	C _{Tr}	C _{Tr}
Reflexionsparameter	$R_{568nm} - R_{489nm}$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	R_{704nm} / R_{670nm}	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$	$(R_{556nm} - R_{762nm}) / (R_{647nm} - R_{762nm})$
abgeleitete Gleichung	$65,21x^{0,06}(\text{DOC}) - 343,58x^{0,35}$	$262,02\ln(x) - 30,84$	$-503,13x + 642,89$	$65,16x^{1,0}$	$439,12x - 350,54$
R ²	0,03 (DOC) 0,8	0,42	0,4	0,66	0,60
Gültiger Wertebereich [cm]	0 – 100 (DOC) 200 - 450	100 - 250	100 - 350	0 - 150	100 – 750
Konzentrationsbereiche [cm]	0 – 100, 100 – 200, 200 – 300, 300 – 400, 400 – 600, 600 - 800				

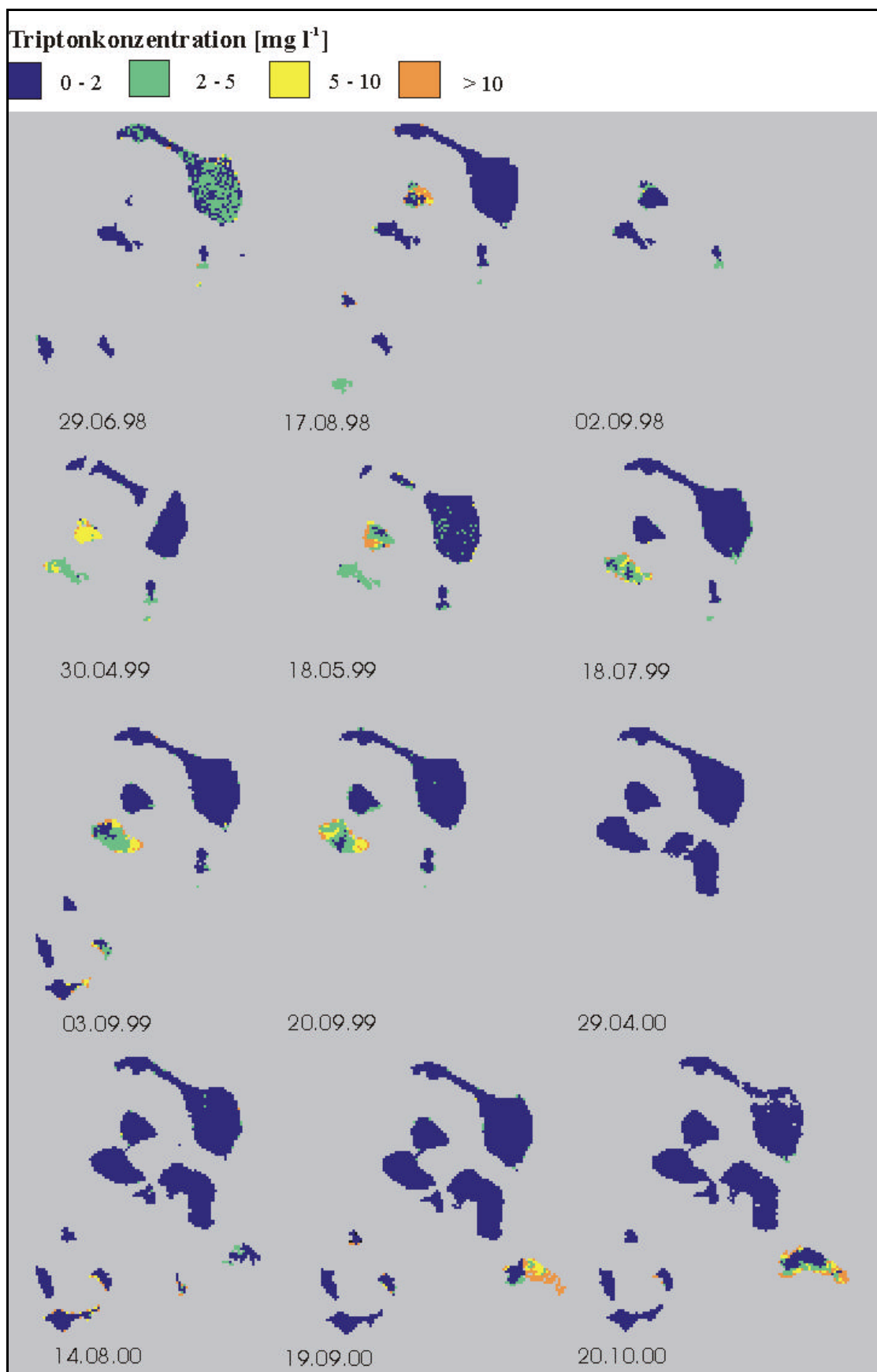


Abb. VIIIdd Überarbeitete Triptonkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

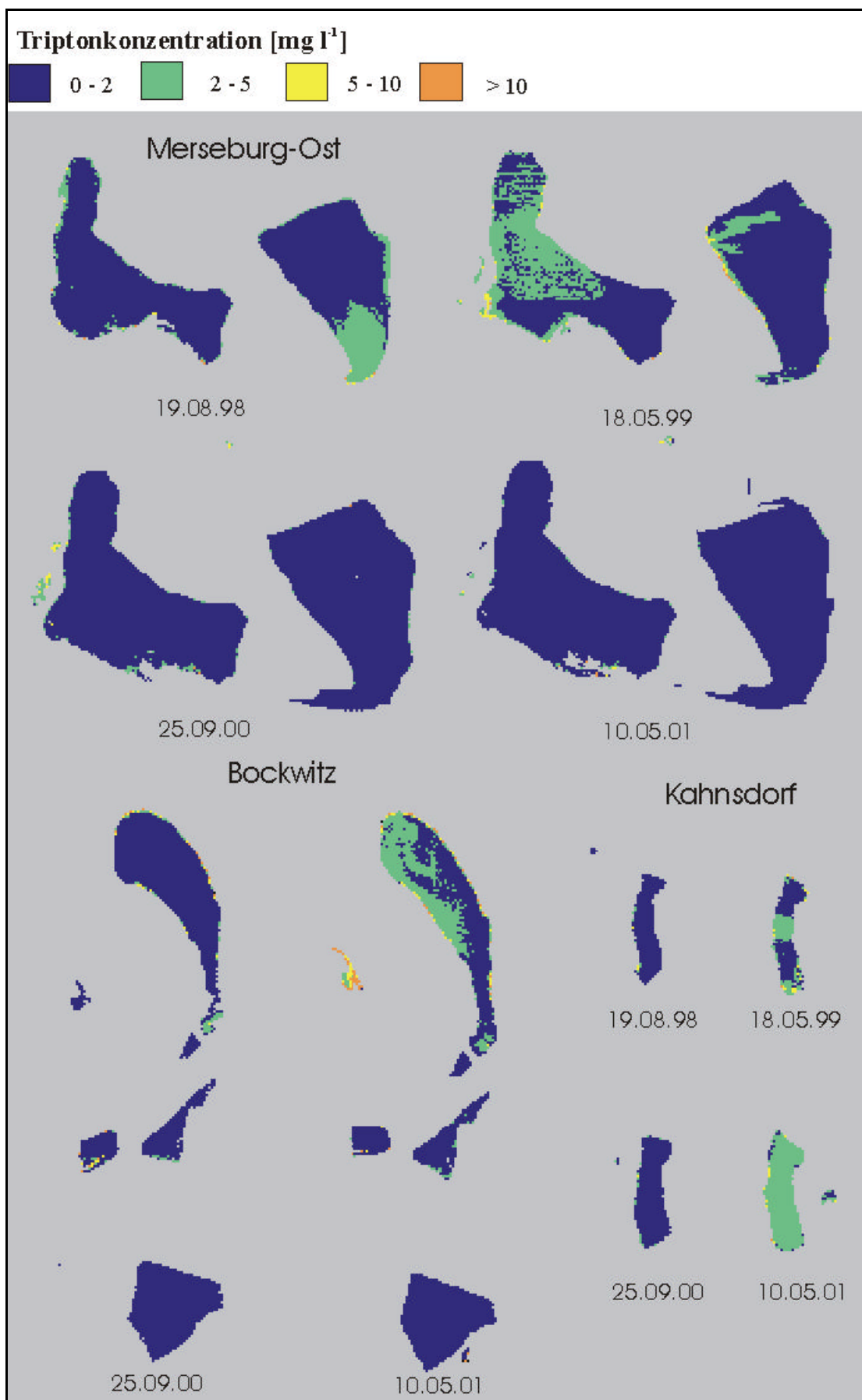


Abb. VIII.1 Überarbeitete Triptonkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

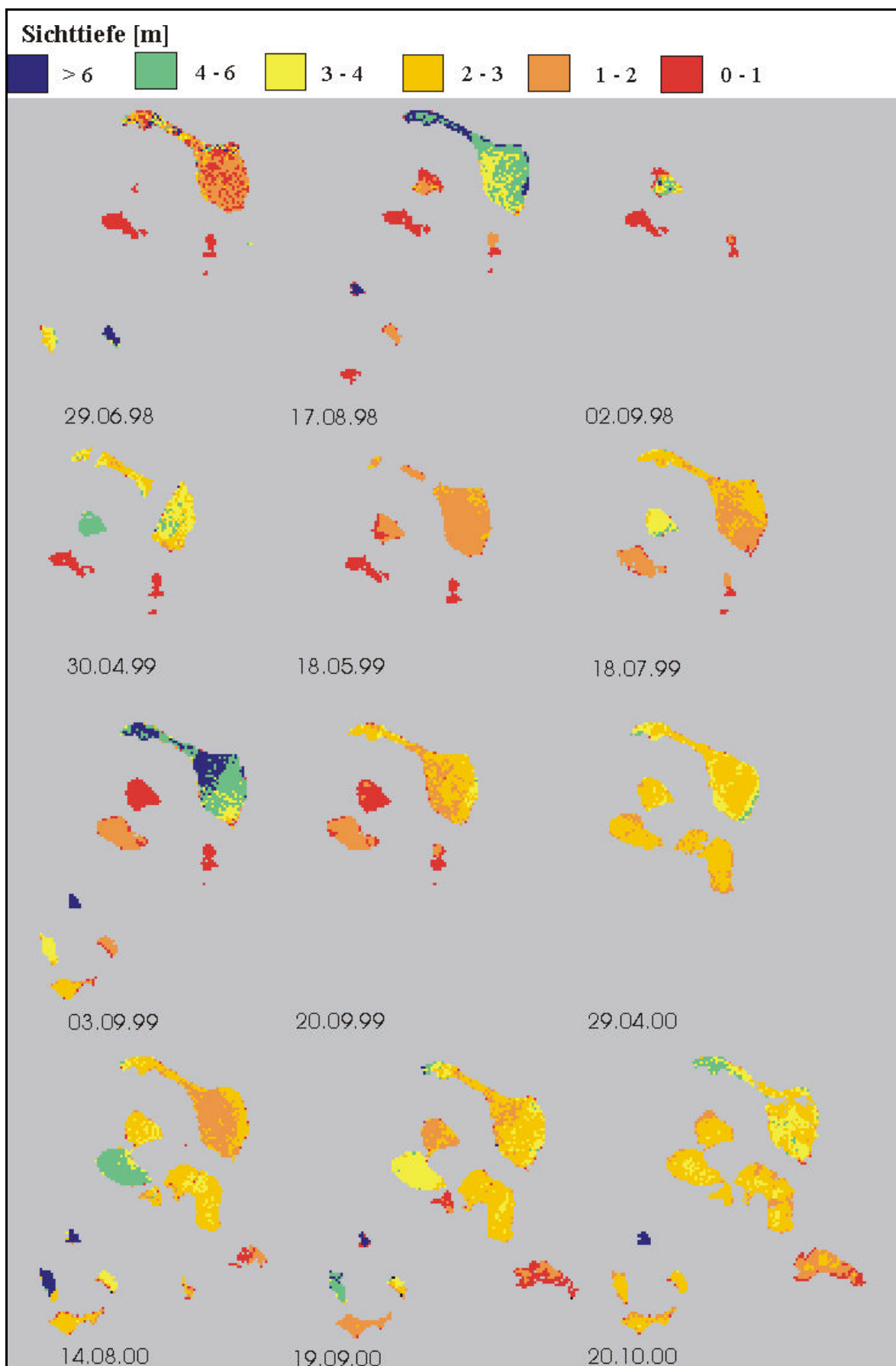


Abb. VIIIff Überarbeitete Sichttiefe für den Testdatensatz der Goitsche.

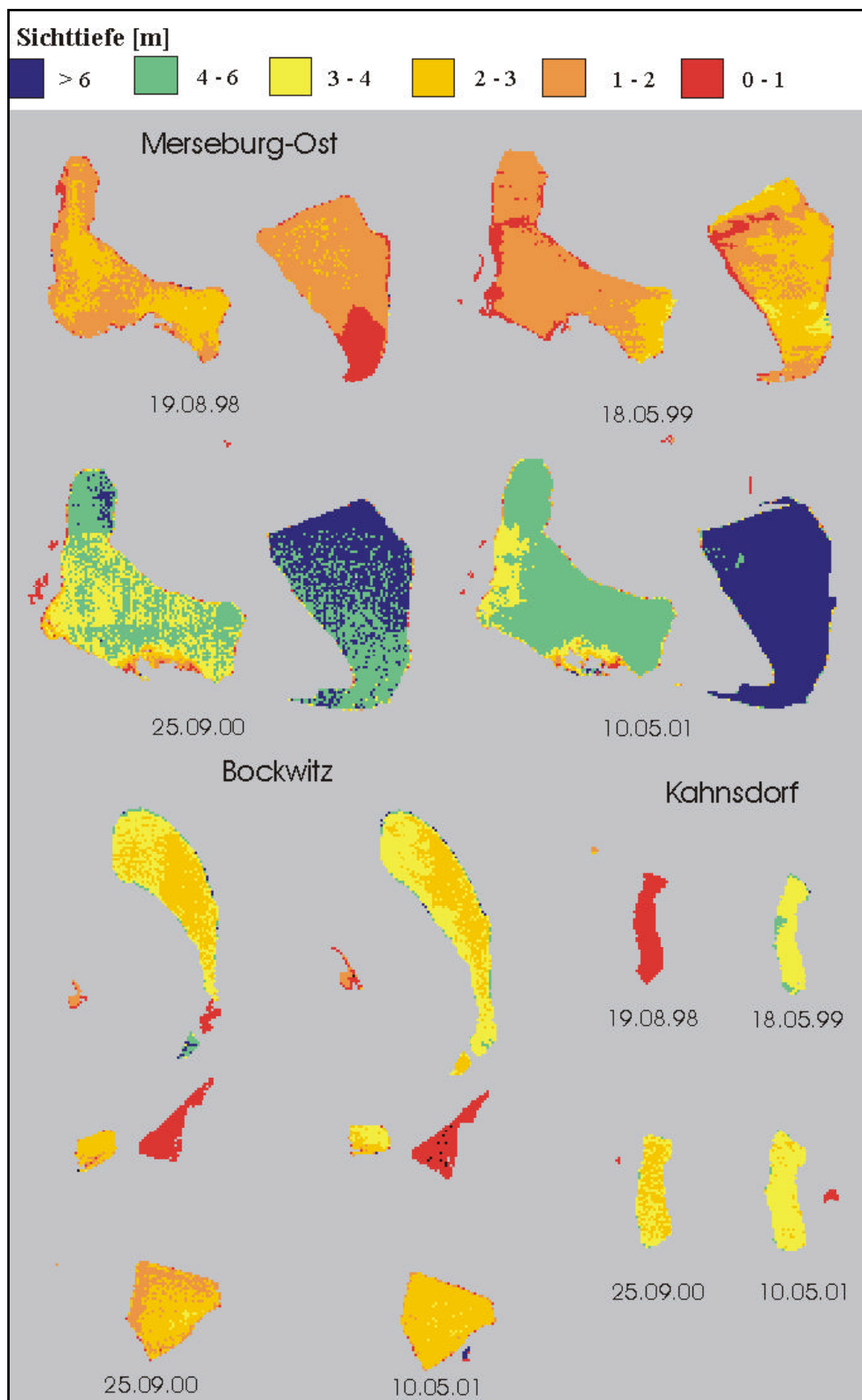
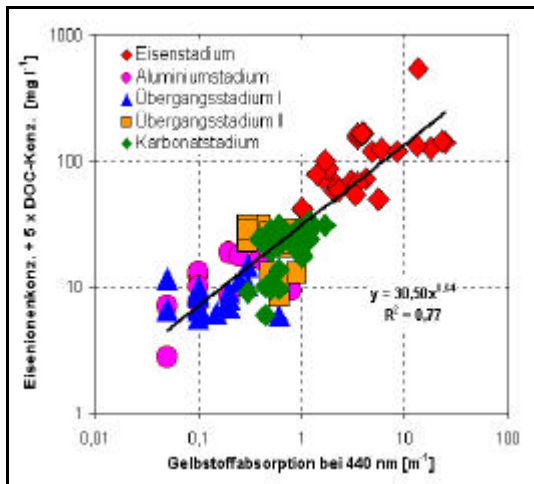
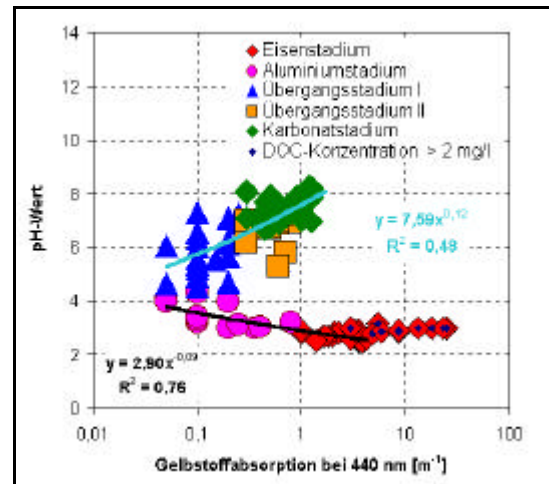


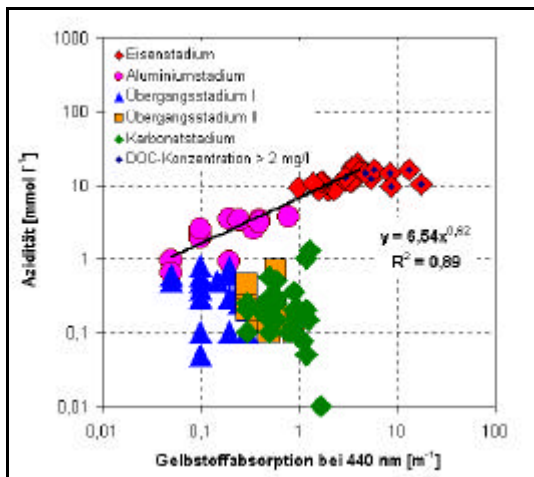
Abb. VIIIgg Überarbeitete Sichttiefe für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.



1)



2)



3)

Abb. VIIIhh 1) Abhängigkeit der Eisen- + 5x DOC-Konzentration von der Gelbstoffkonzentration.
 2) Abhängigkeit der Azidität von der Gelbstoffkonzentration.
 3) Abhängigkeit des pH-Werts von der Gelbstoffkonzentration.

Tab. VIIIi Gleichungen bzw. Wertebereiche zur Ableitung verschiedener Parameter.

	Eisen- stadium I	Eisen- stadium II	Aluminium- stadium	Übergangs- stadium I	Übergangs- stadium II	Karbonat- stadium
Eisenionen- konz.	$30,5 * C_Y^{0,64}$	$30,5 * C_Y^{0,64}$	$30,5 * C_Y^{0,64}$	0 - 1	0 - 1	0 - 1
DOC-Konz.	2-5	0 - 2	0 - 2	$(30,5 * C_Y^{0,64}) / 5$	$(30,5 * C_Y^{0,64}) / 5$	$(30,5 * C_Y^{0,64}) / 5$
pH-Wert	2 - 3,2	$2,9 * C_Y^{-0,09}$	$2,9 * C_Y^{-0,09}$	$7,59 * C_Y^{0,12}$	$7,59 * C_Y^{0,12}$	$7,59 * C_Y^{0,12}$
Azidität	10 - 20	$6,5 * C_Y^{0,62}$	$6,5 * C_Y^{0,62}$	0 - 1	0 - 1	0 - 1

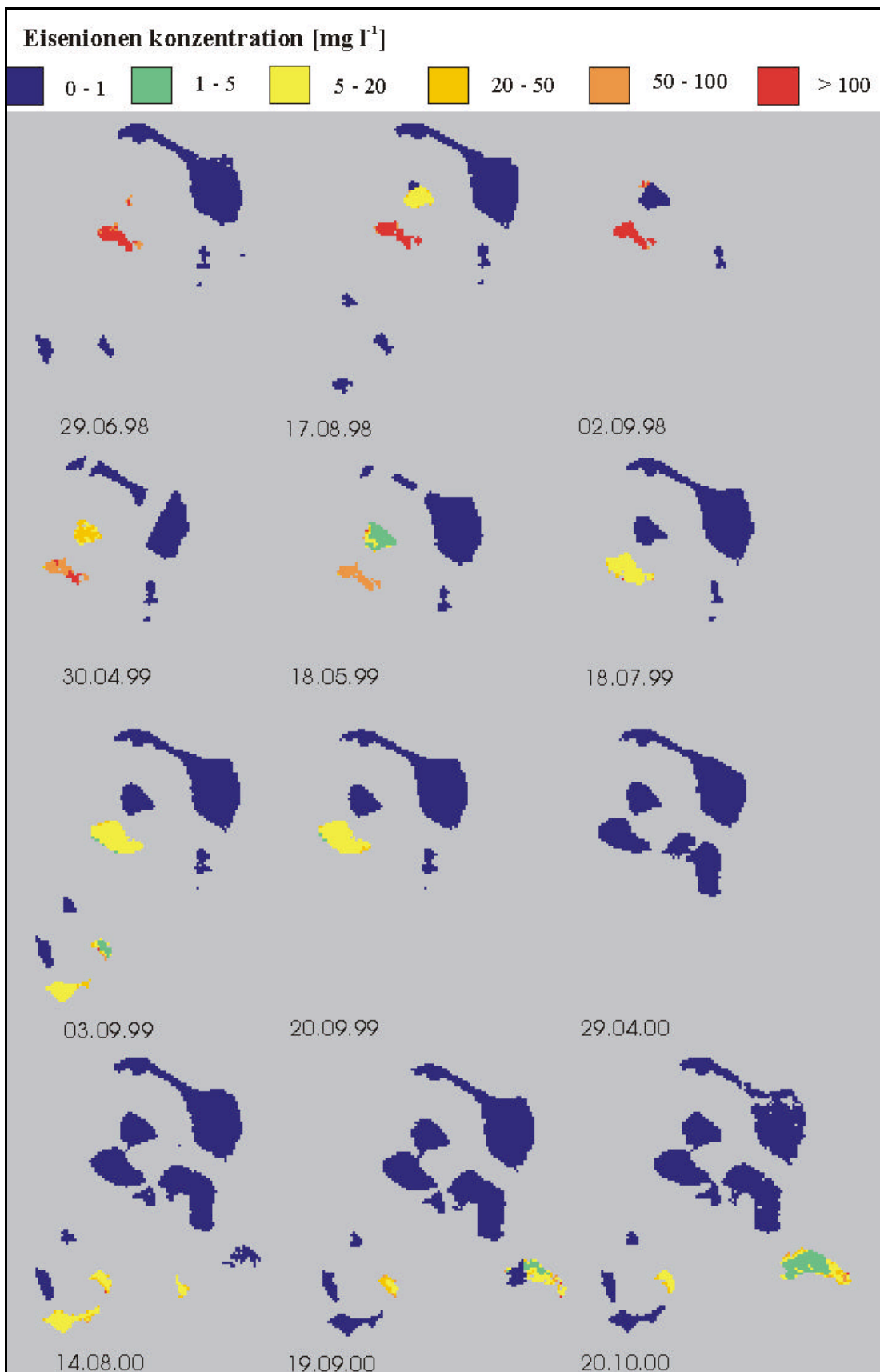


Abb. VIIIli Eisenionenkonzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

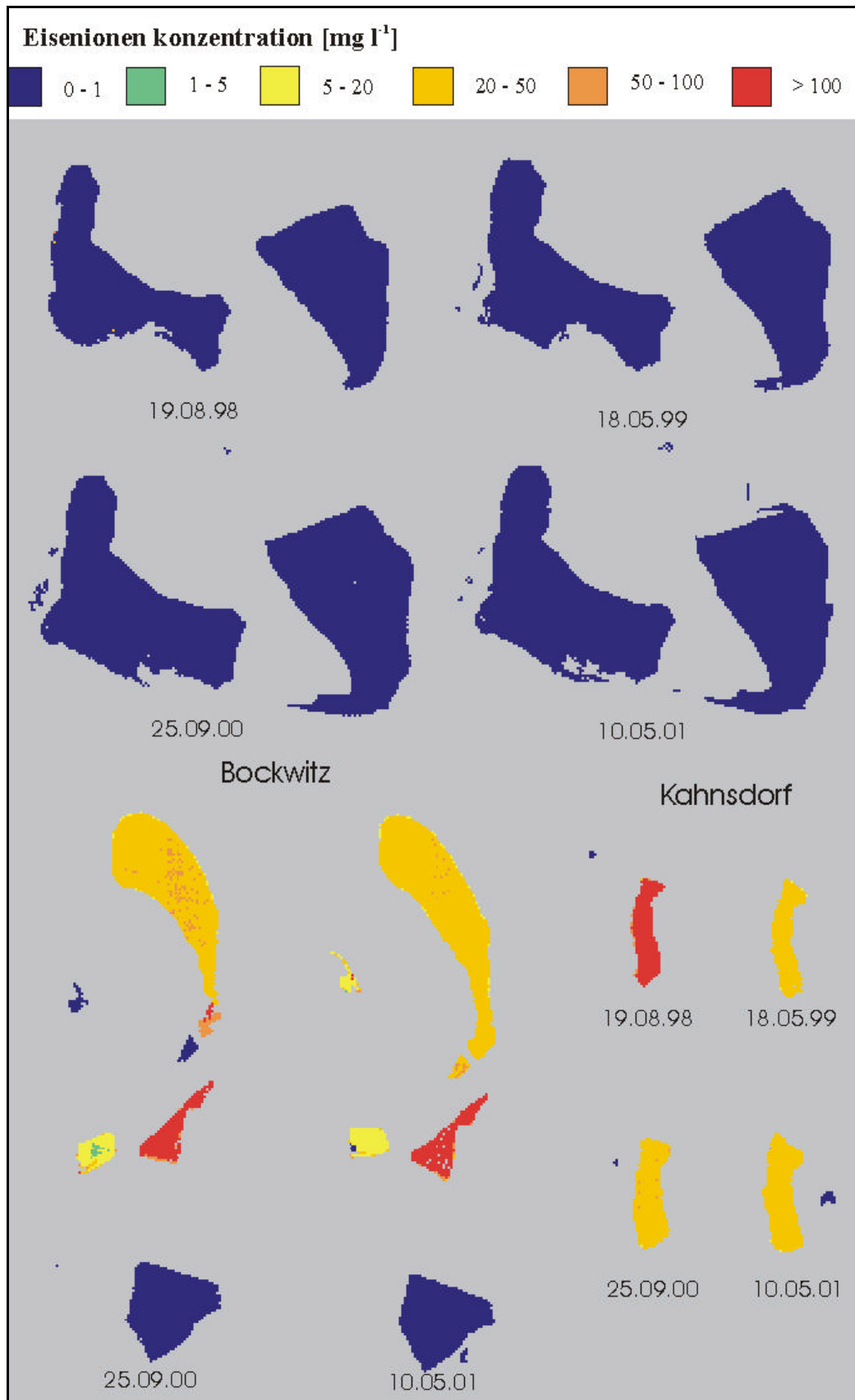


Abb. VIII.jj Eisenionenkonzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

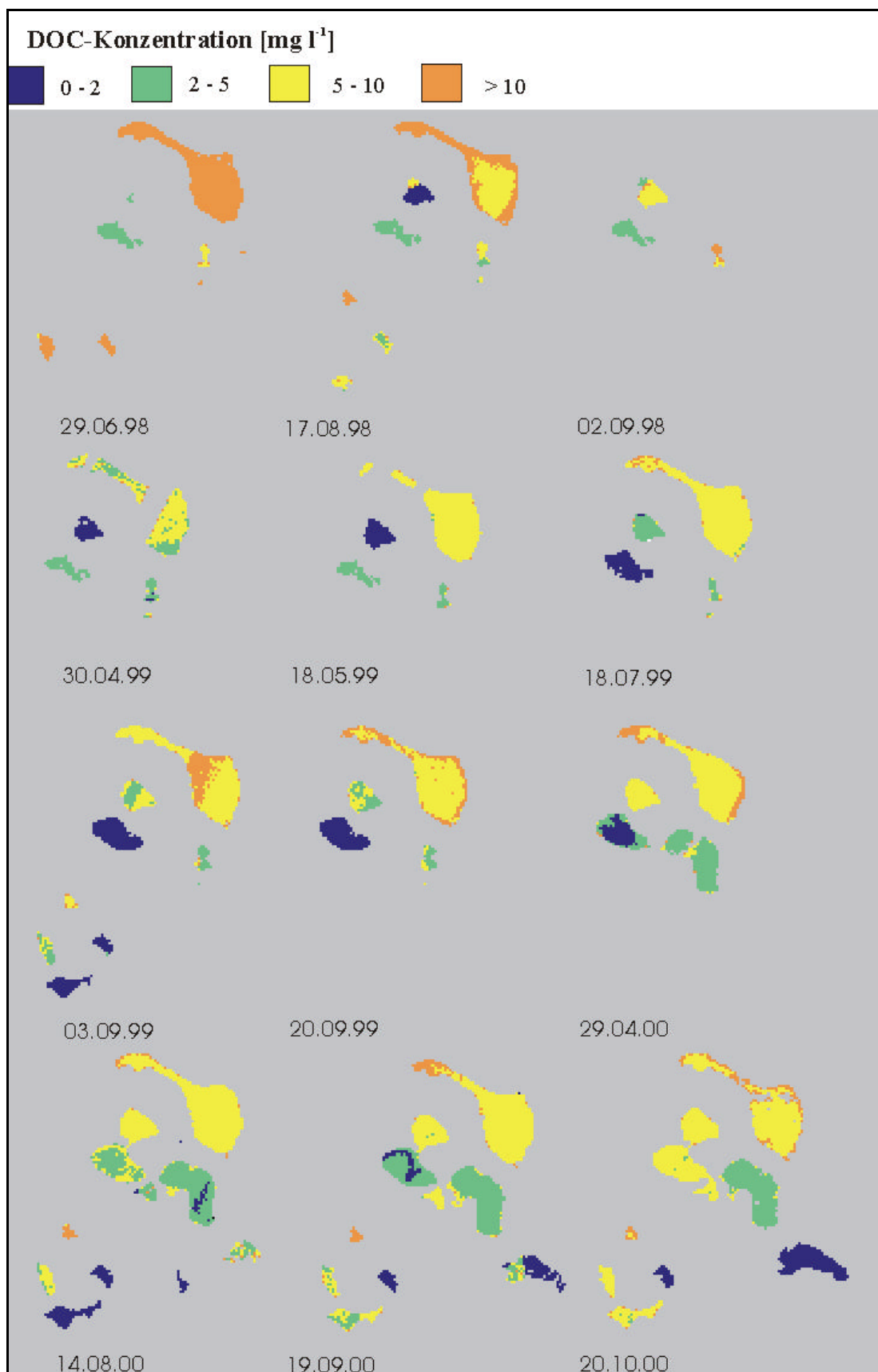


Abb. VIIIkk DOC-Konzentration für den Testdatensatz der Goitsche.

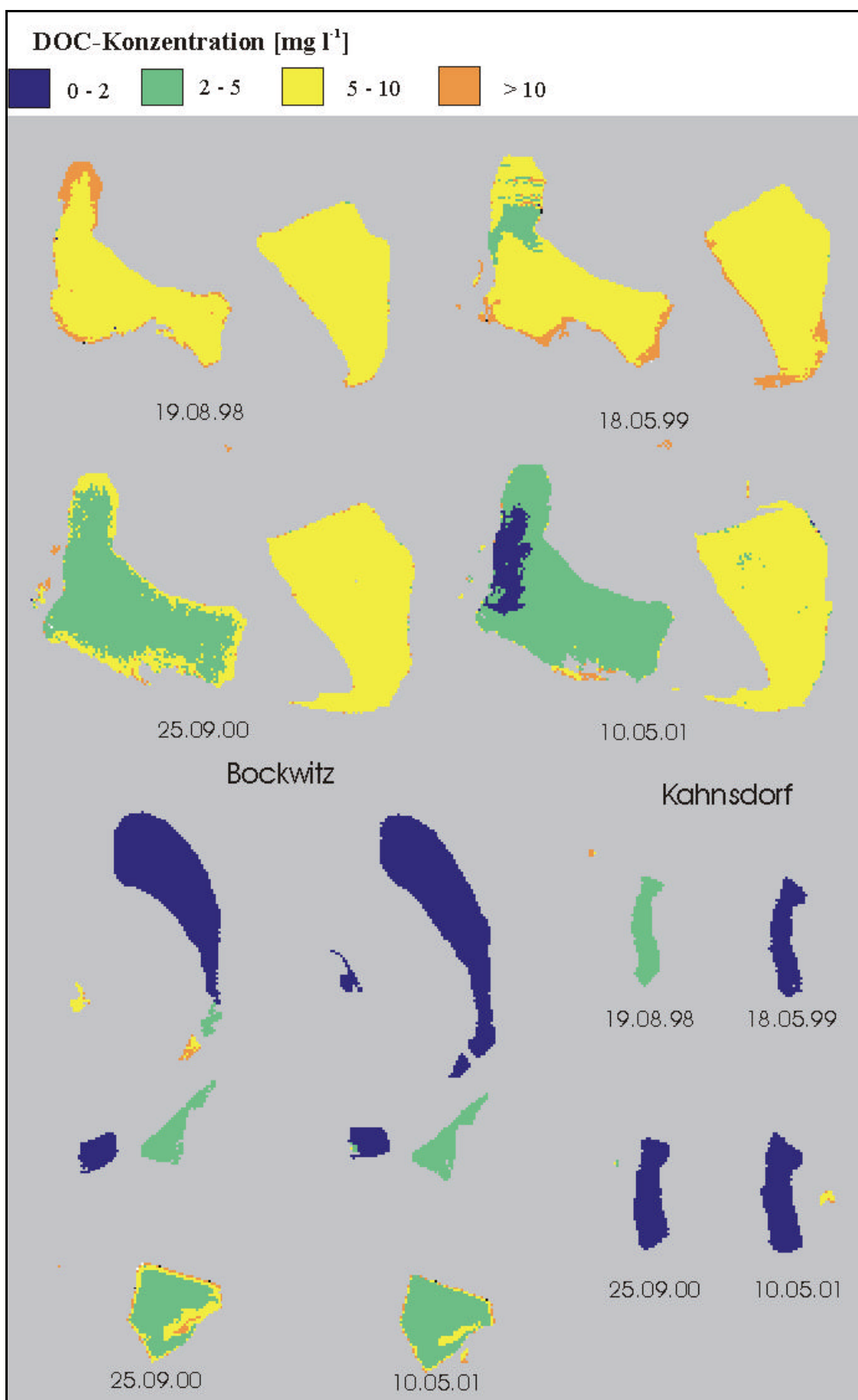


Abb. VIII.11 DOC-Konzentration für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

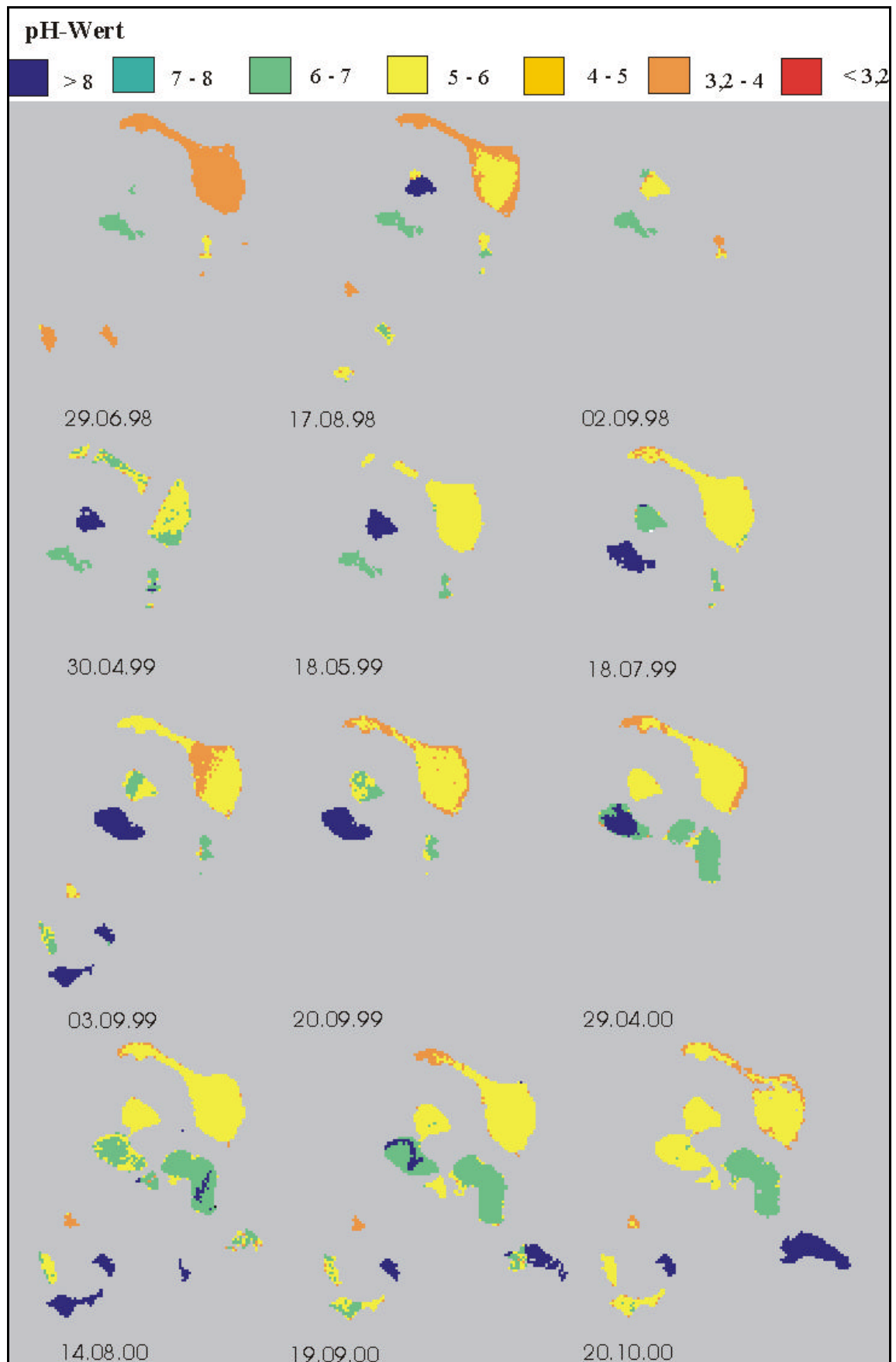


Abb. VIIImm pH-Wert für den Testdatensatz der Goitsche.

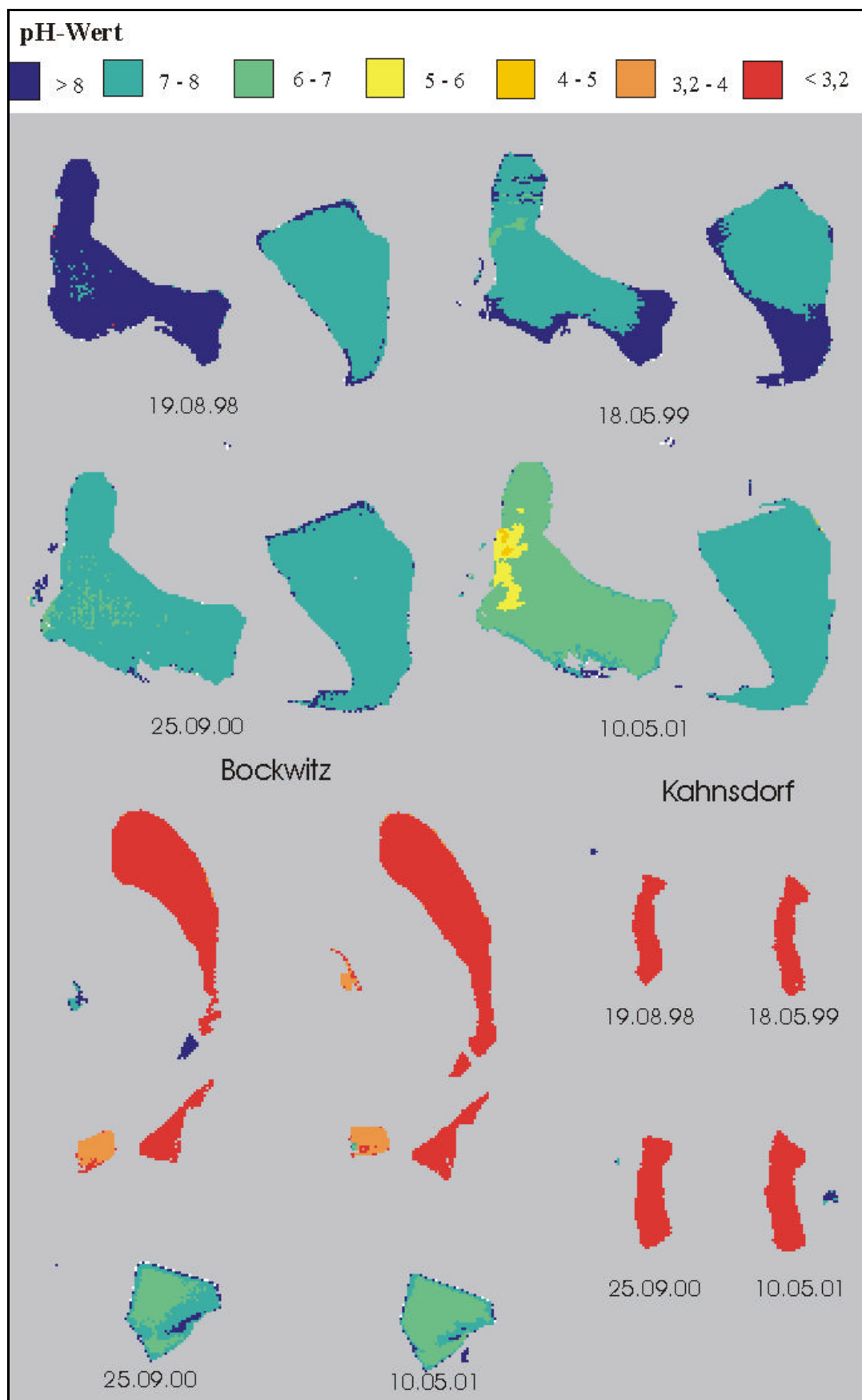


Abb. VIII.11 pH-Wert für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

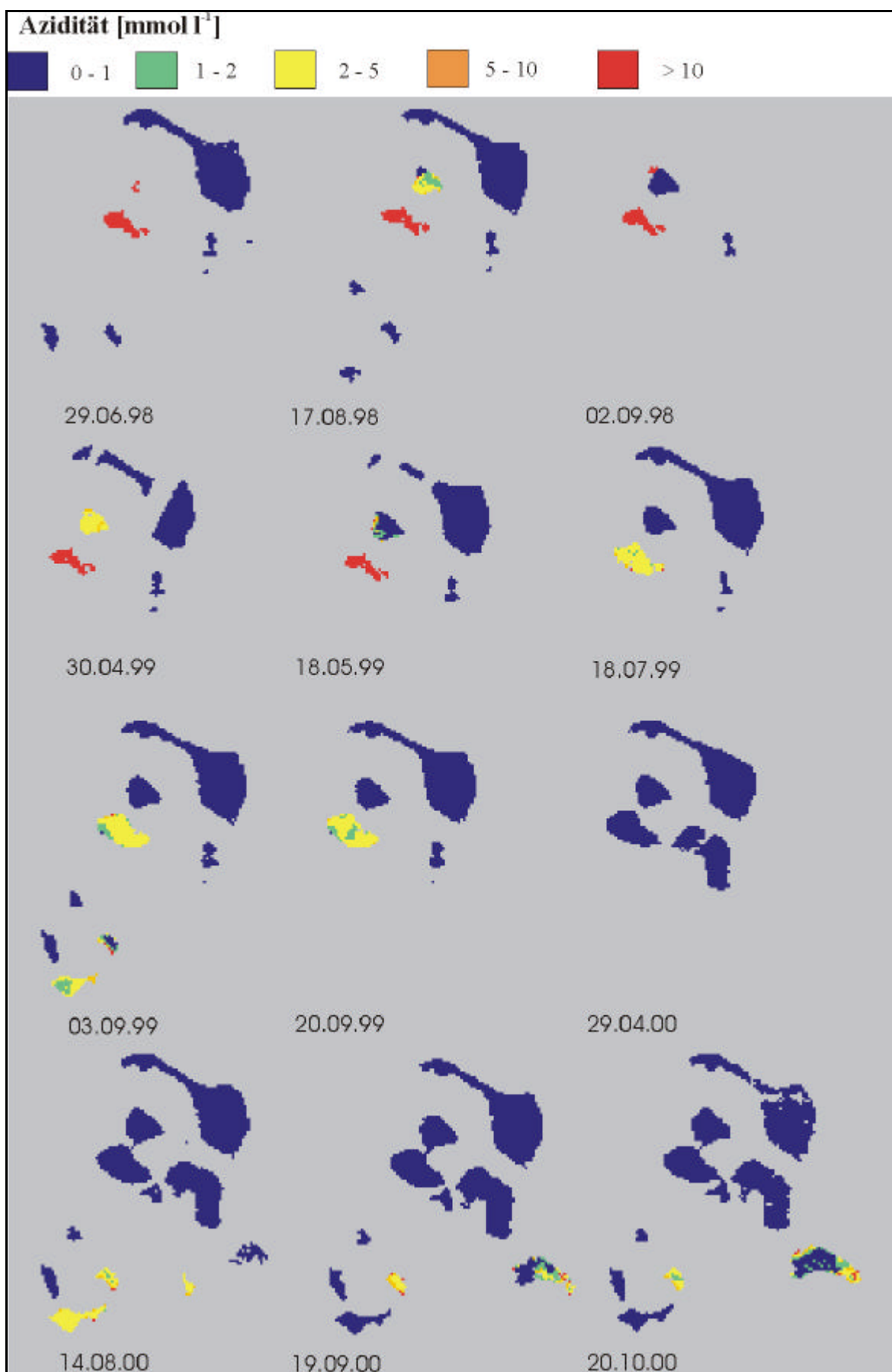


Abb. VIIIoo Azidität für den Testdatensatz der Goitsche.

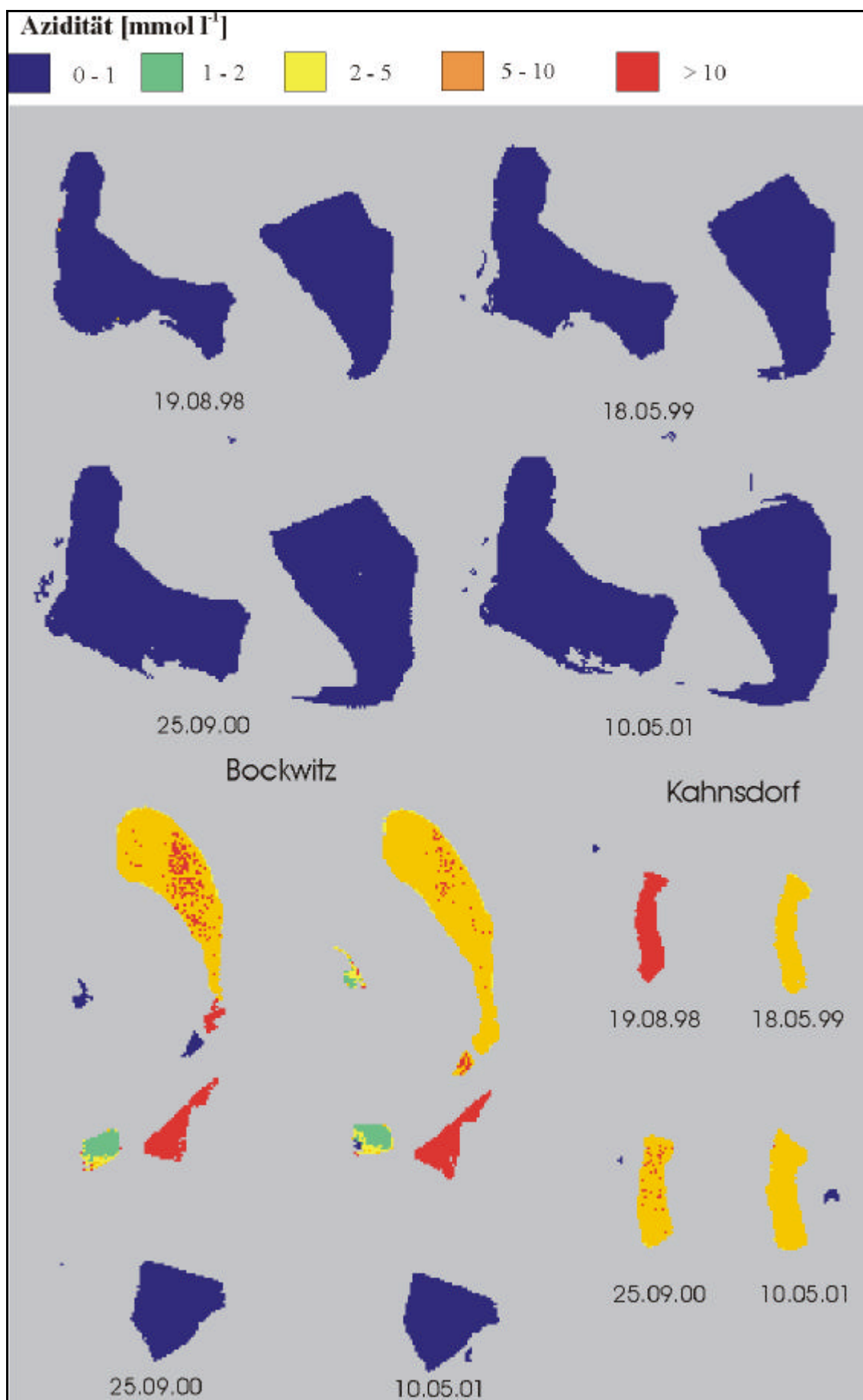


Abb. VIIIpp Azidität für den Testdatensatz von Merseburg-Ost, Bockwitz und Kahnsdorf.

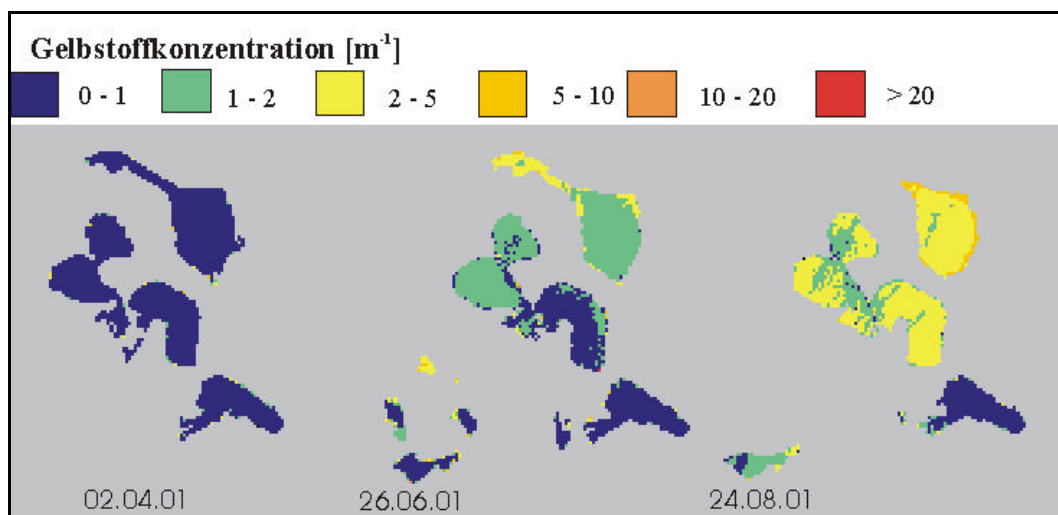


Abb. VIIIqq Gelbstoffkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.

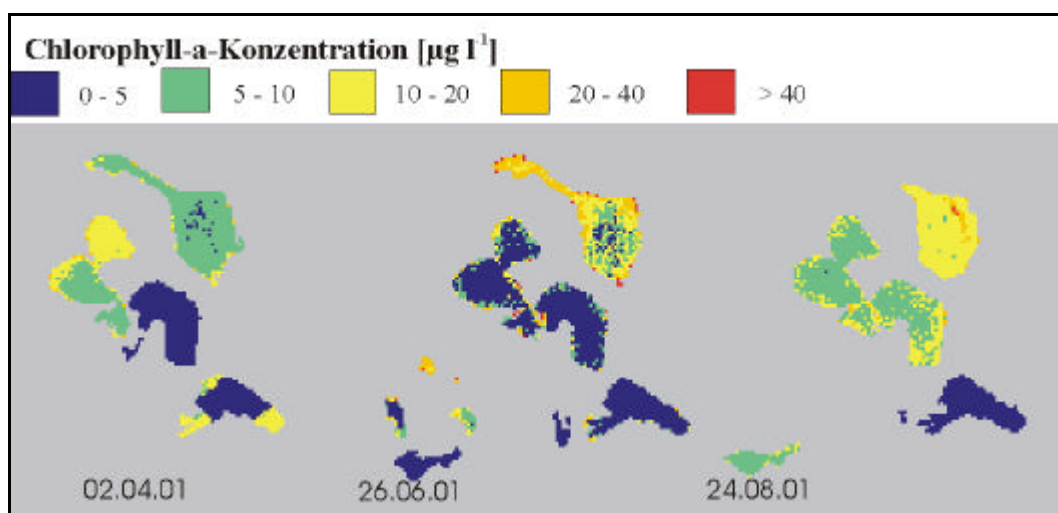


Abb. VIIIrr Chlorophyll-a-Konzentration in der Goitsche im Jahr 2001.

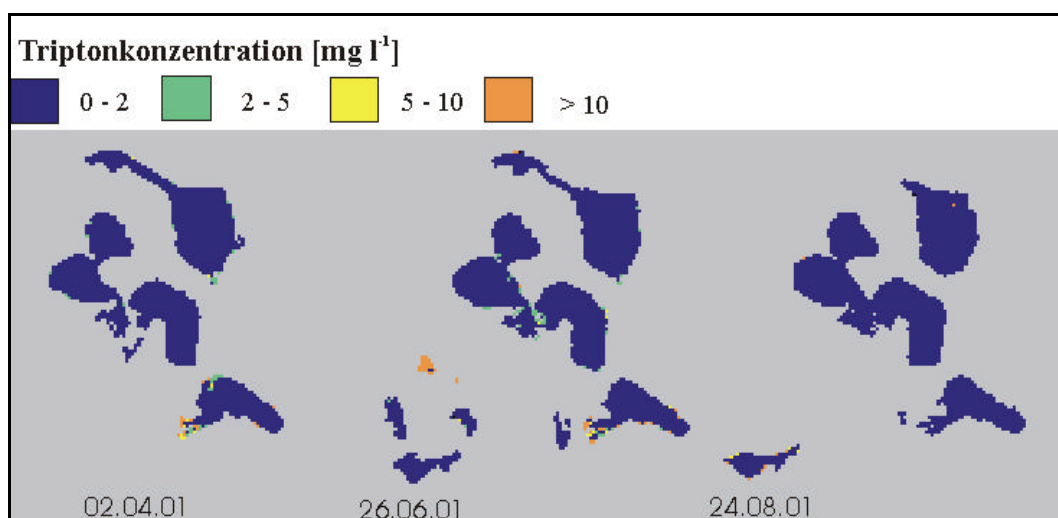


Abb. VIIIss Triptonkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.

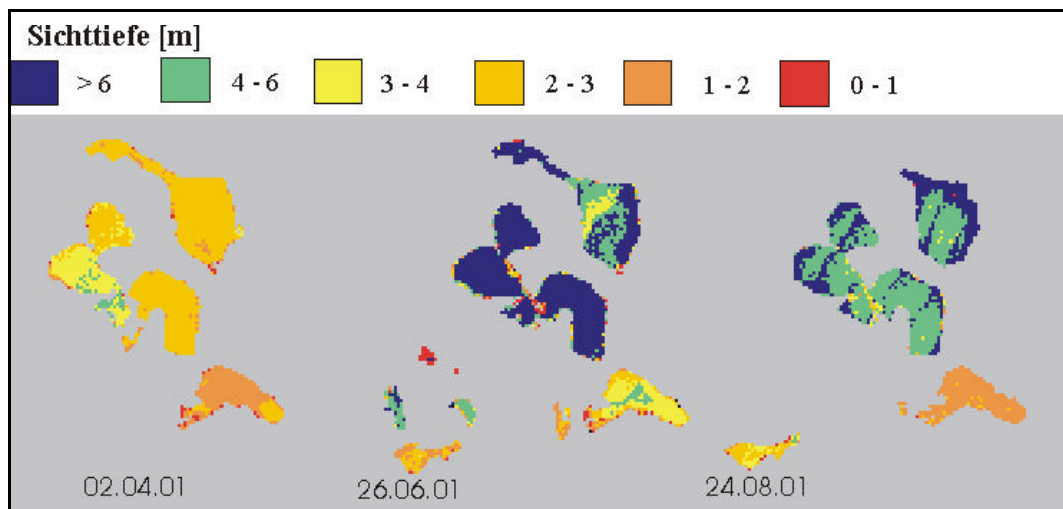


Abb. VIII.tt Sichttiefe in der Goitsche im Jahr 2001.

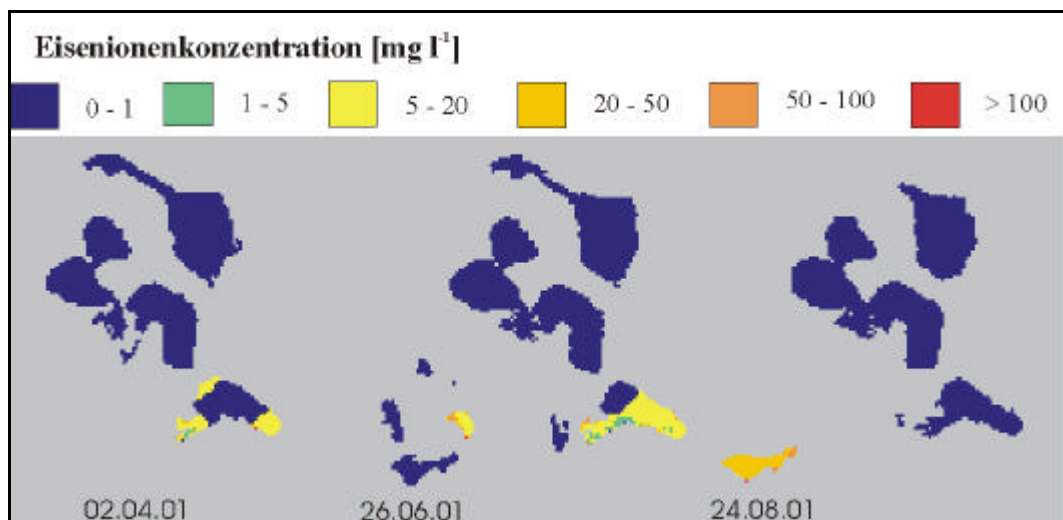


Abb. VIII.uu Eisenionenkonzentration in der Goitsche im Jahr 2001.

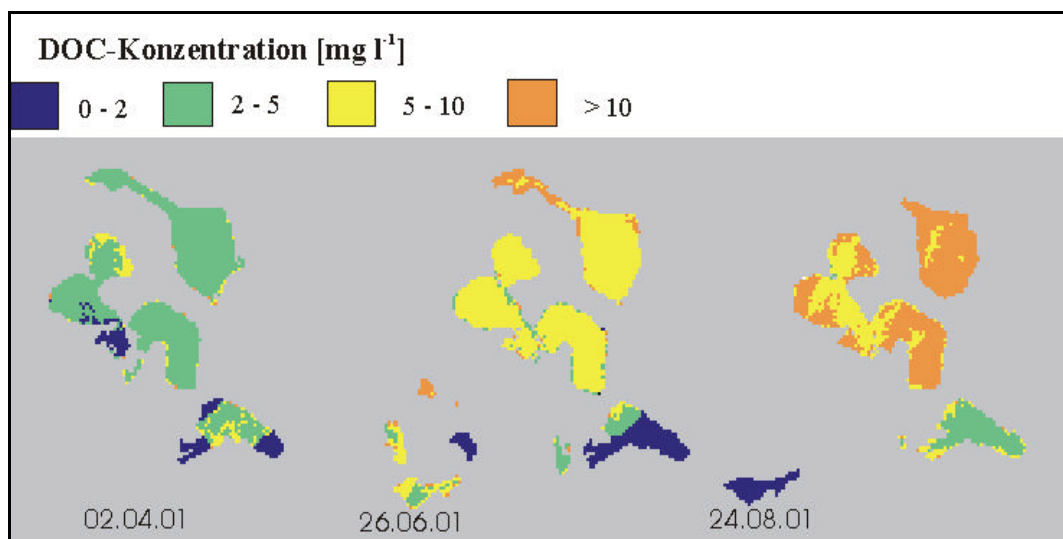


Abb. VIII.vv DOC-Konzentration in der Goitsche im Jahr 2001.

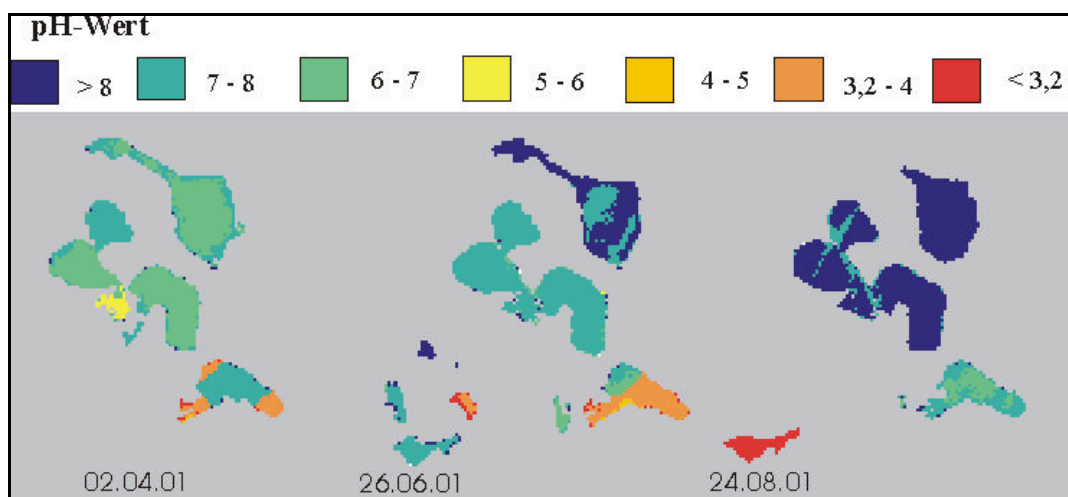


Abb. VIIIww pH-Wert in der Goitsche im Jahr 2001.

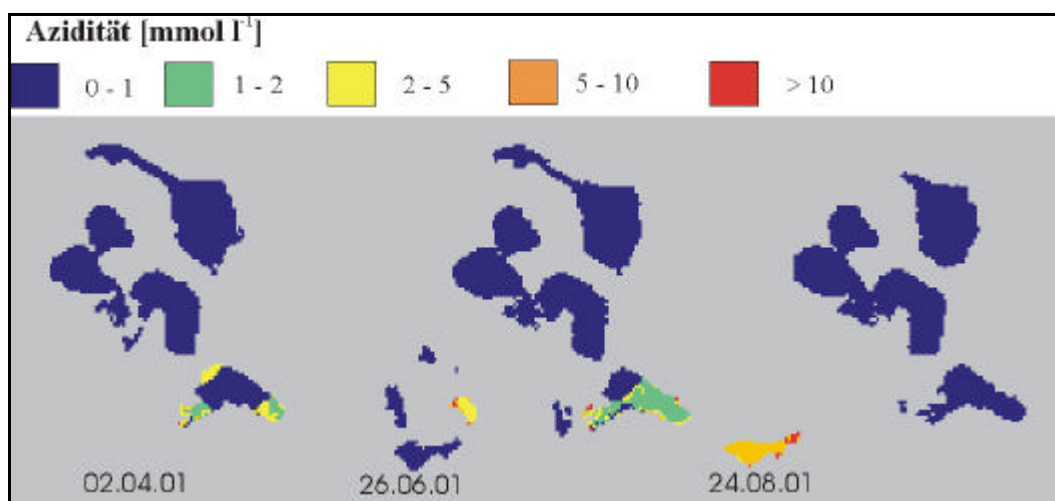


Abb. VIIIxx Azidität in der Goitsche im Jahr 2001.

Tab. VIII.j Vergleich der in situ-Konzentrationen mit den abgeleiteten Konzentrationen aus den *casi*-Daten (1/2).

Befliegung	Probenahme	C _Y [m ⁻¹]		C _{chl} [µg l ⁻¹]		C _{Tr} [mg l ⁻¹]		SD [m]	
		in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>
02.04.01	mue_09_04_01	0,6	0 - 1	4,9	10 - 20	2,0	0 - 2	2,8	2 - 3
	doe2_09_04_01	0,3	0 - 1	1,1	0 - 5	-	0 - 2	3,0	2 - 3
	rösa_09_04_01	0,1	0 - 1	6,2	0 - 5	3,5	0 - 2	-	2 - 3
26.06.01	mue_26_06_01	0,8	1 - 2	1,9	0 - 5	1,1	0 - 2	3,9	> 6
	nie1_26_06_01	1,0	1 - 2	0,7	0 - 5	0,4	0 - 2	7,6	> 6
	nie2_26_06_01	1,0	1 - 2	1,8	0 - 5	0,7	0 - 2	6,3	> 6
	nied_26_06_01	1,3	1 - 2	0,9	0 - 5	0,4	0 - 2	-	> 6
	doe1_27_06_01	0,5	0 - 1	0,8	0 - 5	0,3	0 - 2	8,0	> 6
	doe2_27_06_01	0,5	0 - 1	0,9	0 - 5	0,3	0 - 2	7,2	> 6
	doe3_27_06_01	0,5	0 - 1	0,4	0 - 5	0,3	0 - 2	6,9	> 6
	bär_26_06_01	0,5	0 - 1	1,0	0 - 5	0,3	0 - 2	6,3	> 6
	muld_28_06_01	1,2	1 - 2	42,4	20 - 40	2,4	0 - 2	1,7	3 - 4
	hww_25_06_01	0,8	0 - 1	1,2	0 - 5	0,9	0 - 2	4,5	2 - 3
rösa_25_06_01	0,1	0 - 1	1,3	0 - 5	0,3	0 - 2	6,6	3 - 4	
24.08.01	mue_25_08_01	0,4	1 - 2	4,2	5 - 10	0,7	0 - 2	5,4	4 - 6
	nie1_25_08_01	0,3	1 - 2	3,6	5 - 10	0,6	0 - 2	5,5	4 - 6
	doe2_24_08_01	0,3	2 - 5	1,4	5 - 10	0,4	0 - 2	7,5	4 - 6
	doe3_24_08_01	0,3	2 - 5	1,4	5 - 10	0,4	0 - 2	8,5	4 - 6
	muld_25_08_01	1,3	2 - 5	46,1	10 - 20	2,4	0 - 2	1,5	4 - 6
	rösa_24_08_01	-	0 - 1	2,0	0 - 5	-	0 - 2	5,4	2 - 3

- keine Daten vorhanden.

1,3 Unterschiede zwischen den in situ- und den abgeleiteten Konzentrationen.

Tab. VIII.j Vergleich der in situ-Konzentrationen mit den abgeleiteten Konzentrationen aus den *casi*-Daten (2/2).

Befliegung	Probenahme	C _{Fe} [mg l ⁻¹]		C _{DOC} [mg l ⁻¹]		pH		Azid. [mmol l ⁻¹]	
		in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>
02.04.01	mue_09_04_01	0,0	0 - 1	2,7	2 - 5	7,0	7 - 8	0,3	0 - 1
	doe2_09_04_01	0,0	0 - 1	2,2	2 - 5	7,3	6 - 7	0,4	0 - 1
	rösa_09_04_01	0,0	0 - 1	2,3	2 - 5	6,0	6 - 7	0,5	0 - 1
26.06.01	mue_26_06_01	0,0	0 - 1	4,3	5 - 10	7,3	7 - 8	0,1	0 - 1
	nie1_26_06_01	0,0	0 - 1	3,4	5 - 10	6,9	7 - 8	0,2	0 - 1
	nie2_26_06_01	0,0	0 - 1	3,6	5 - 10	7,1	7 - 8	0,2	0 - 1
	nied_26_06_01	0,0	0 - 1	-	5 - 10	6,9	7 - 8	0,2	0 - 1
	doe1_27_06_01	0,0	0 - 1	2,0	5 - 10	6,7	7 - 8	0,2	0 - 1
	doe2_27_06_01	0,0	0 - 1	2,0	5 - 10	6,7	7 - 8	0,2	0 - 1
	doe3_27_06_01	0,0	0 - 1	2,0	5 - 10	6,9	7 - 8	0,2	0 - 1
	bär_26_06_01	0,0	0 - 1	1,2	5 - 10	7,7	7 - 8	0,2	0 - 1
	muld_28_06_01	0,5	0 - 1	4,7	5 - 10	7,9	7 - 8	0,2	0 - 1
	hww_25_06_01	6,4	0 - 1	0,6	2 - 5	3,2	7 - 8	3,7	0 - 1
	rösa_25_06_01	0,3	0 - 1	0,5	1 - 2	4,0	3 - 4	0,7	0 - 1
24.08.01	mue_25_08_01	0,0	0 - 1	4,7	5 - 10	6,9	> 8	0,2	0 - 1
	nie1_25_08_01	0,7	0 - 1	2,2	5 - 10	7,1	> 8	0,3	0 - 1
	doe2_24_08_01	0,0	0 - 1	1,8	> 10	8,1	> 8	0,1	0 - 1
	doe3_24_08_01	0,6	0 - 1	1,6	> 10	8,0	> 8	0,2	0 - 1
	muld_25_08_01	0,1	0 - 1	6,7	5 - 10	7,9	> 8	1,3	0 - 1
	rösa_24_08_01	0,4	0 - 1	0,5	2-5	3,7	6 - 7	0,5	0 - 1

- keine Daten vorhanden.

1,3 Unterschiede zwischen den in situ- und den abgeleiteten Konzentrationen.

IX Anlage

Zum Kapitel 9

Monitoring von Tagebaurestseen
im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier

Tab. IX.a Übersicht über die darzustellenden Konzentrationsbereiche der einzelnen Wasserinhaltsstoffe und ihre farbliche Zuordnung.

Limnologischer Parameter	Konzentrationsbereiche						
Gelbstoffkonz. [m^{-1}]	0 – 0,5		0,5 – 1	1 – 2	2 – 5	5 – 10	> 10
Chlorophyll-a-Konz. [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0 – 5		5 – 10	10 – 20	20 - 40	40 - 80	> 80
Triptonkonz. [mg l^{-1}]	0 – 0,5		0,5 - 1	1 – 2	2 – 5	5 – 10	> 10
Sichttiefe [m]	> 6	4 – 6	3 – 4	2 – 3	1 – 2	0,5 – 1	0 – 0,5
Azidität [mmol l^{-1}]	0 - 1		1 - 2	2 - 5		5 - 10	> 10
pH-Wert	> 8	7 - 8	6 - 7	5 - 6	4 - 5	3,2 - 4	< 3,2
DOC-Konz.[mg l^{-1}]	0 - 2		2 - 5	5 - 10			> 10
Eisenionenkonz. [mg l^{-1}]	0 - 1		1 - 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100
Farbgebung							
R	28	38	0	255	255	255	255
G	1	175	216	255	204	153	0
B	163	164	129	0	0	51	0

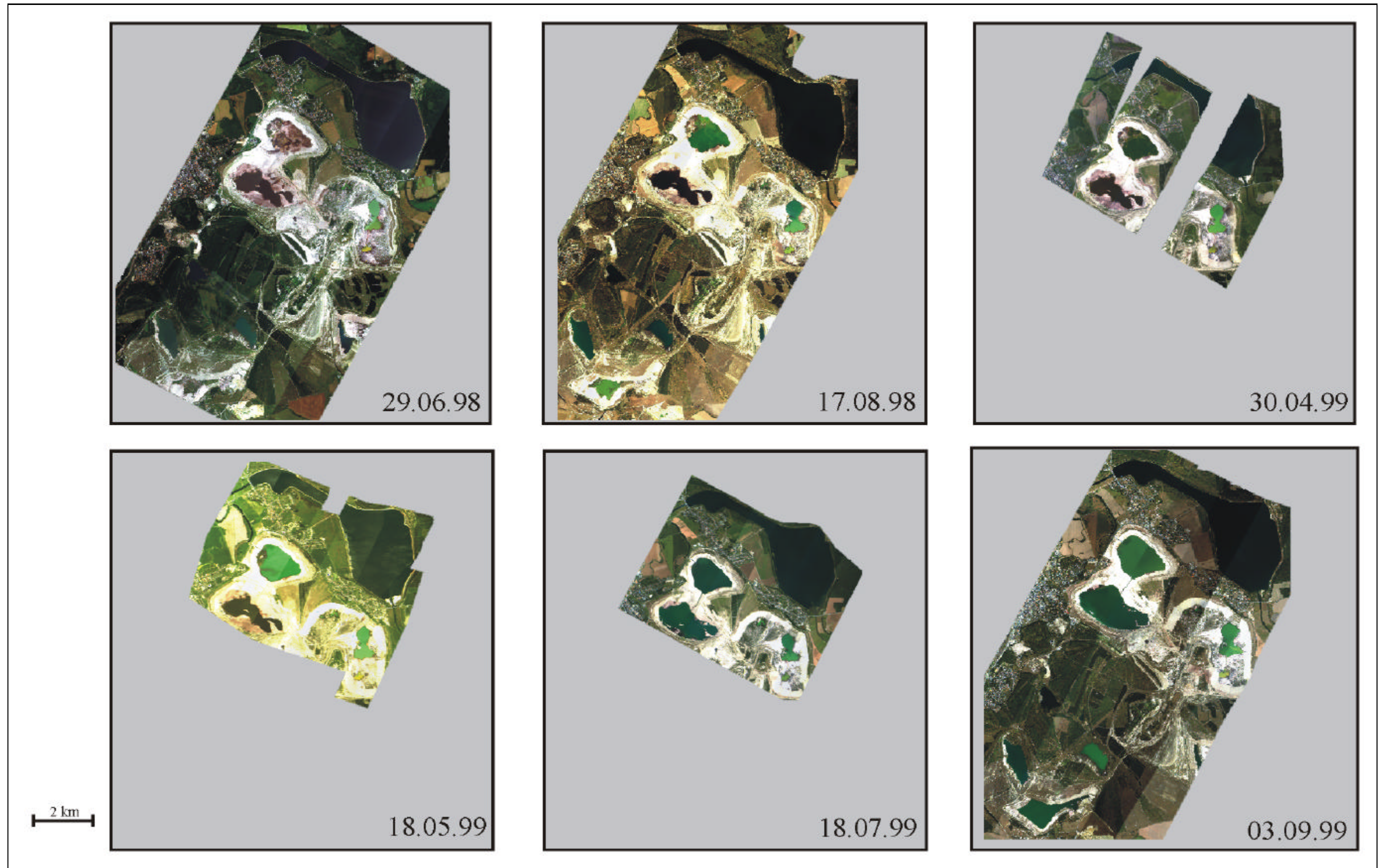


Abb. IX.a Entwicklung des Tagebaukomplexes Goitsche von 1998 bis 1999 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*i, räumliche Auflösung 20 m x 20 m.

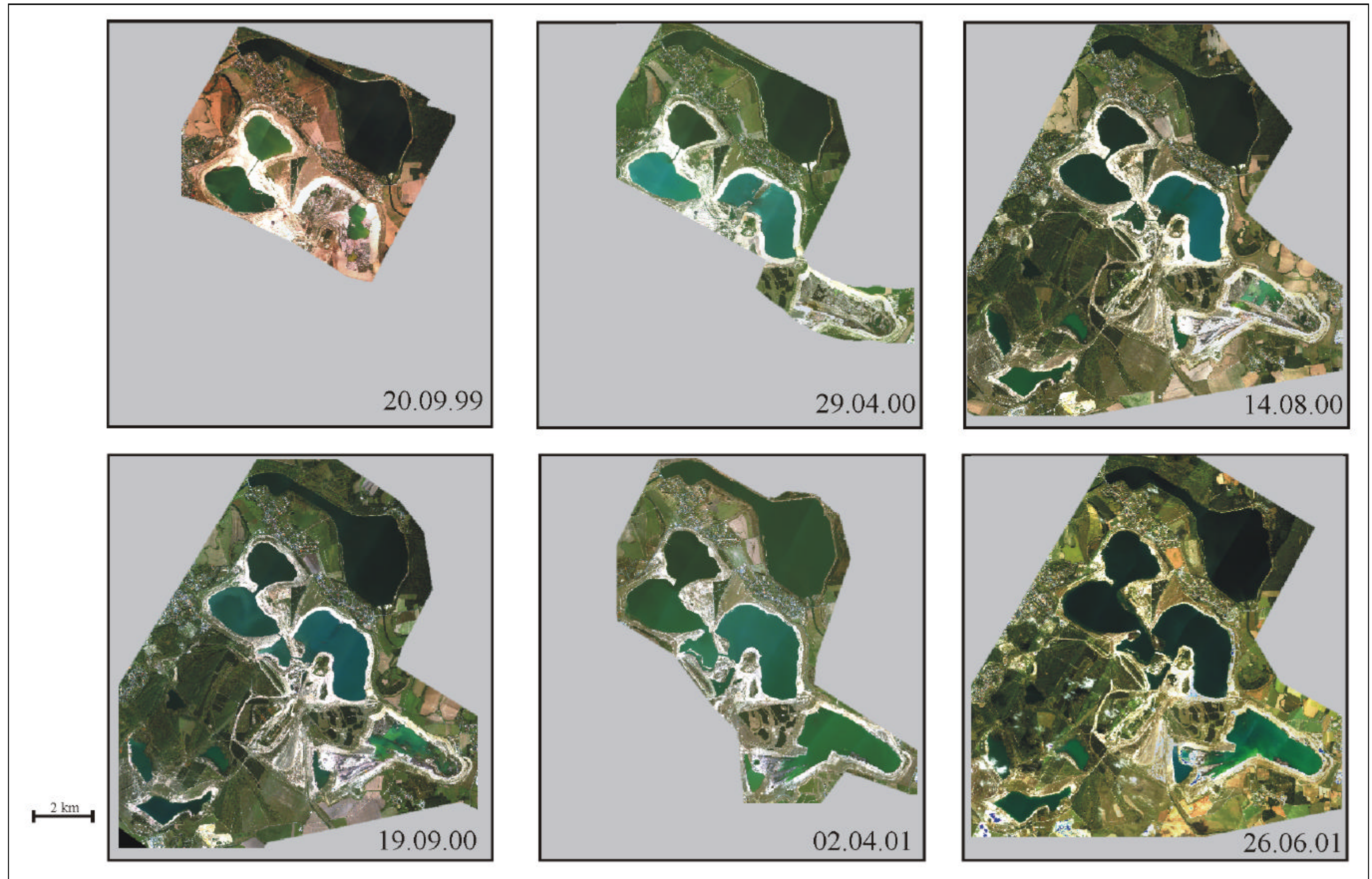


Abb. IX.b Entwicklung des Tagebaukomplexes Goitsche von 1999 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*, räumliche Auflösung 20 m x 20 m.

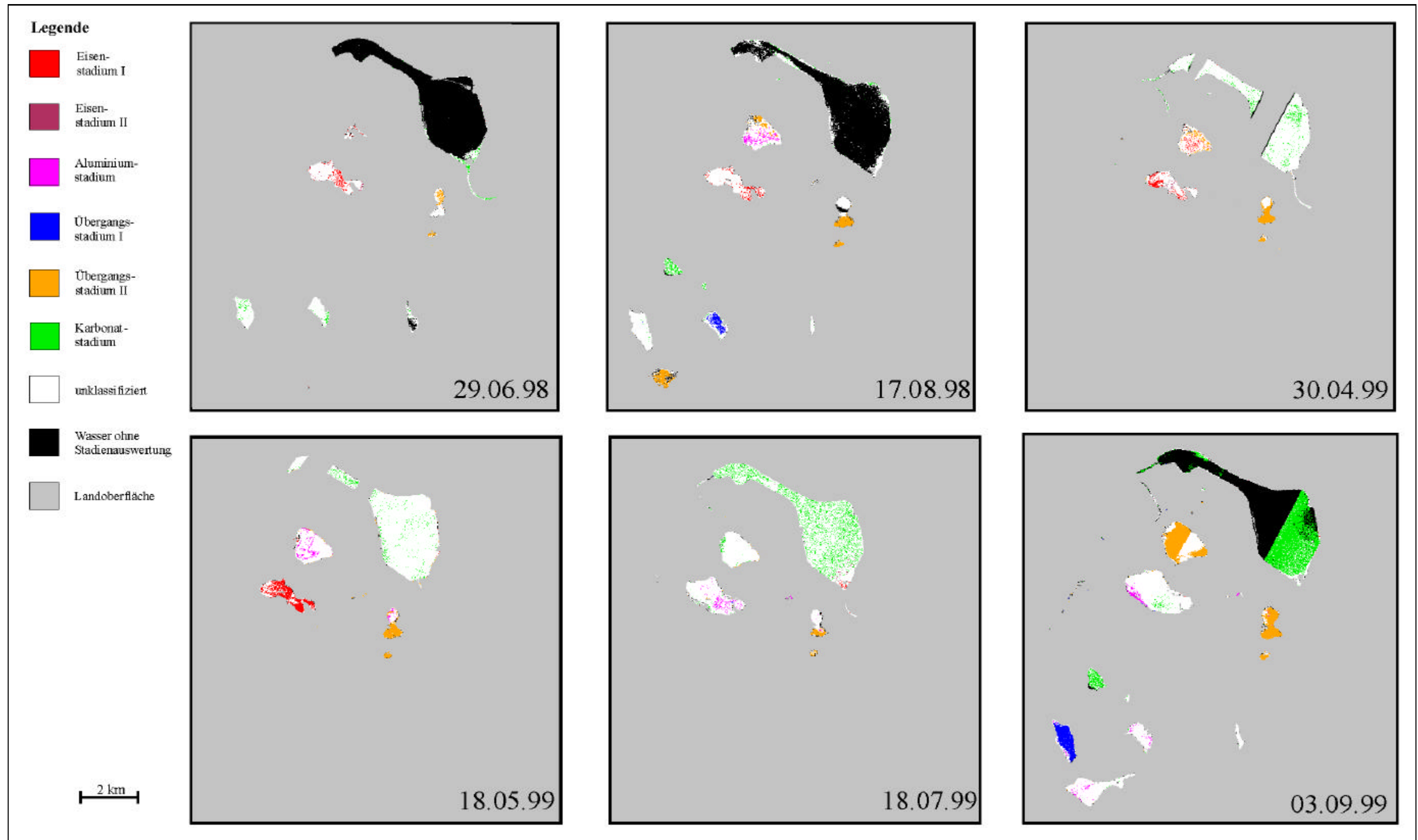


Abb. IX.c Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 (anfängliche Stadieneinteilung).

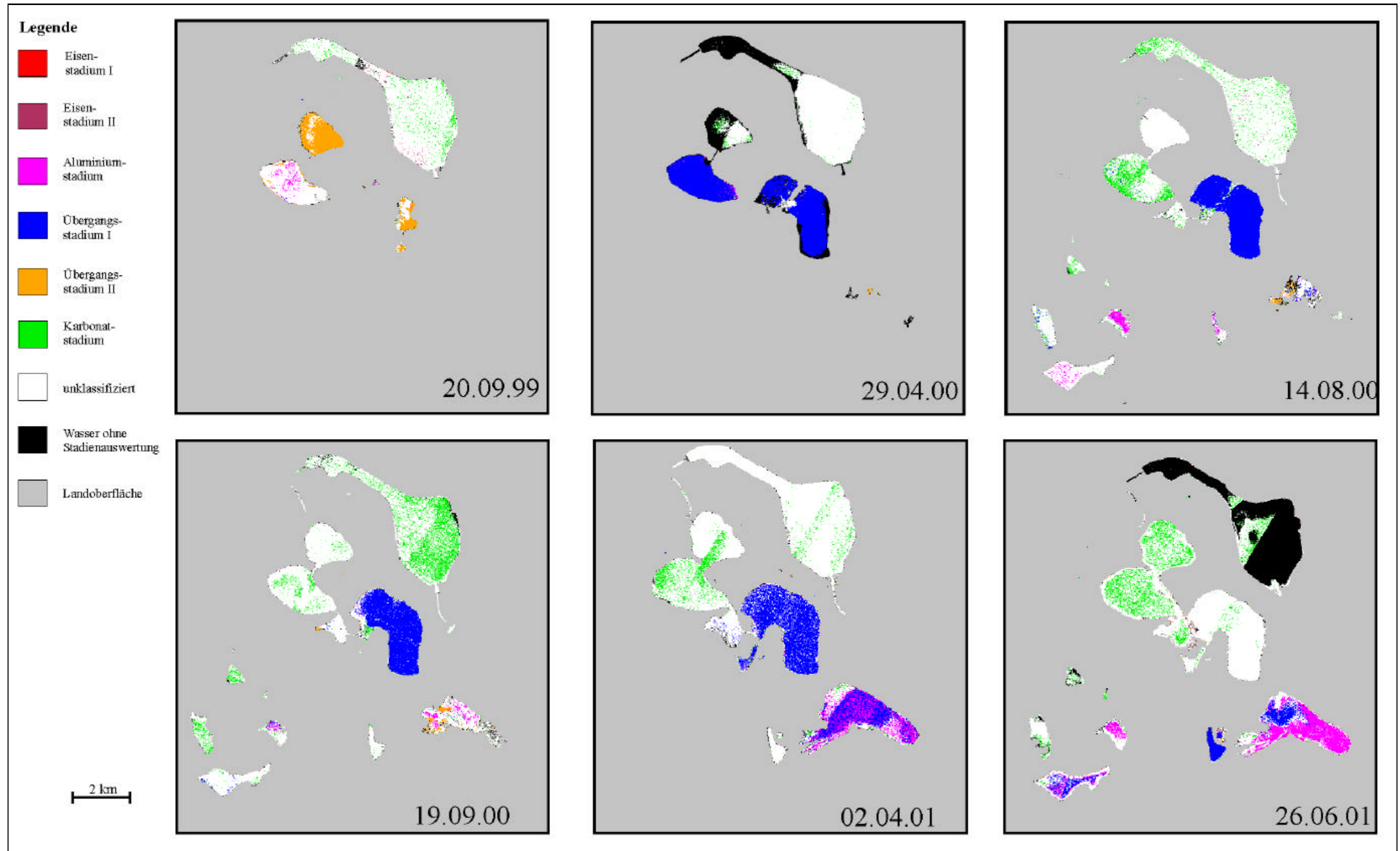


Abb. IX.d Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).

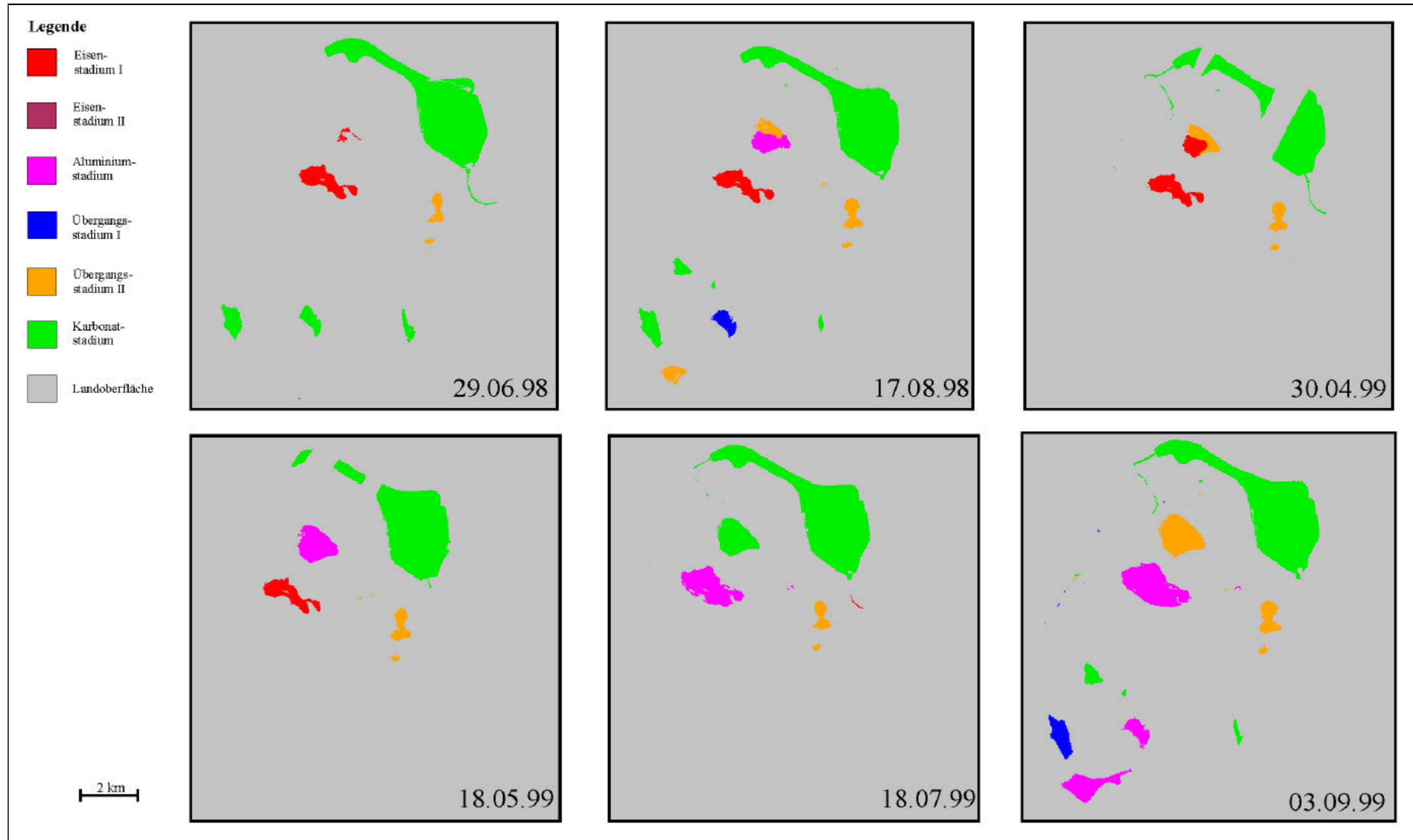


Abb. IX.e Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

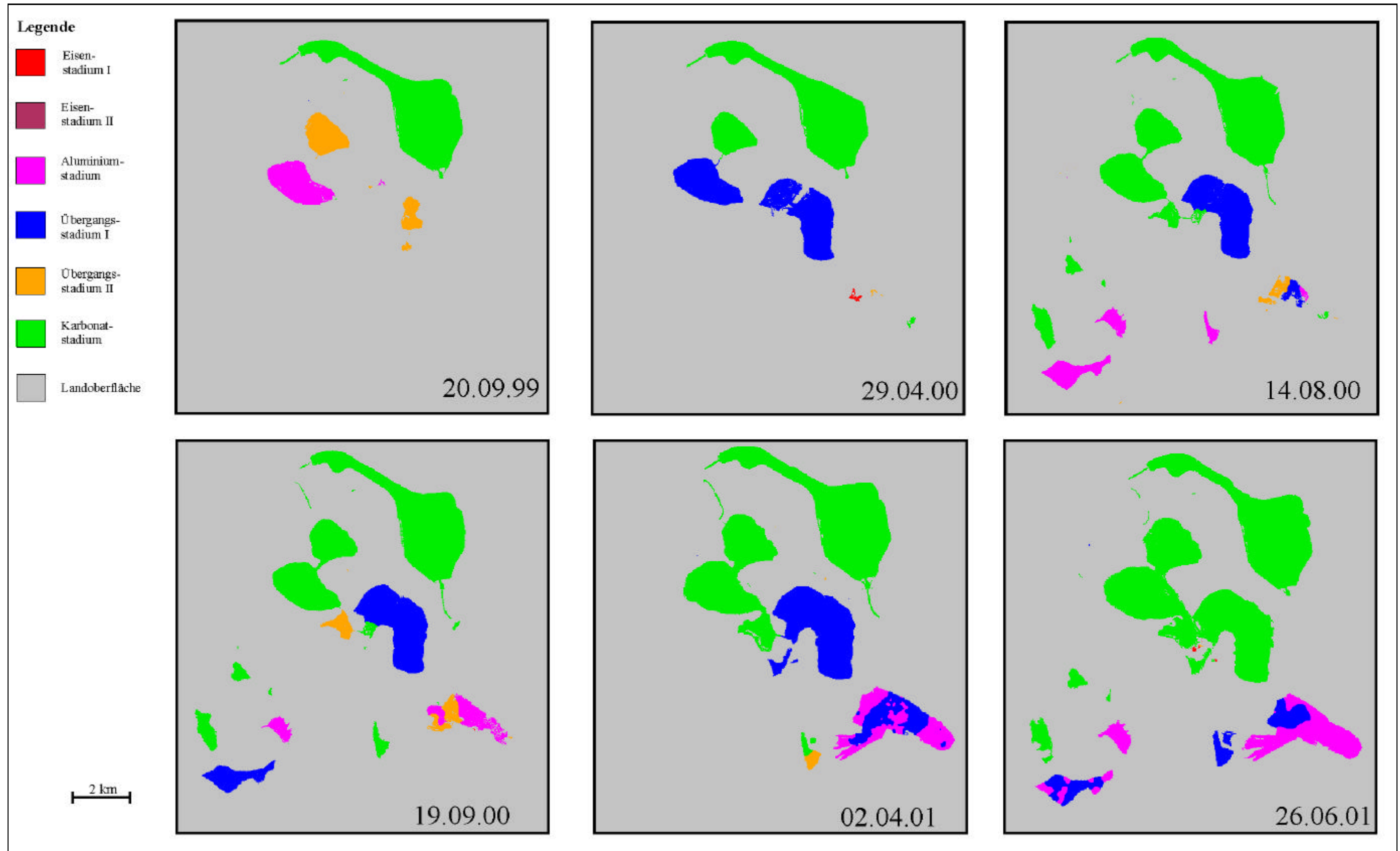


Abb. IX.f Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

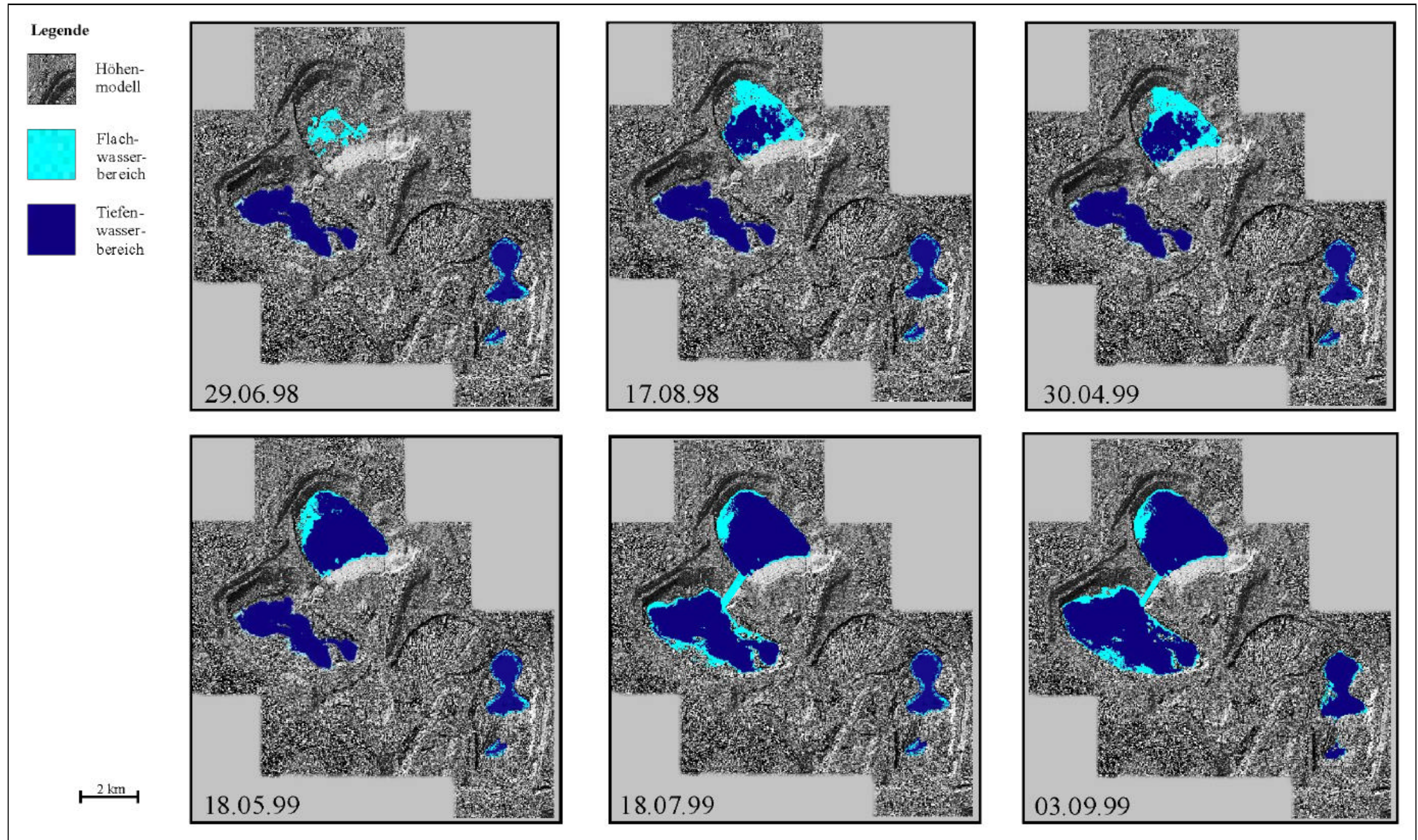


Abb. IX.g Entwicklung der Flachwasserbereiche im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 auf der Grundlage der Höhenmodelle von 1984, 1991 und 1998 (KURZ 1999).

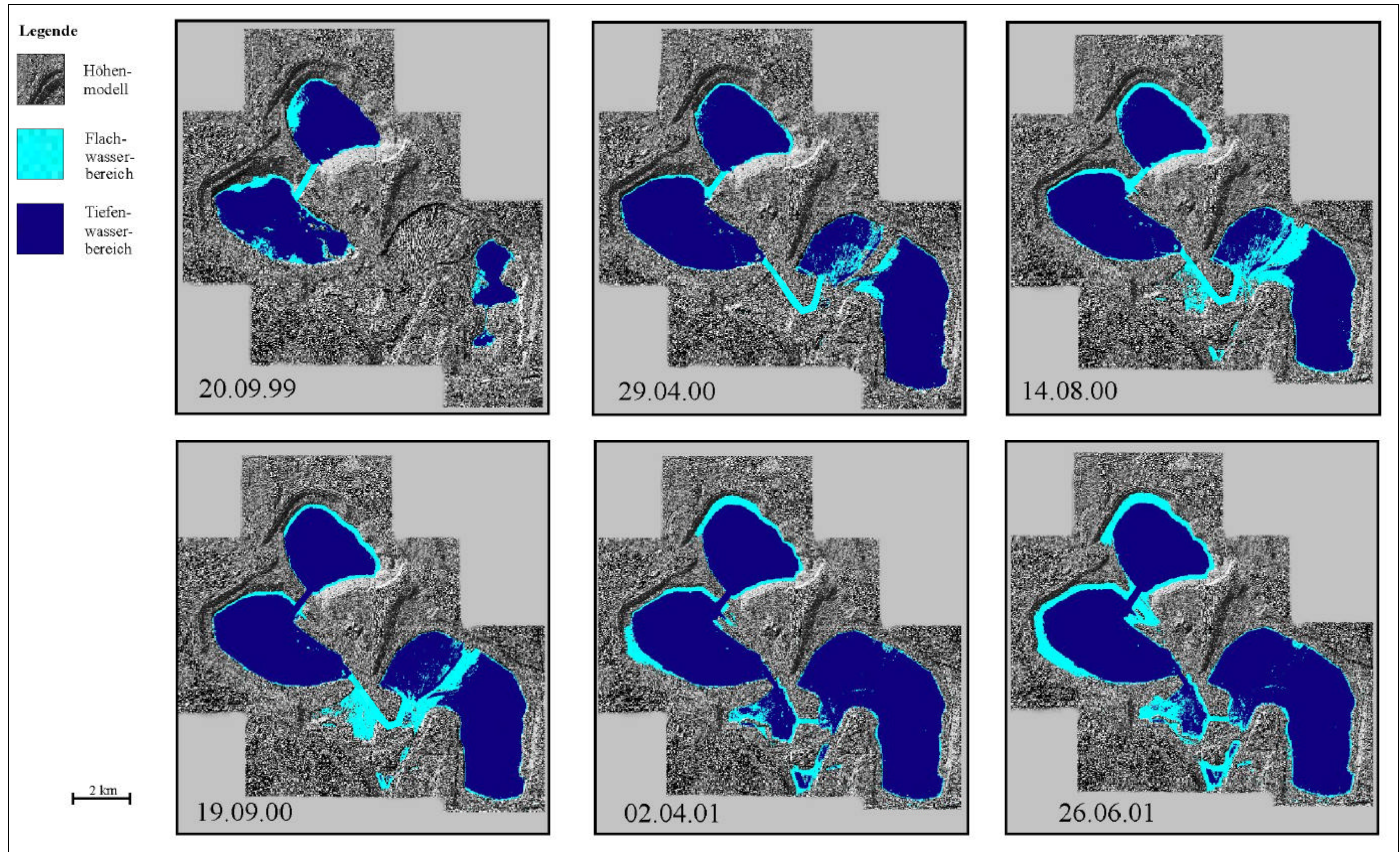


Abb. IX.h Entwicklung der Flachwasserbereiche im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 auf der Grundlage der Höhenmodelle von 1984, 1991 und 1998 (KURZ 1999).

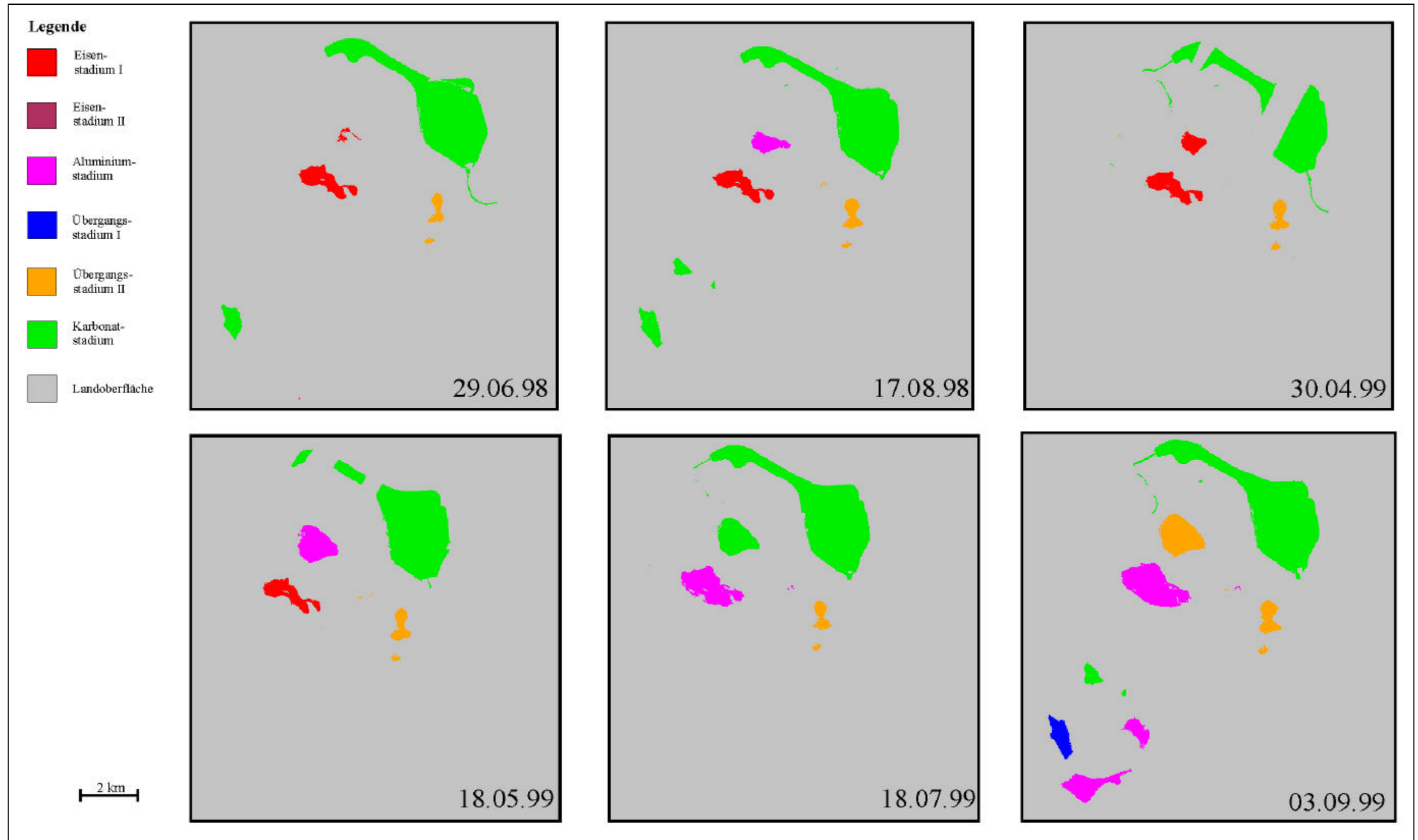


Abb. IX.i Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999 (Fehlklassifizierungen ausmaskiert).

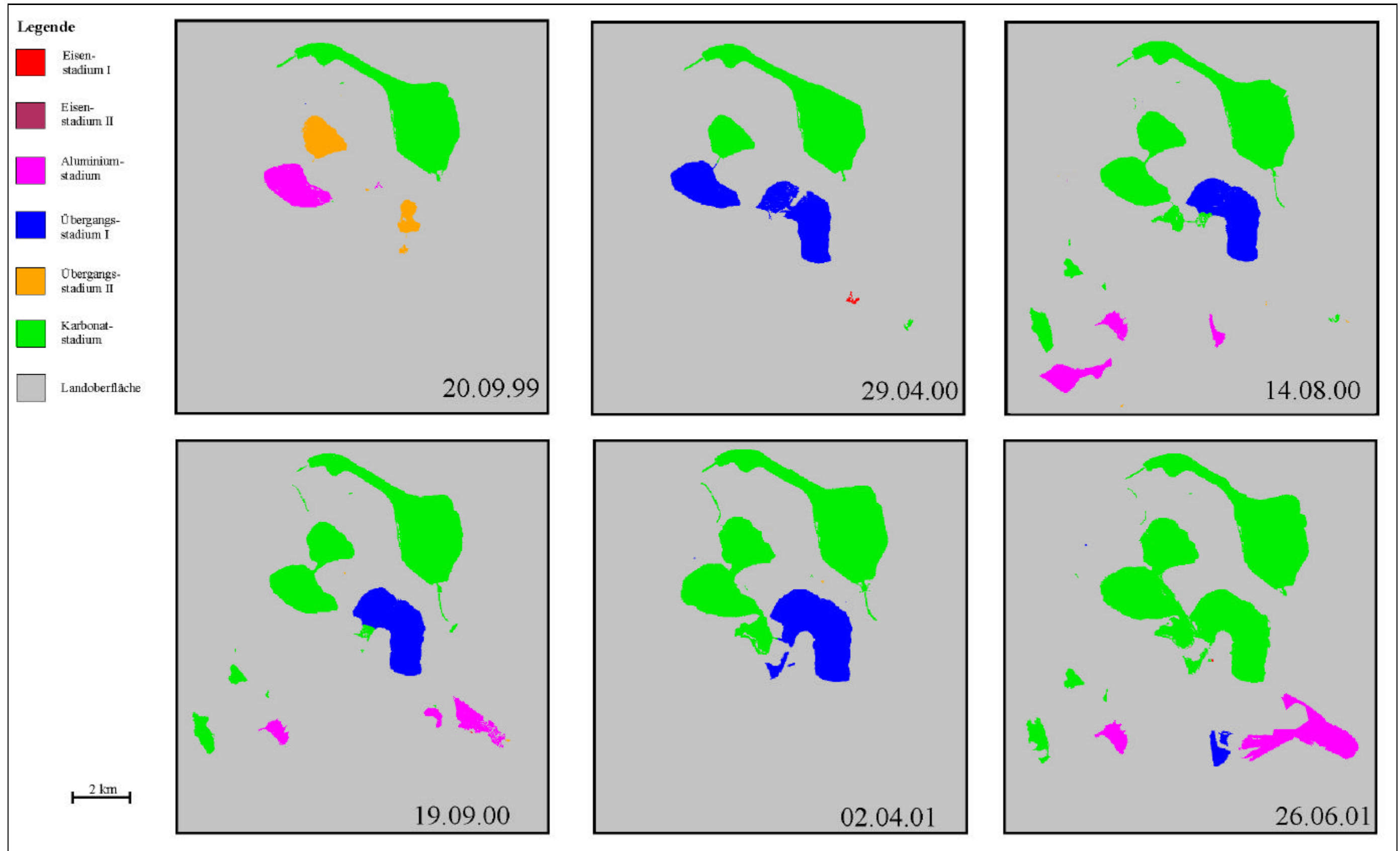


Abb. IX.j Entwicklung der Stadieneinteilung im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001 (Fehlklassifizierungen ausmaskiert).

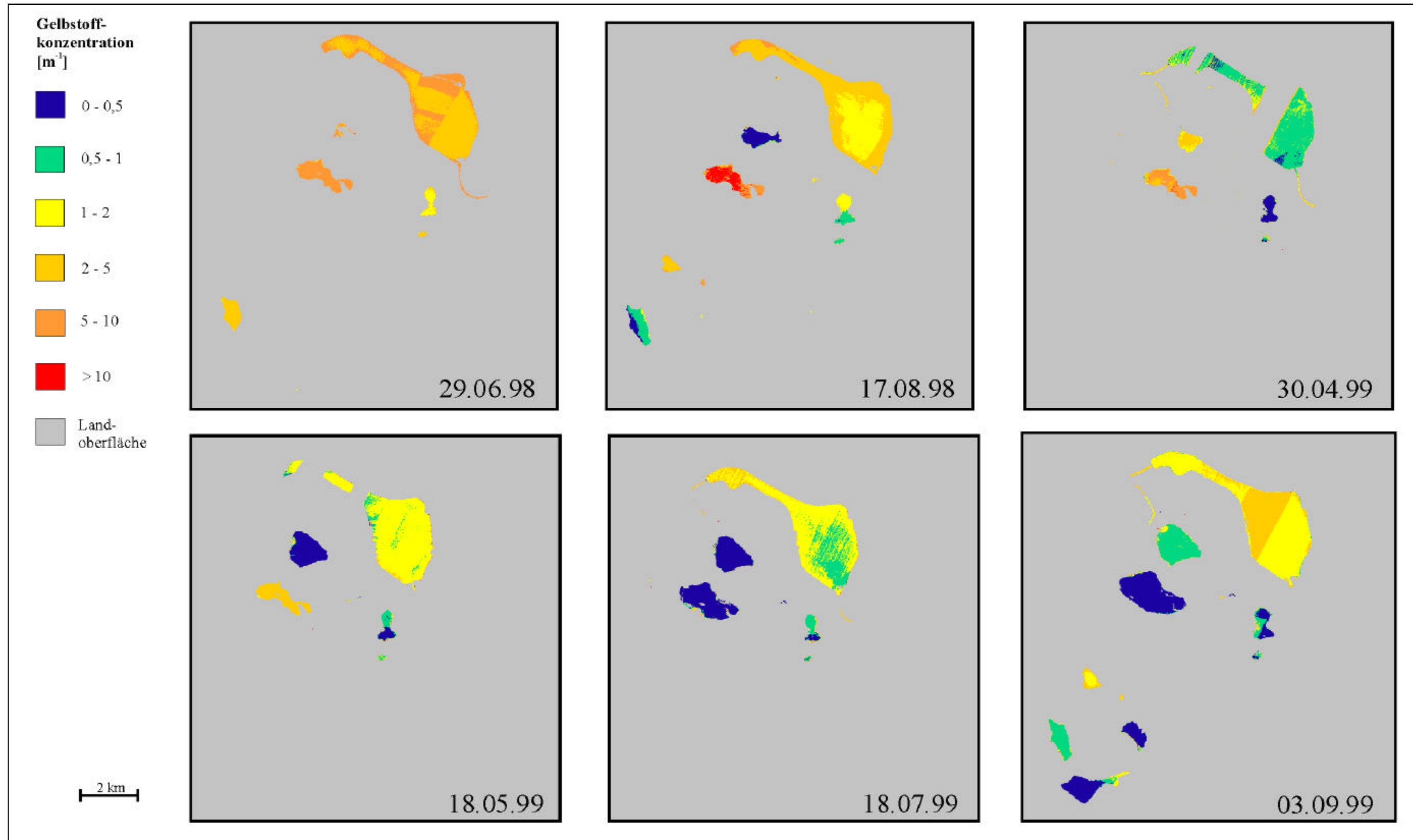


Abb. IX.k Entwicklung der Gelbstoffkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

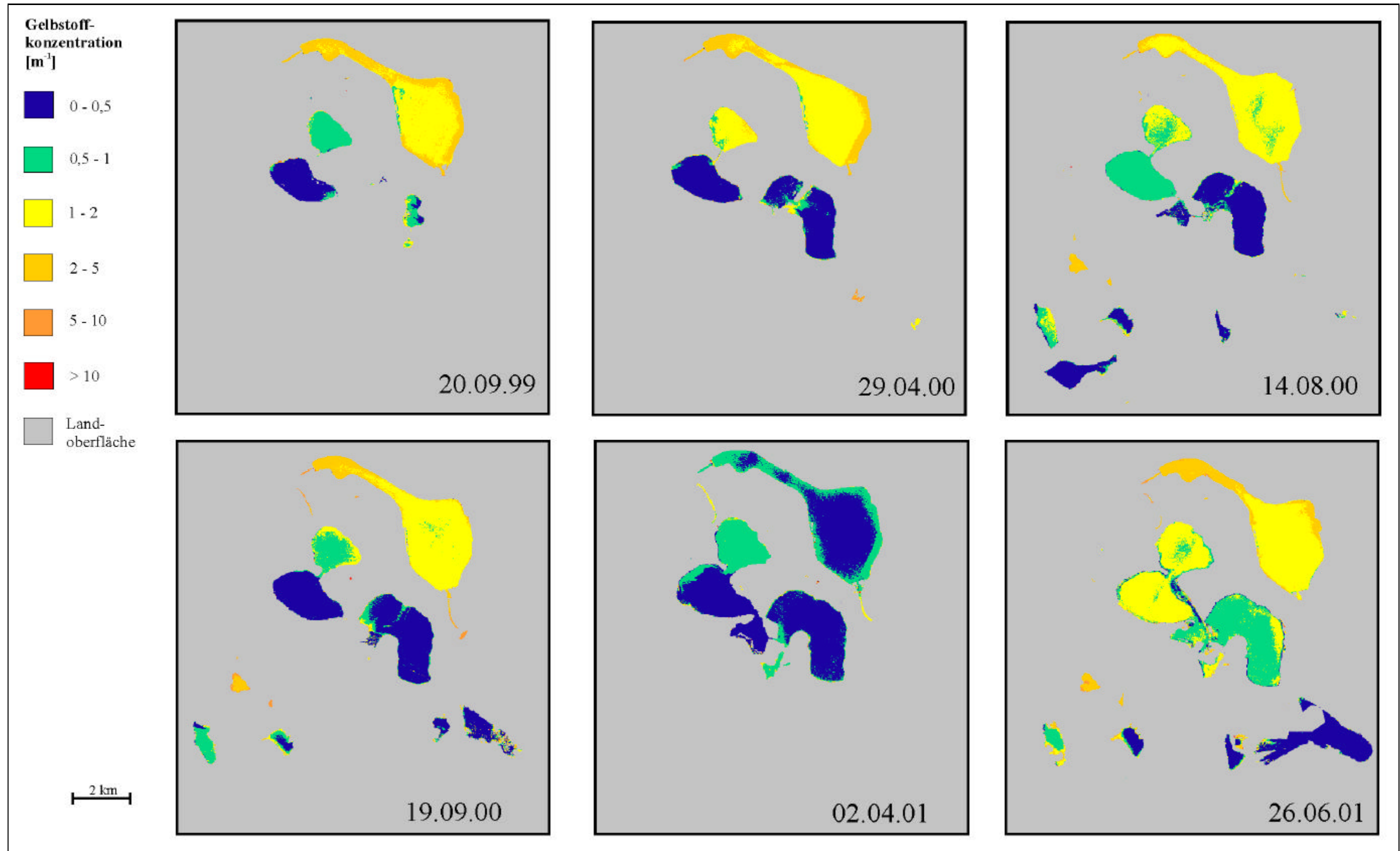


Abb. IX.1 Entwicklung der Gelbstoffkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

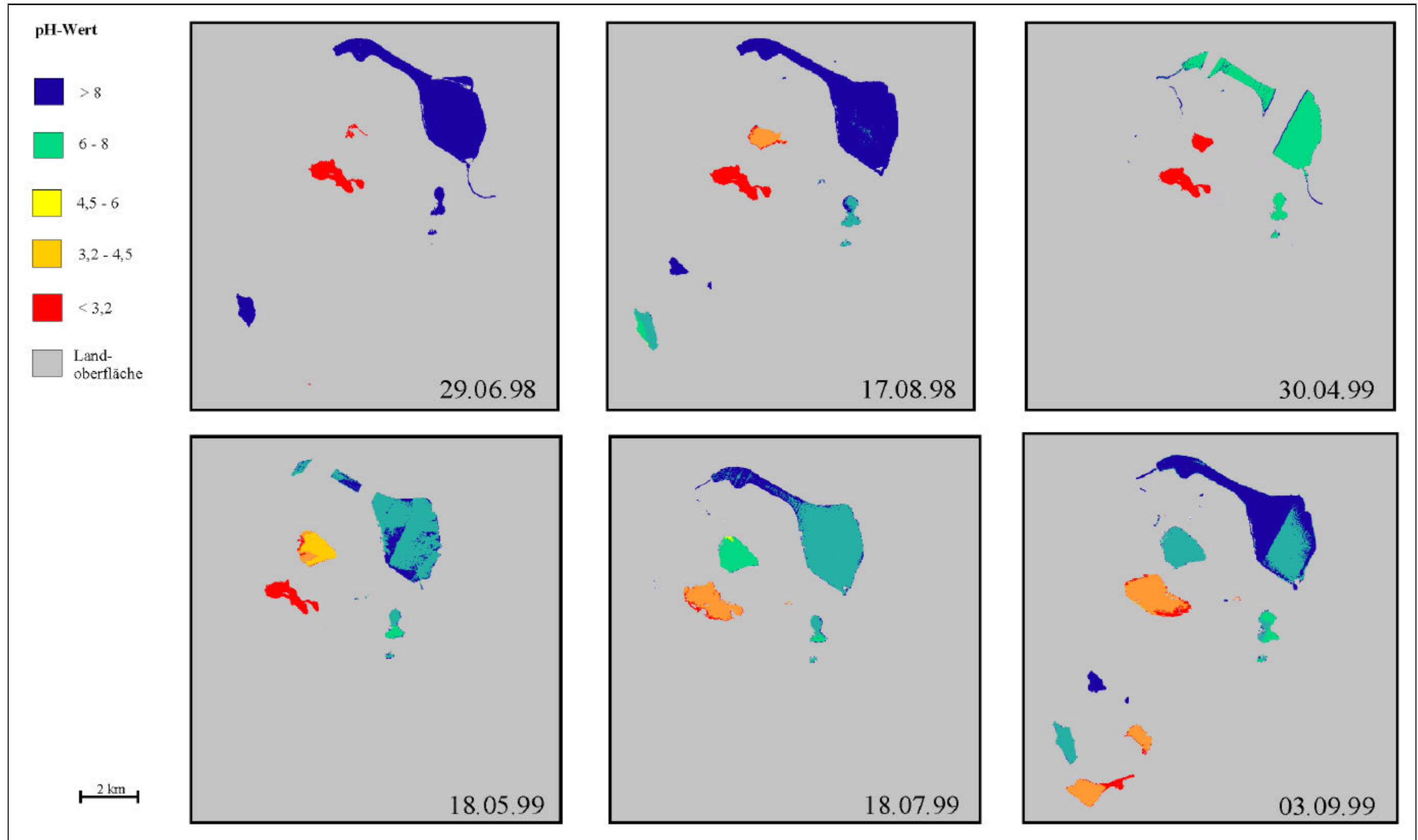


Abb. IX.m Entwicklung des pH-Wertes im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

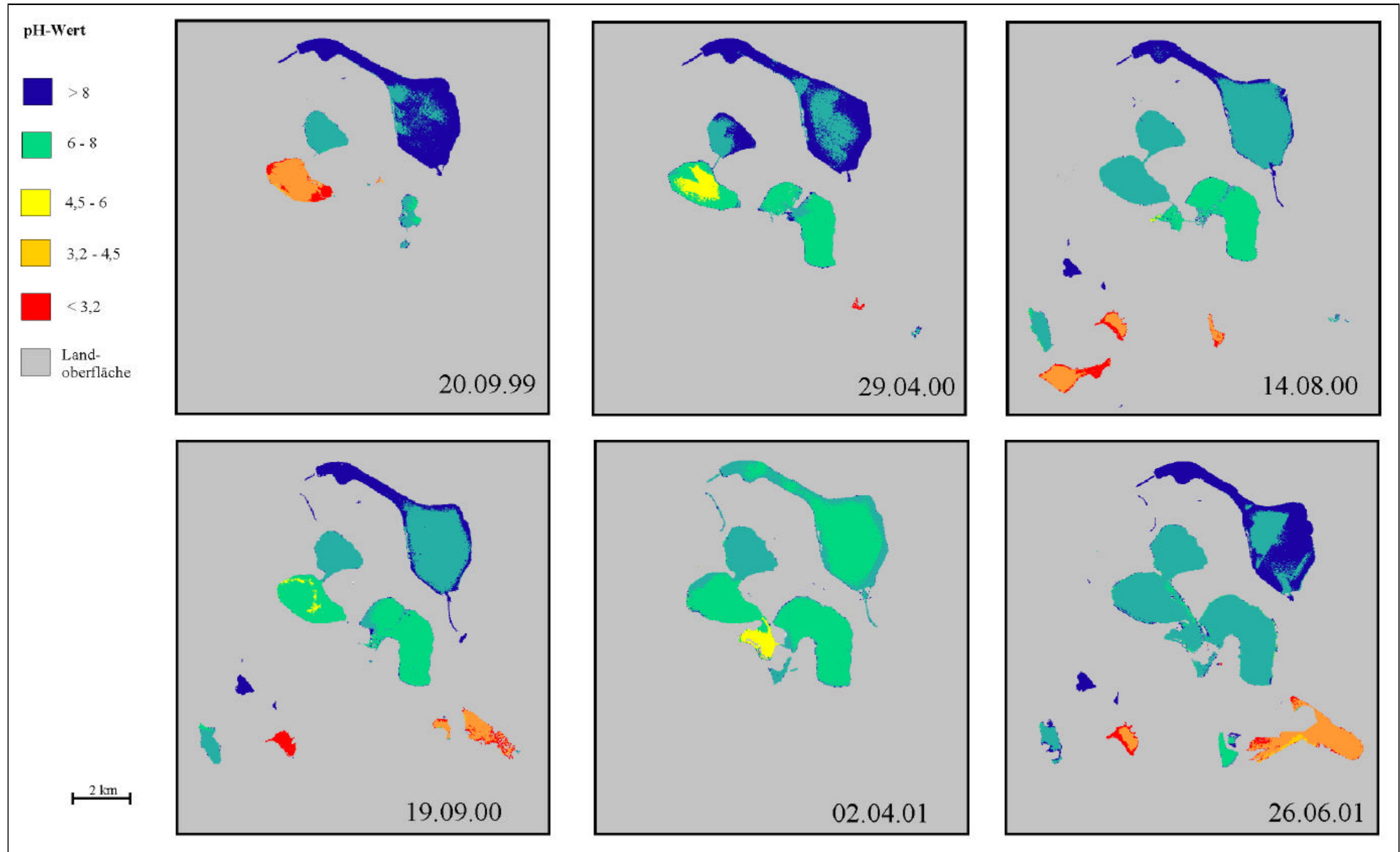


Abb. IX.n Entwicklung des pH-Wertes im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

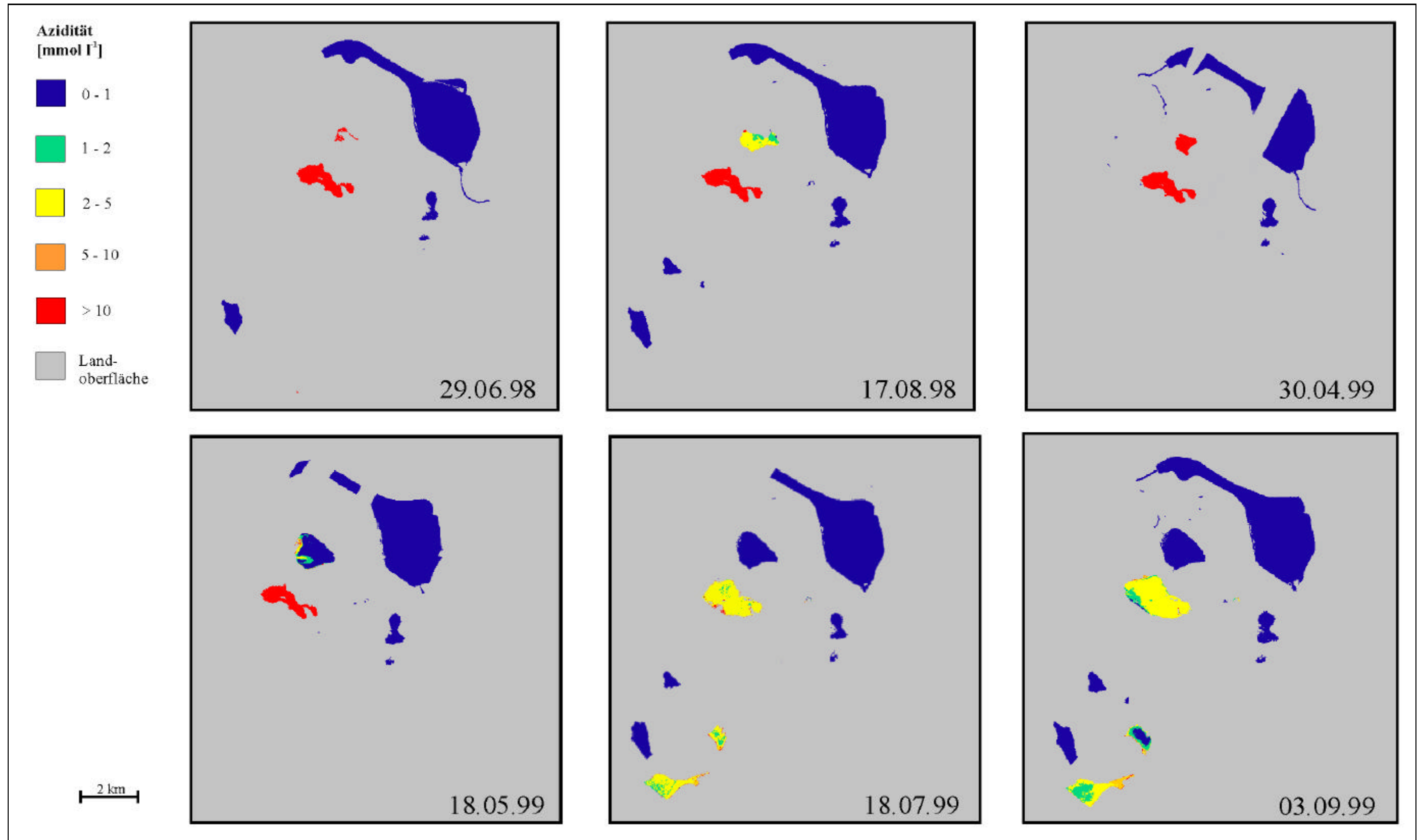


Abb. IX.o Entwicklung der Azidität im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

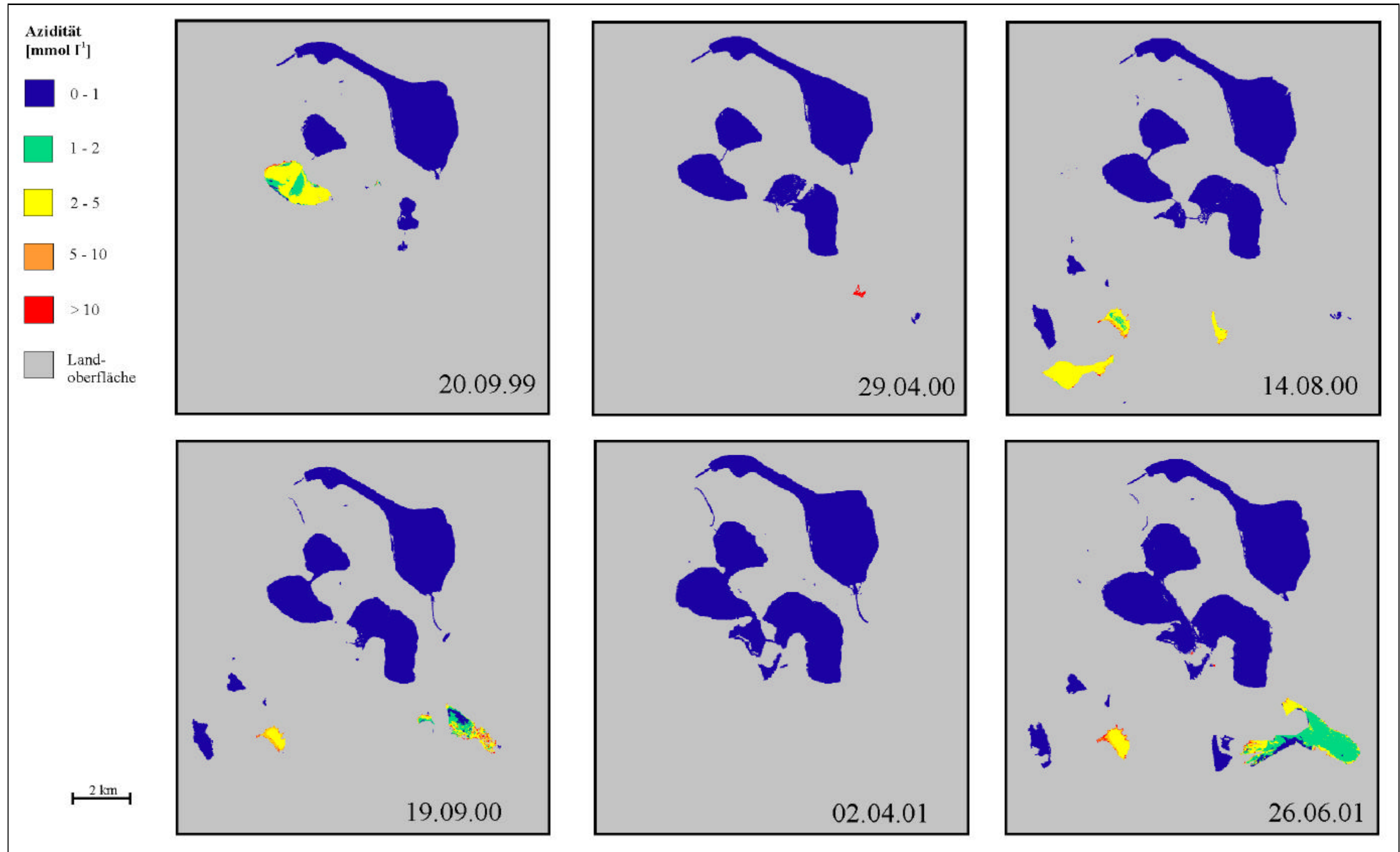


Abb. IX.p Entwicklung der Azidität im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

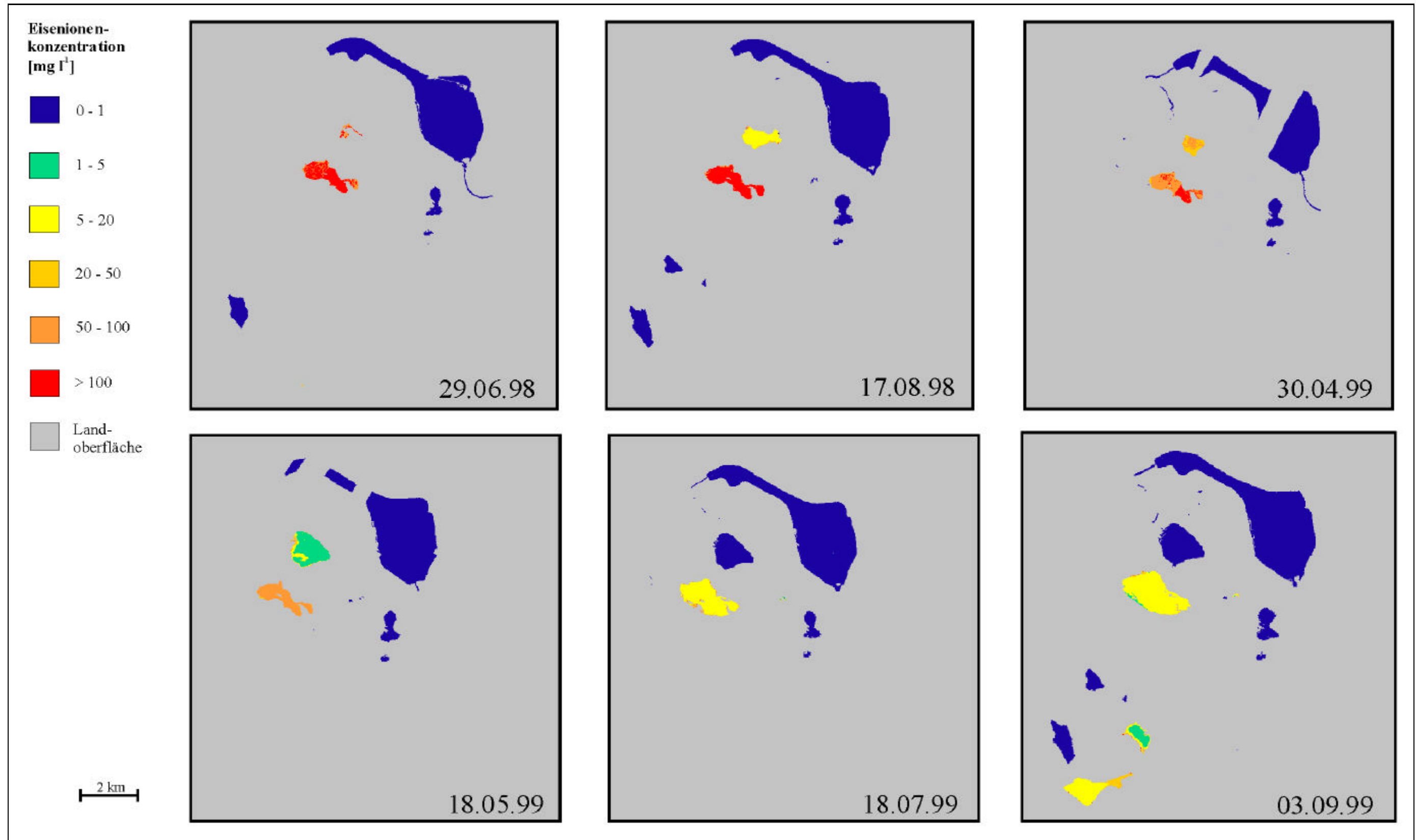


Abb. IX.q Entwicklung der Eisenionenkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

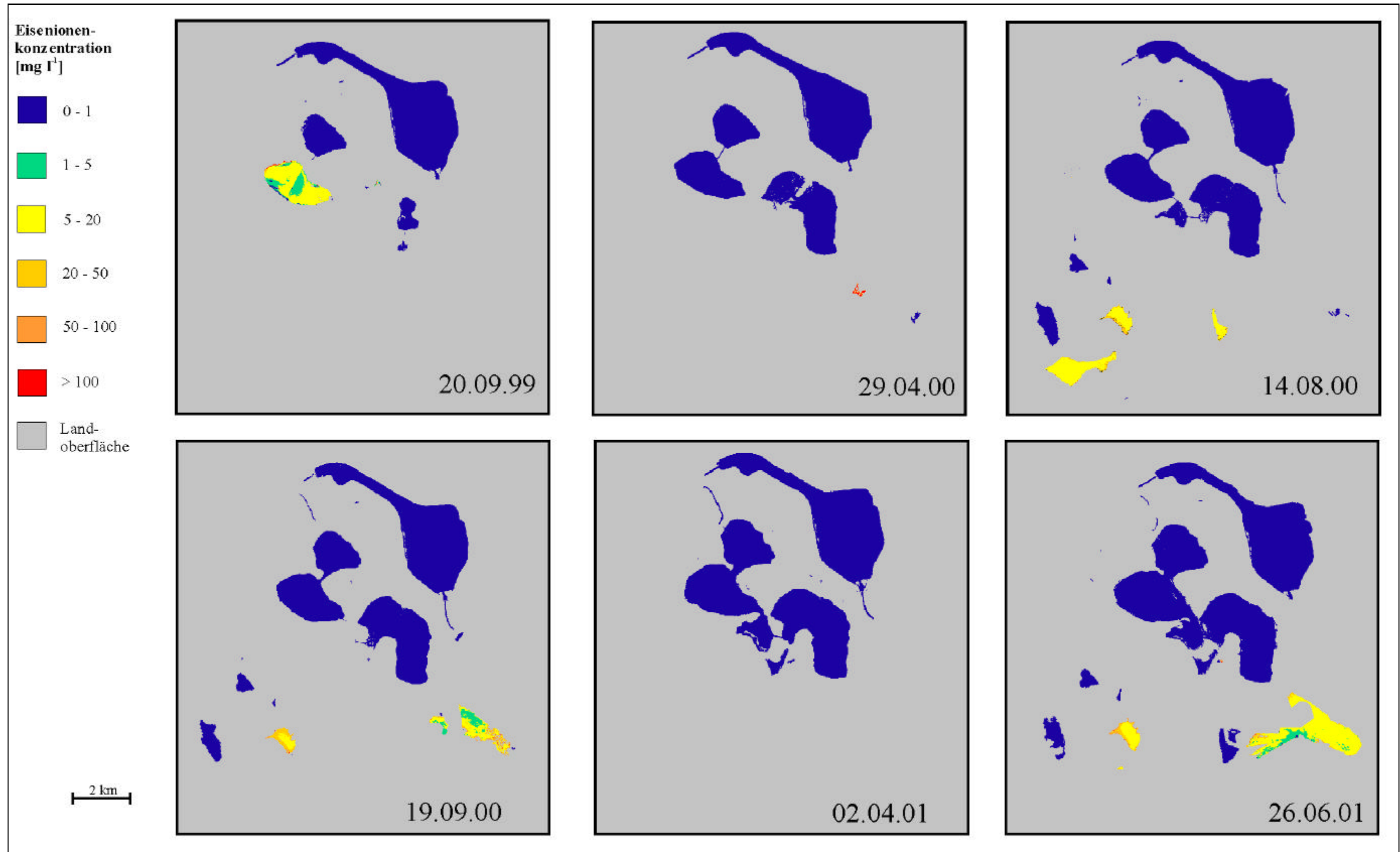


Abb. IX.r Entwicklung der Eisenionenkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

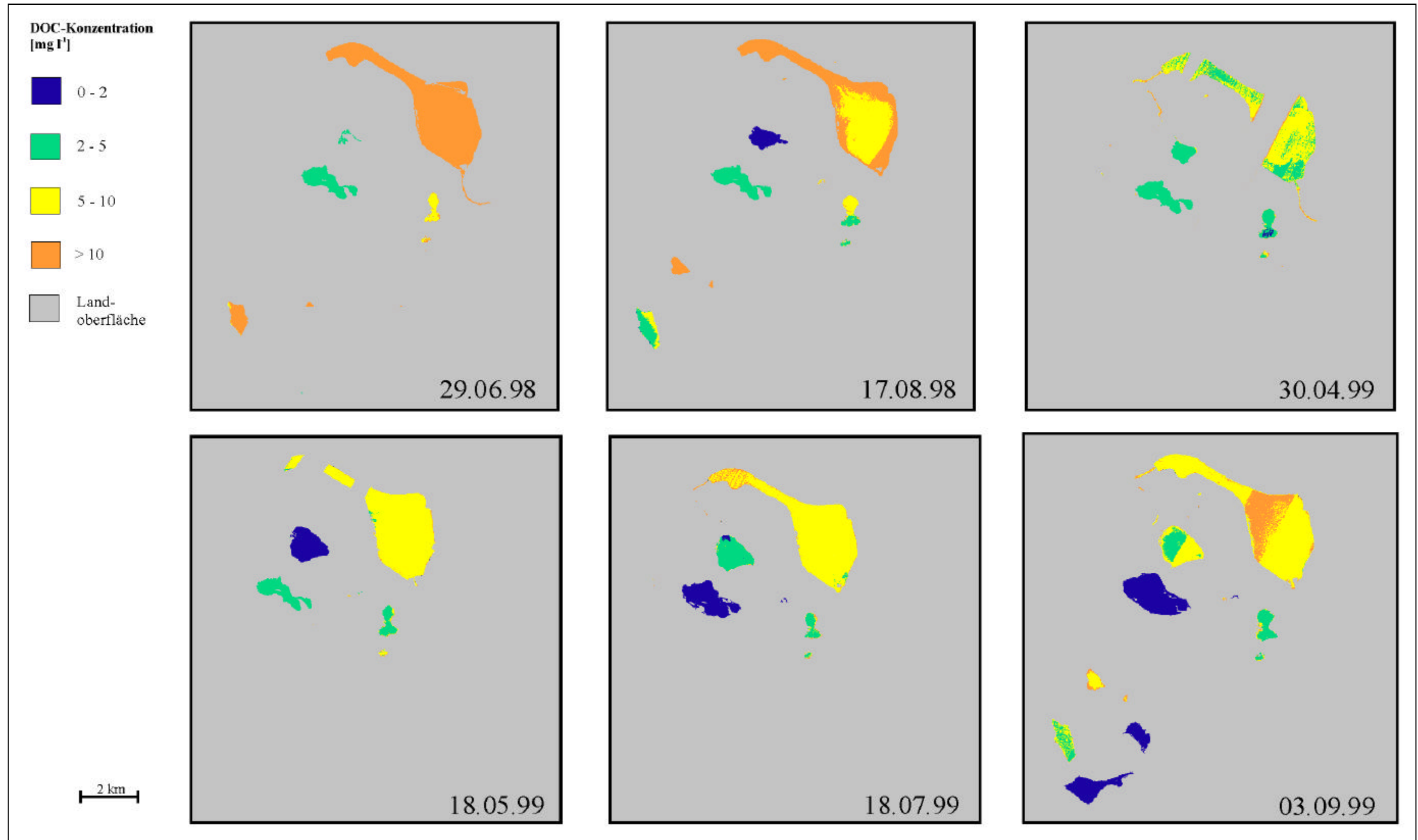


Abb. IX.s Entwicklung der DOC-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

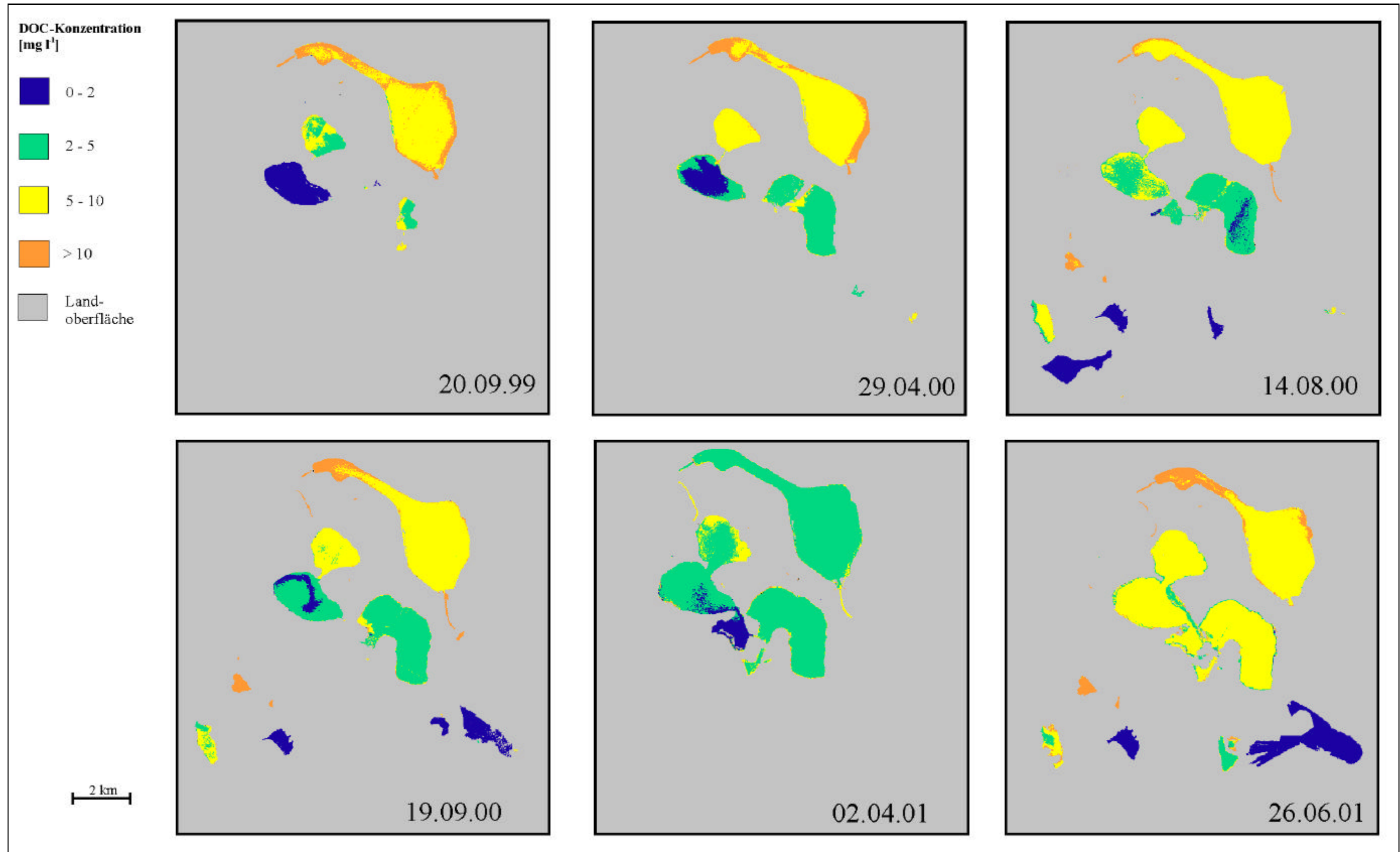


Abb. IX.t Entwicklung der DOC-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

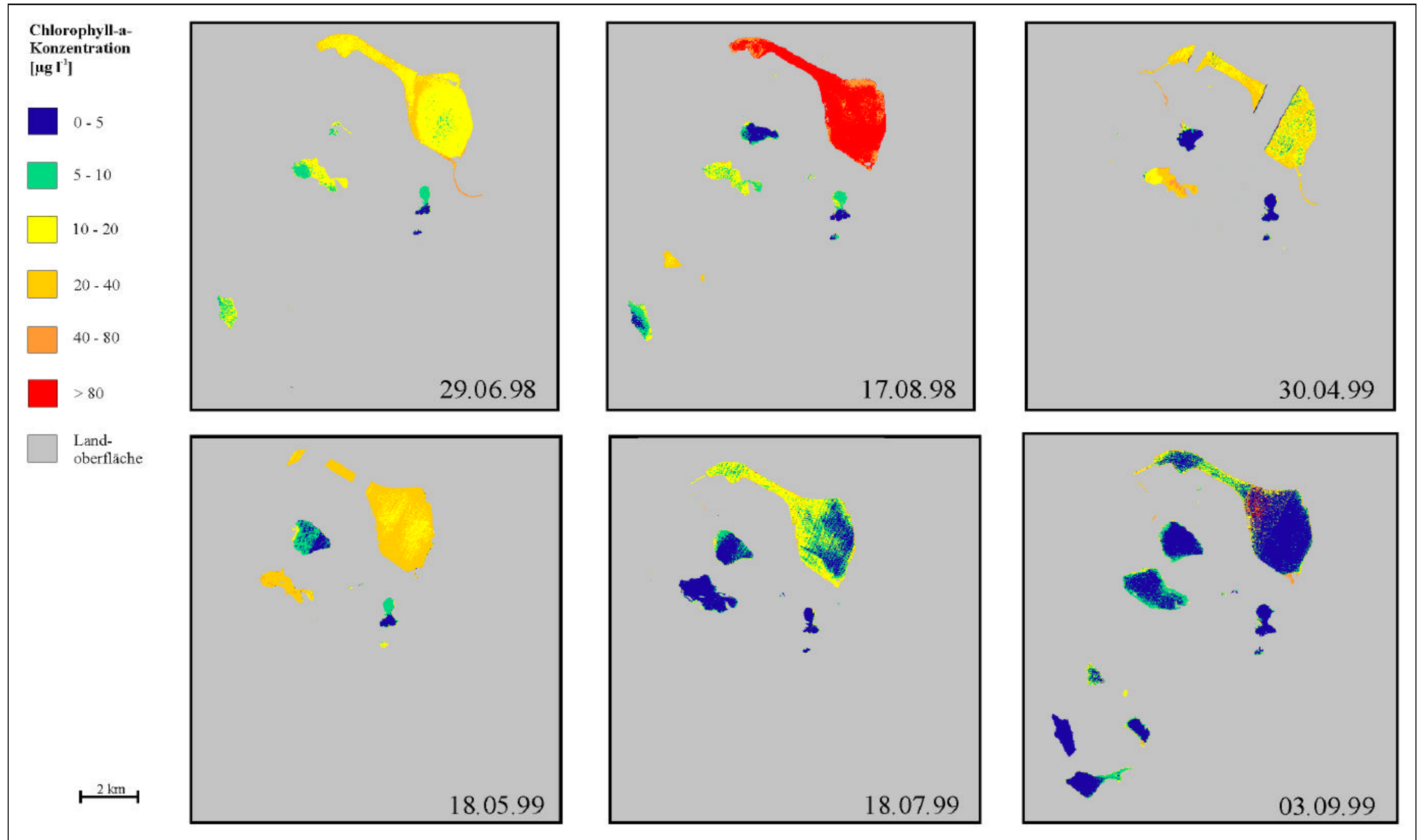


Abb. IX.u Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

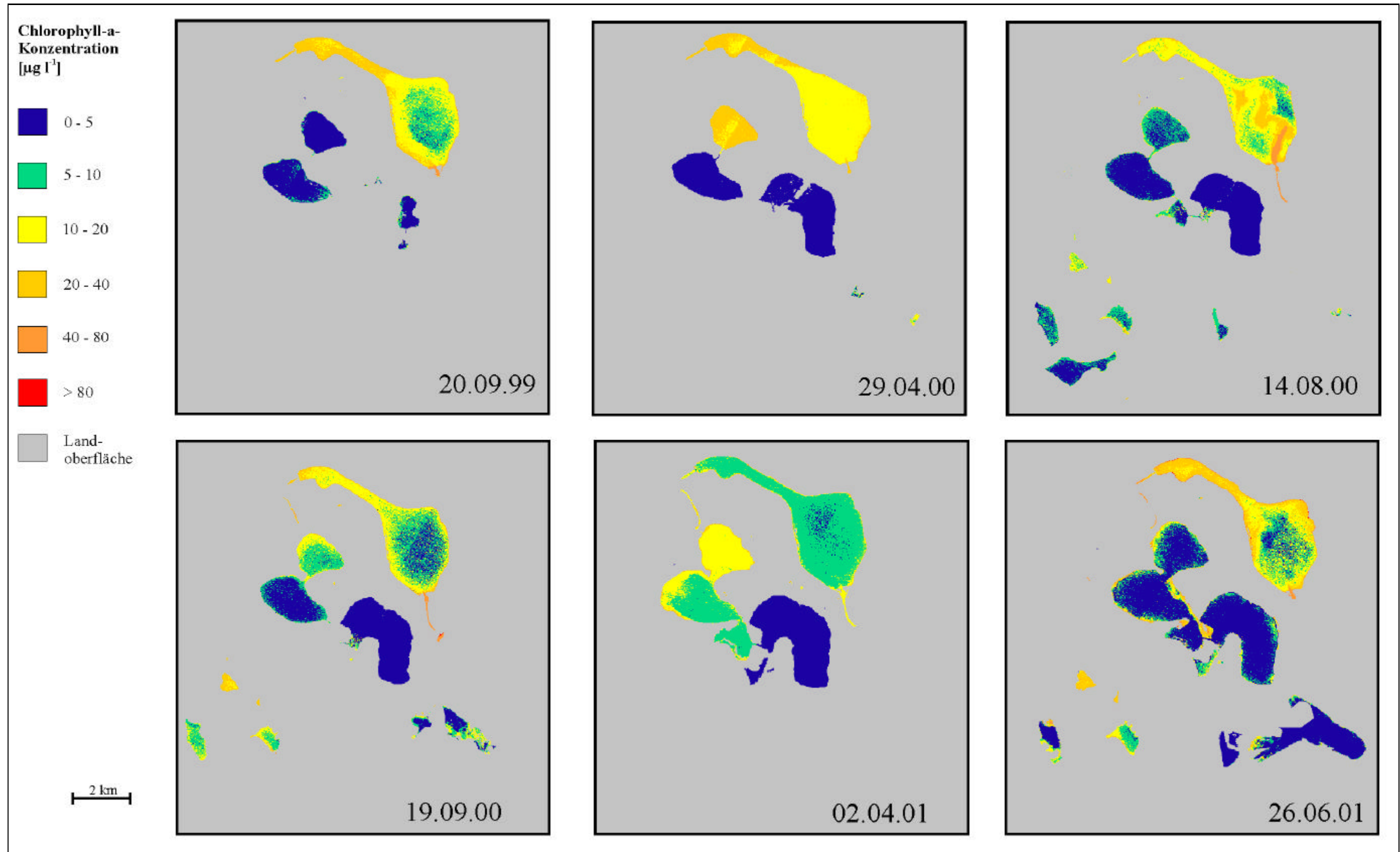


Abb. IX.v Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

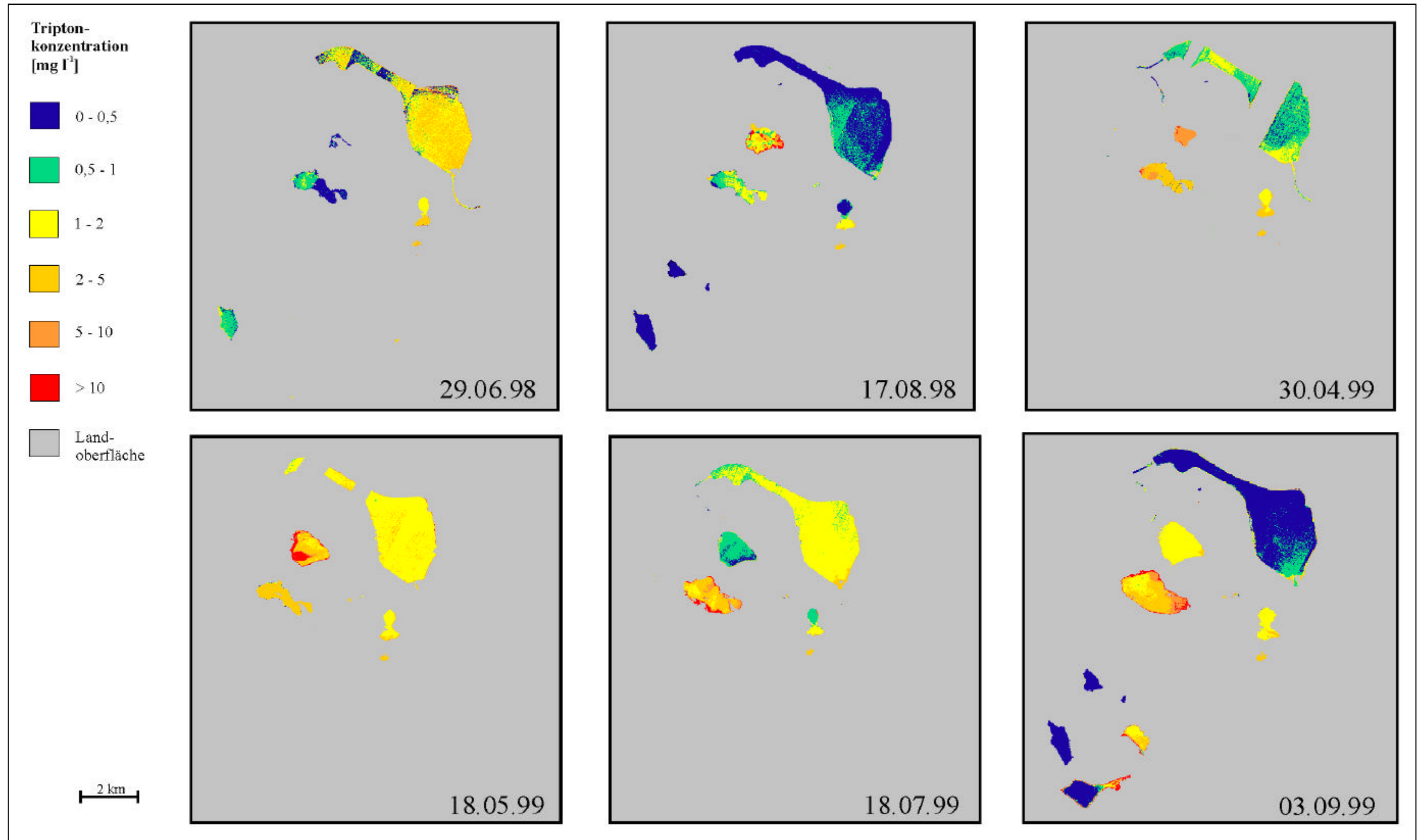


Abb. IX.w Entwicklung der Triptonkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

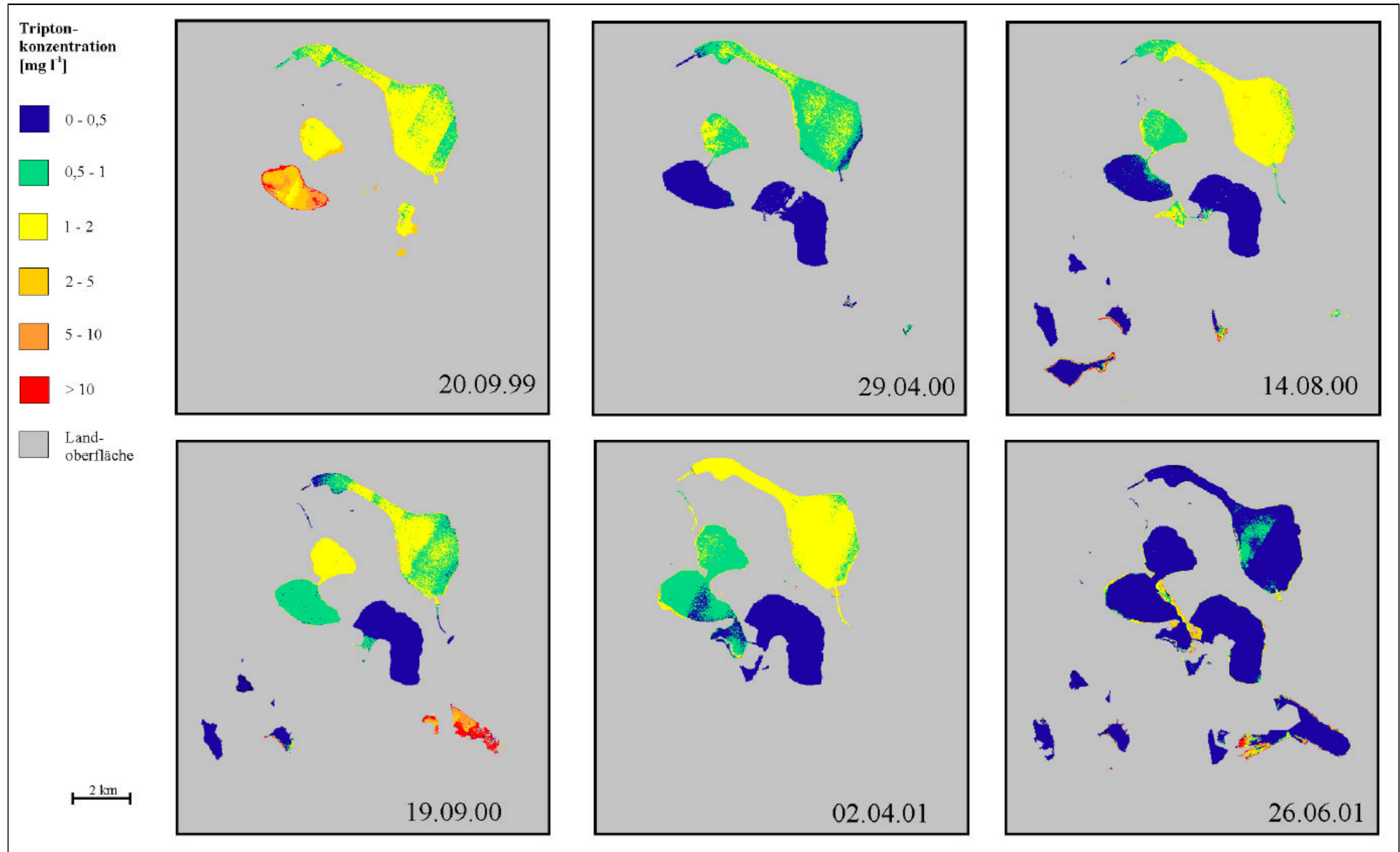


Abb. IX.x Entwicklung der Triptonkonzentration im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

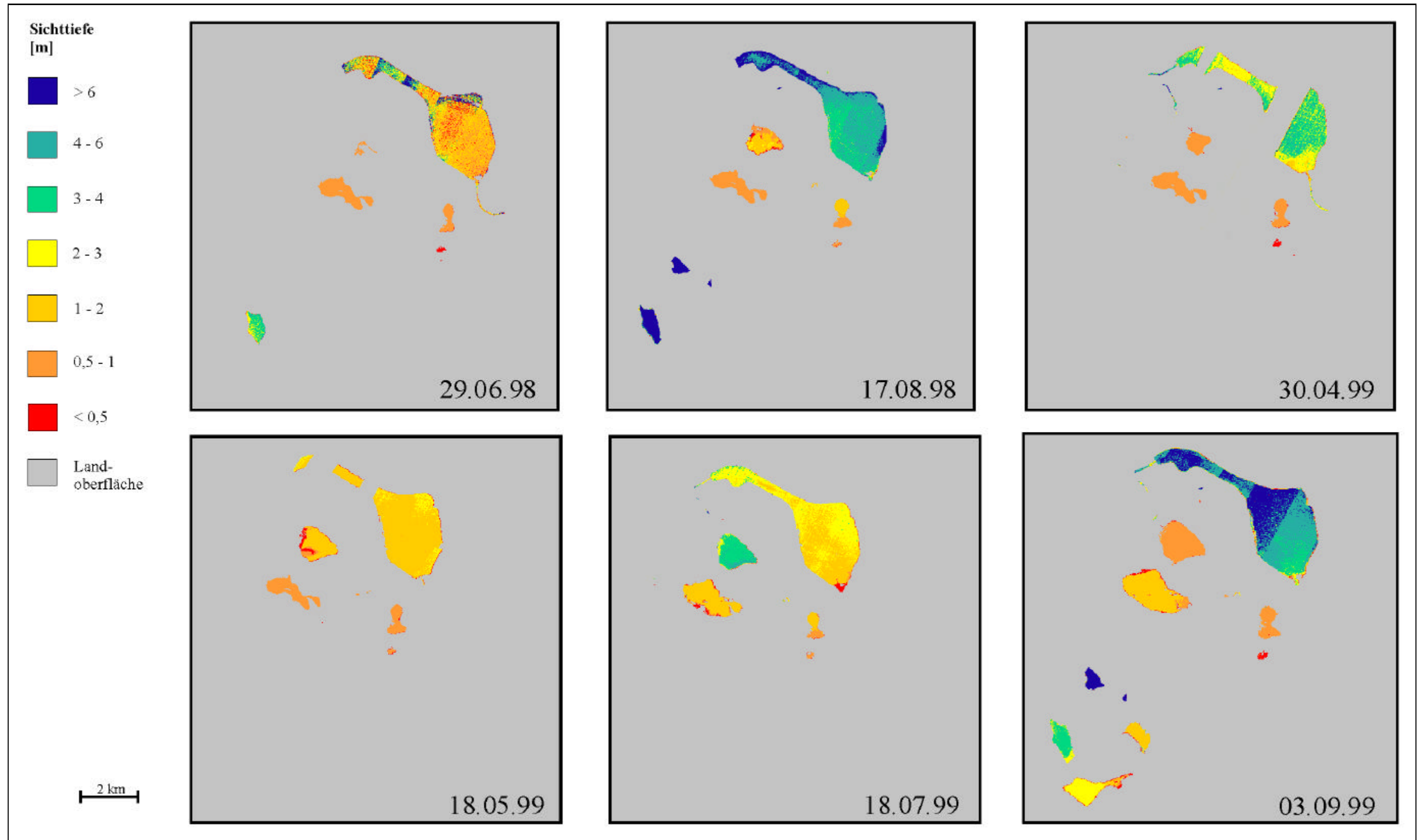


Abb. IX.y Entwicklung der Sichttiefe im Tagebaukomplex Goitsche von 1998 bis 1999.

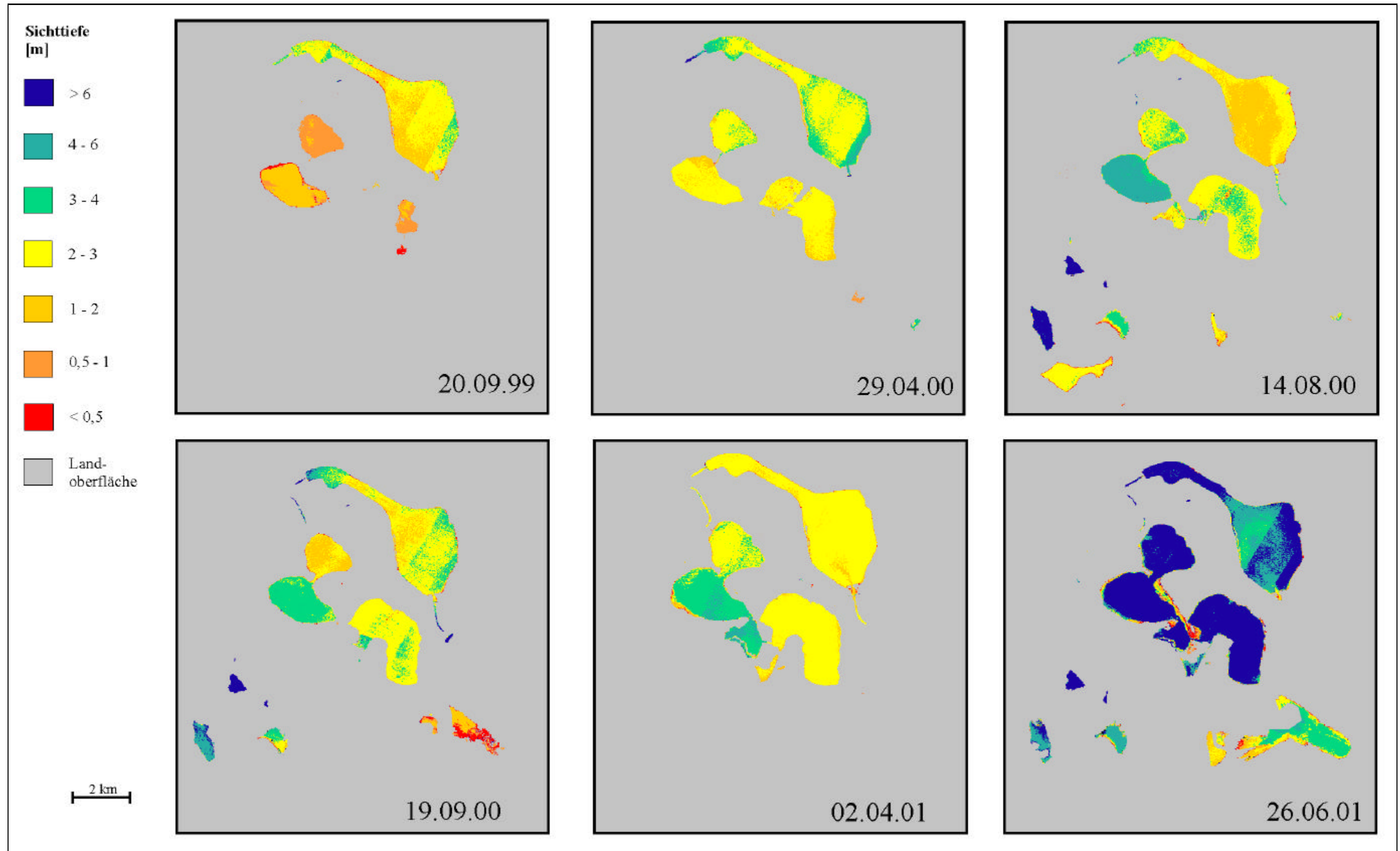


Abb. IX.z Entwicklung der Sichttiefe im Tagebaukomplex Goitsche von 1999 bis 2001.

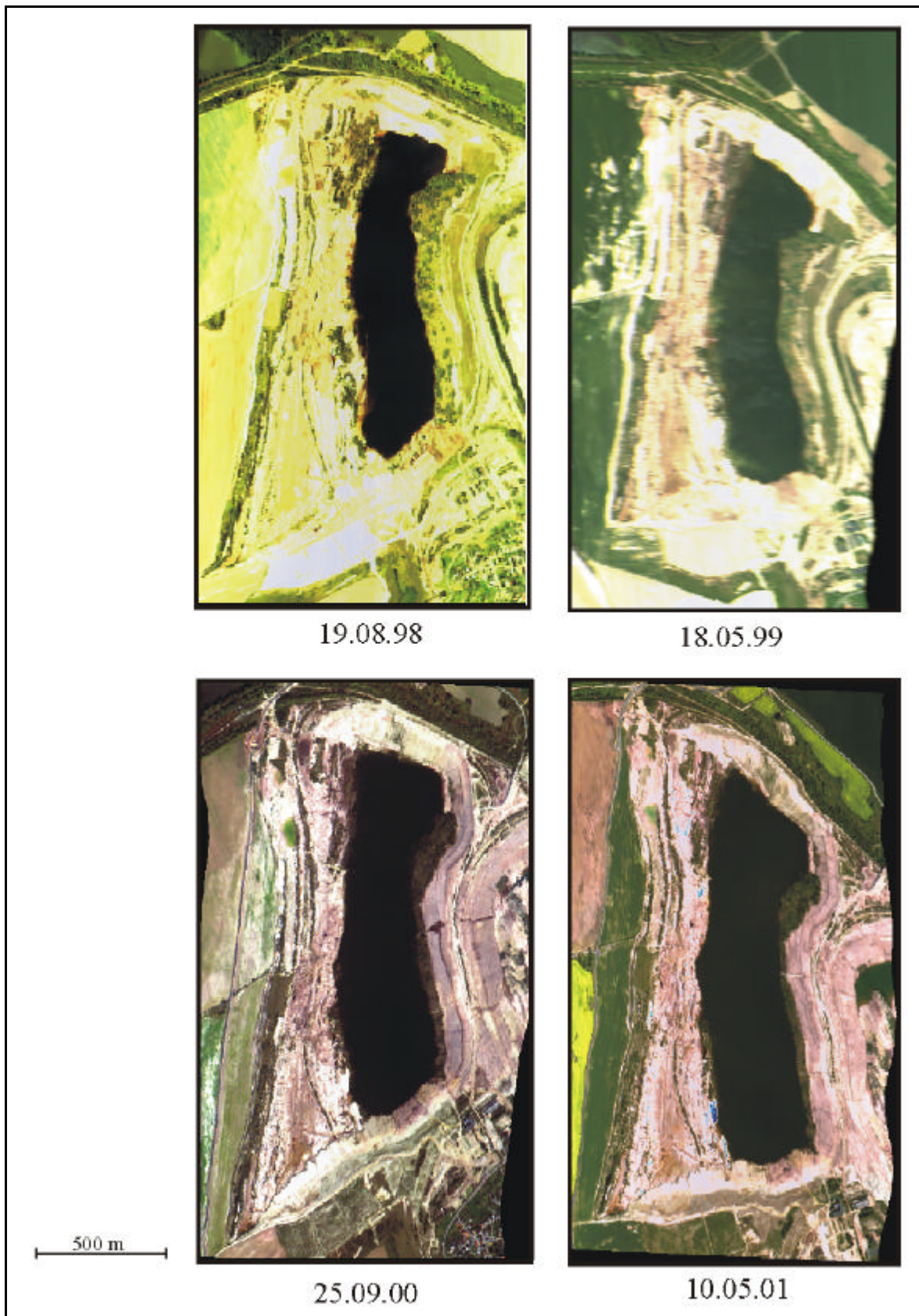


Abb. IX.aa Darstellung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*i, räumliche Auflösung 4 m x 4 m.

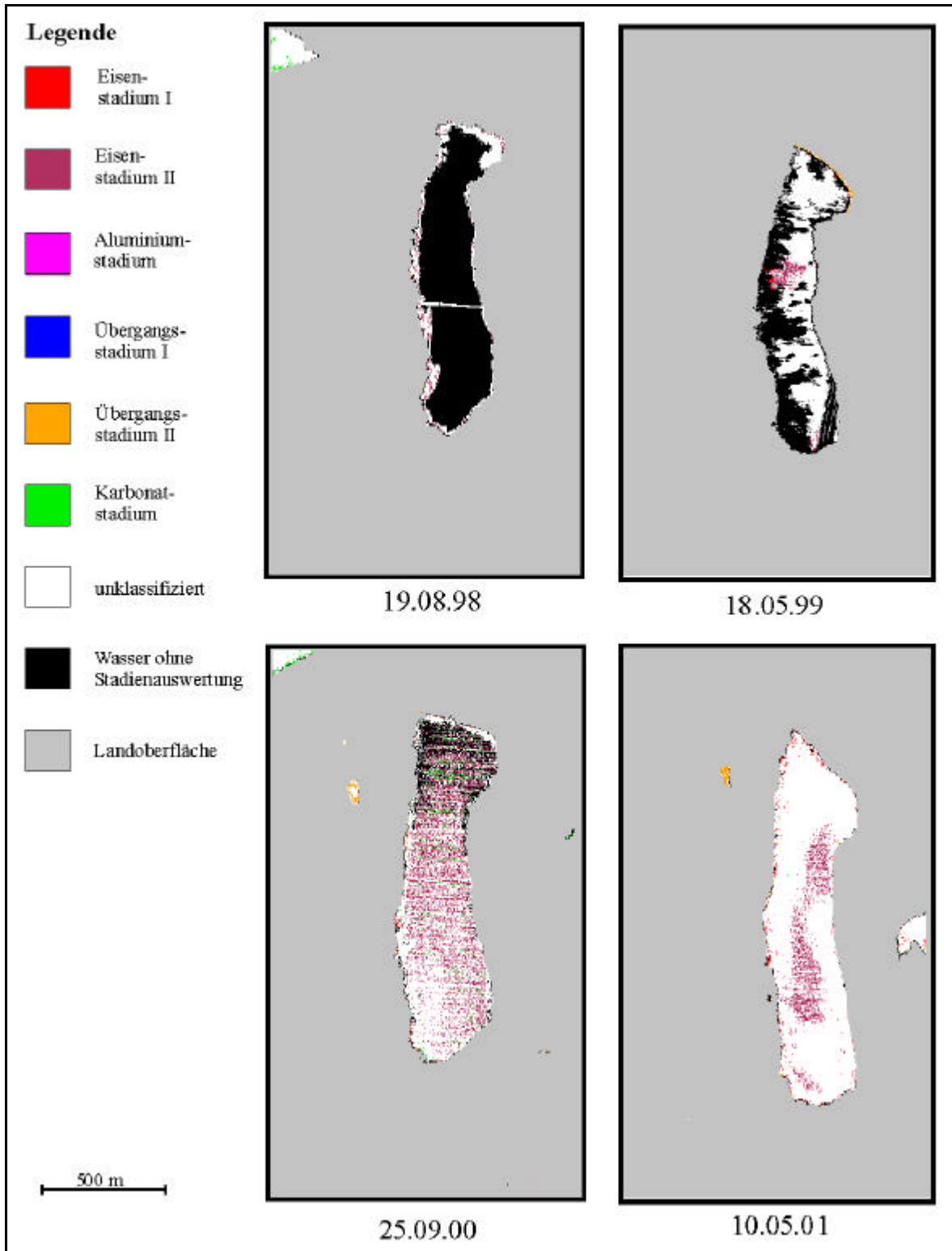


Abb. IX.bb Stadieneinteilung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).

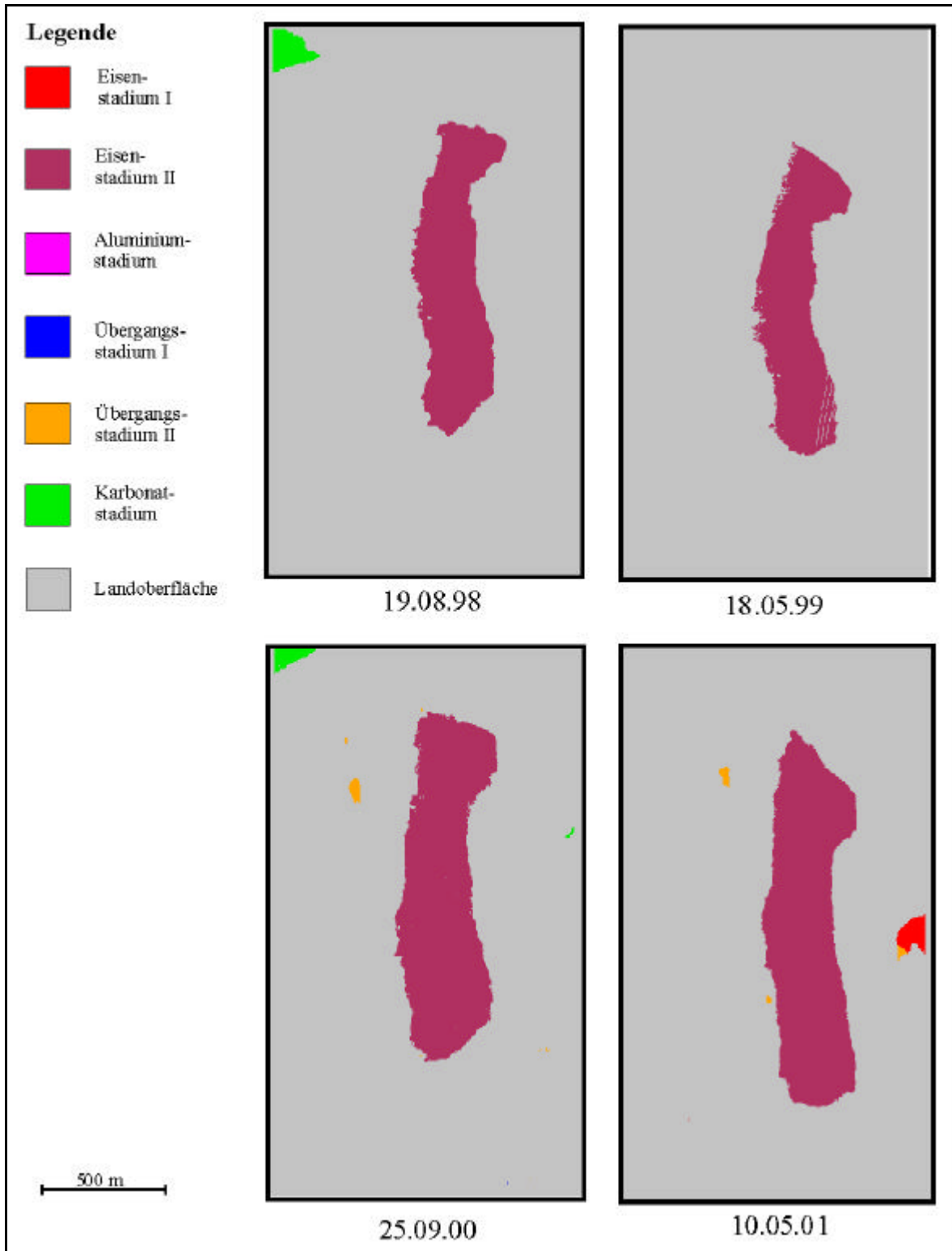


Abb. IX.cc Stadieneinteilung des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

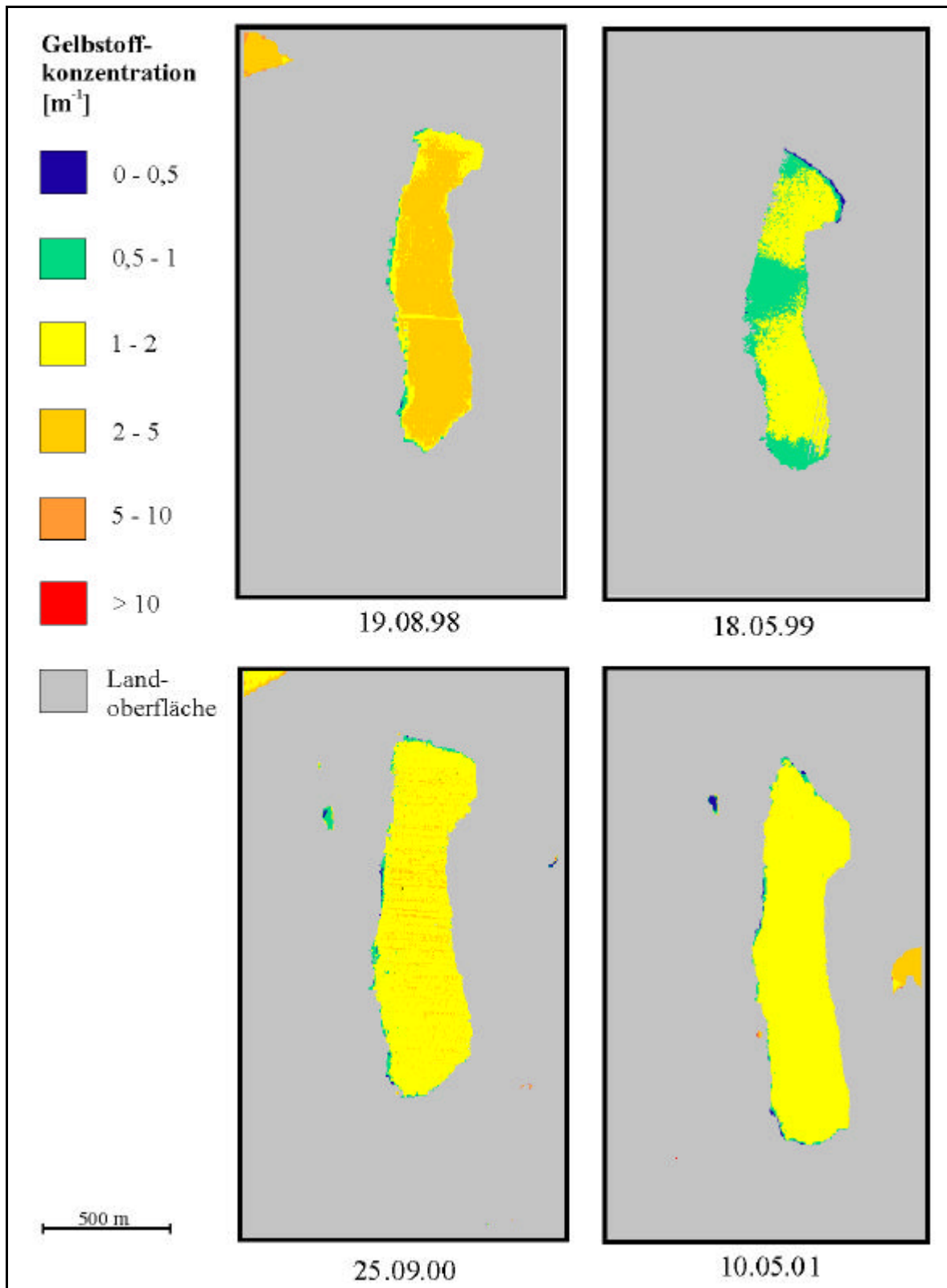


Abb. IX.dd Gelbstoffkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

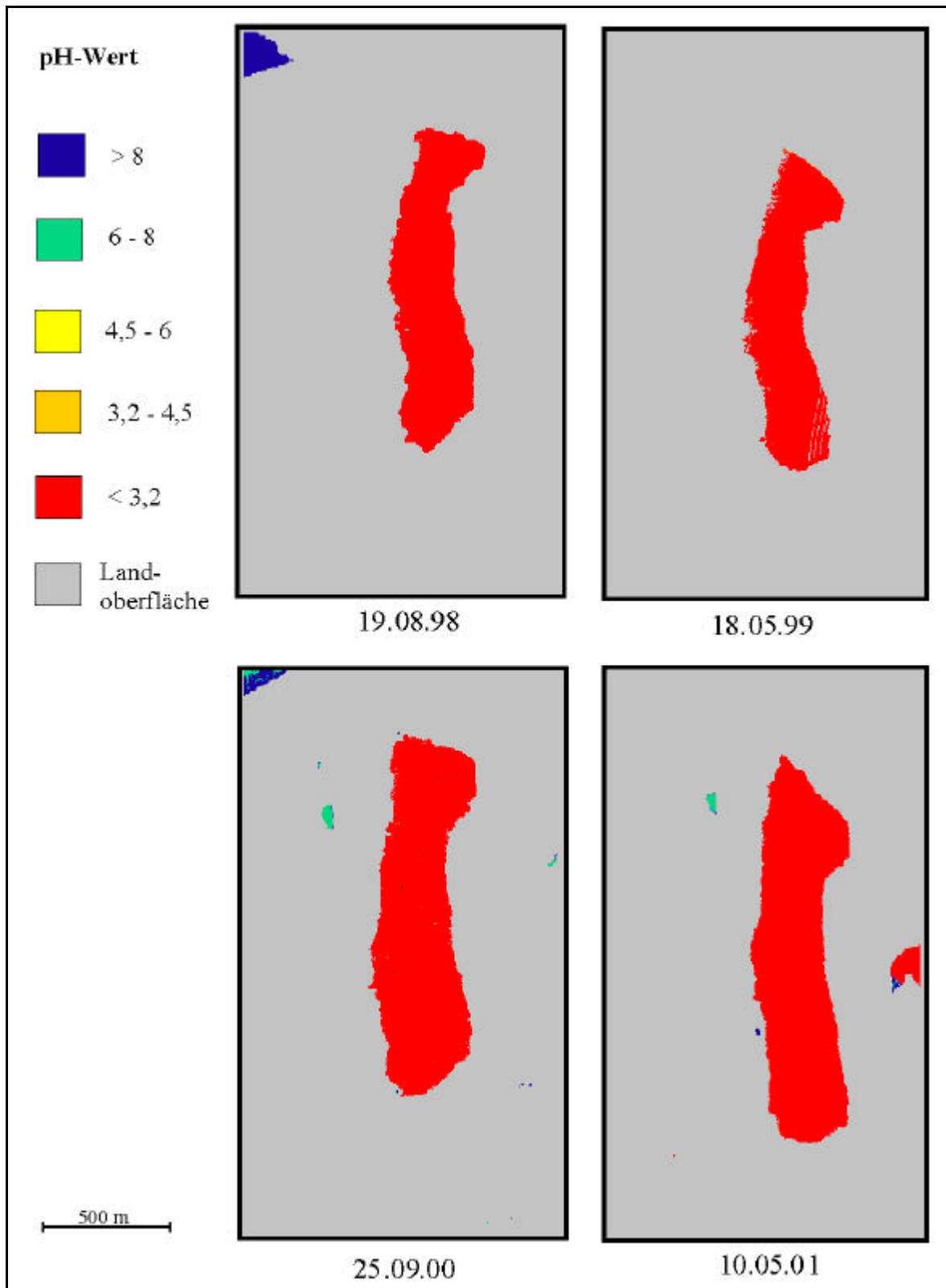


Abb. IX.ee pH-Wert des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

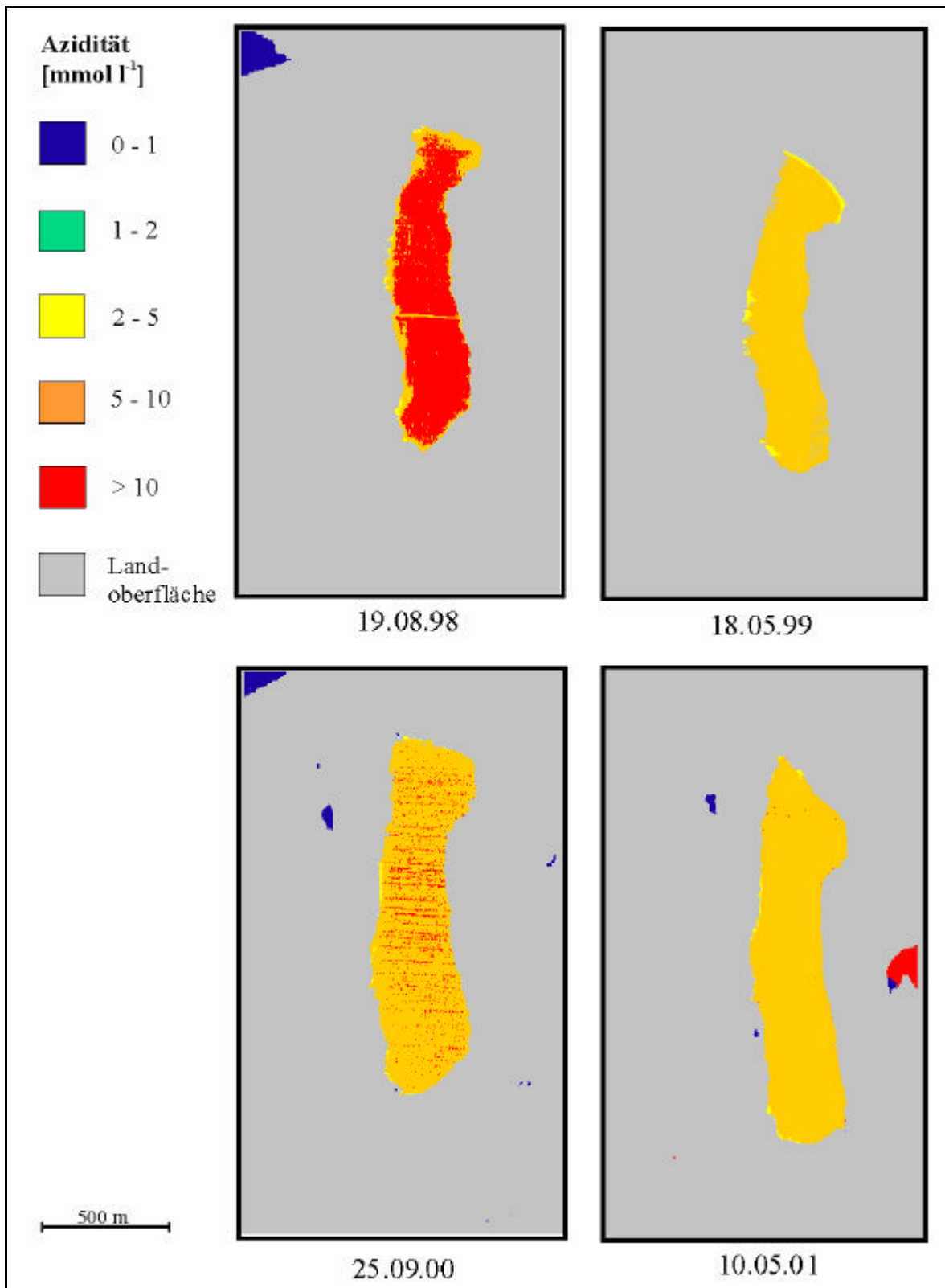


Abb. IX.ff Azidität des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

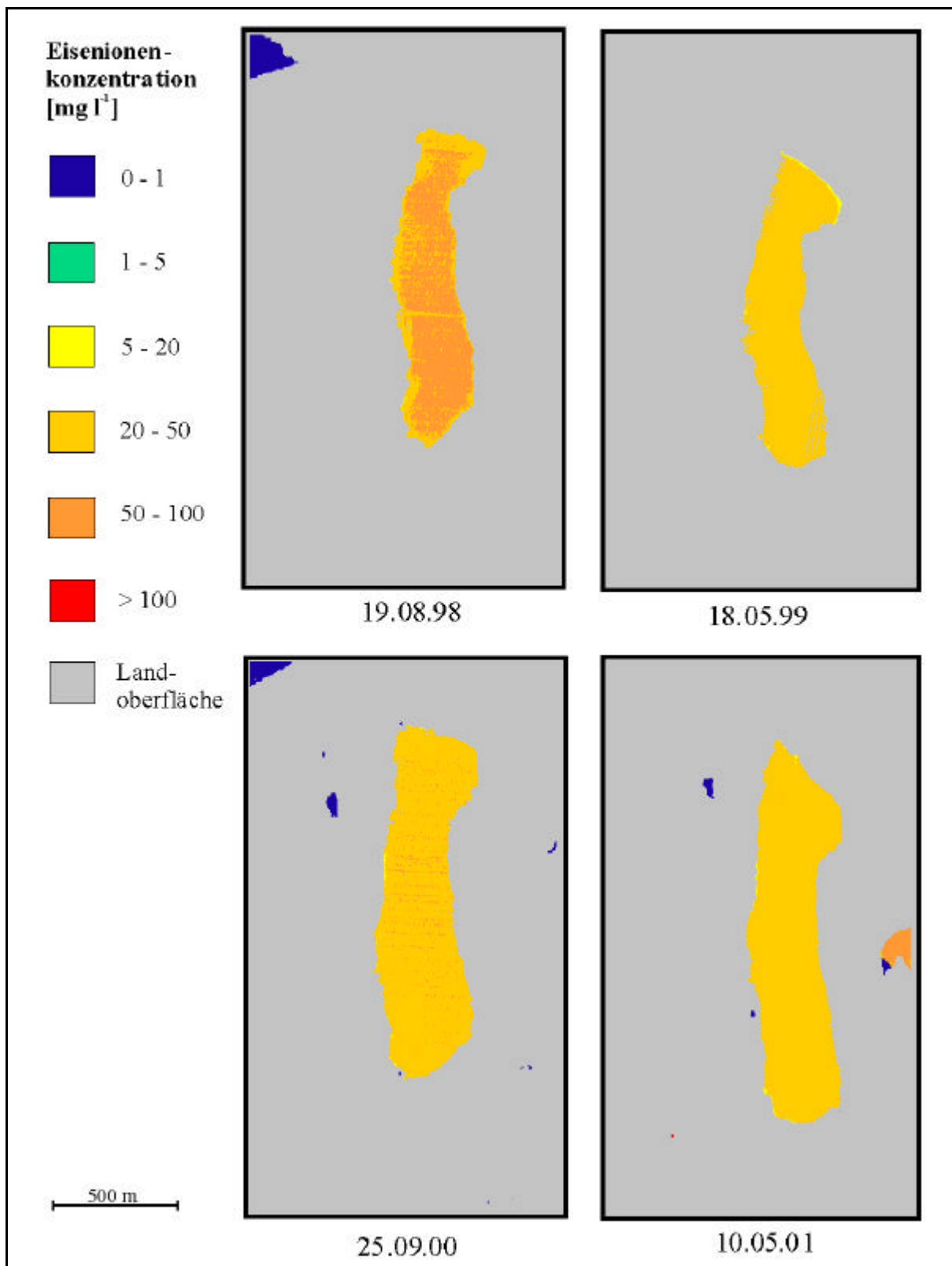


Abb. IX.gg Eisenionenkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

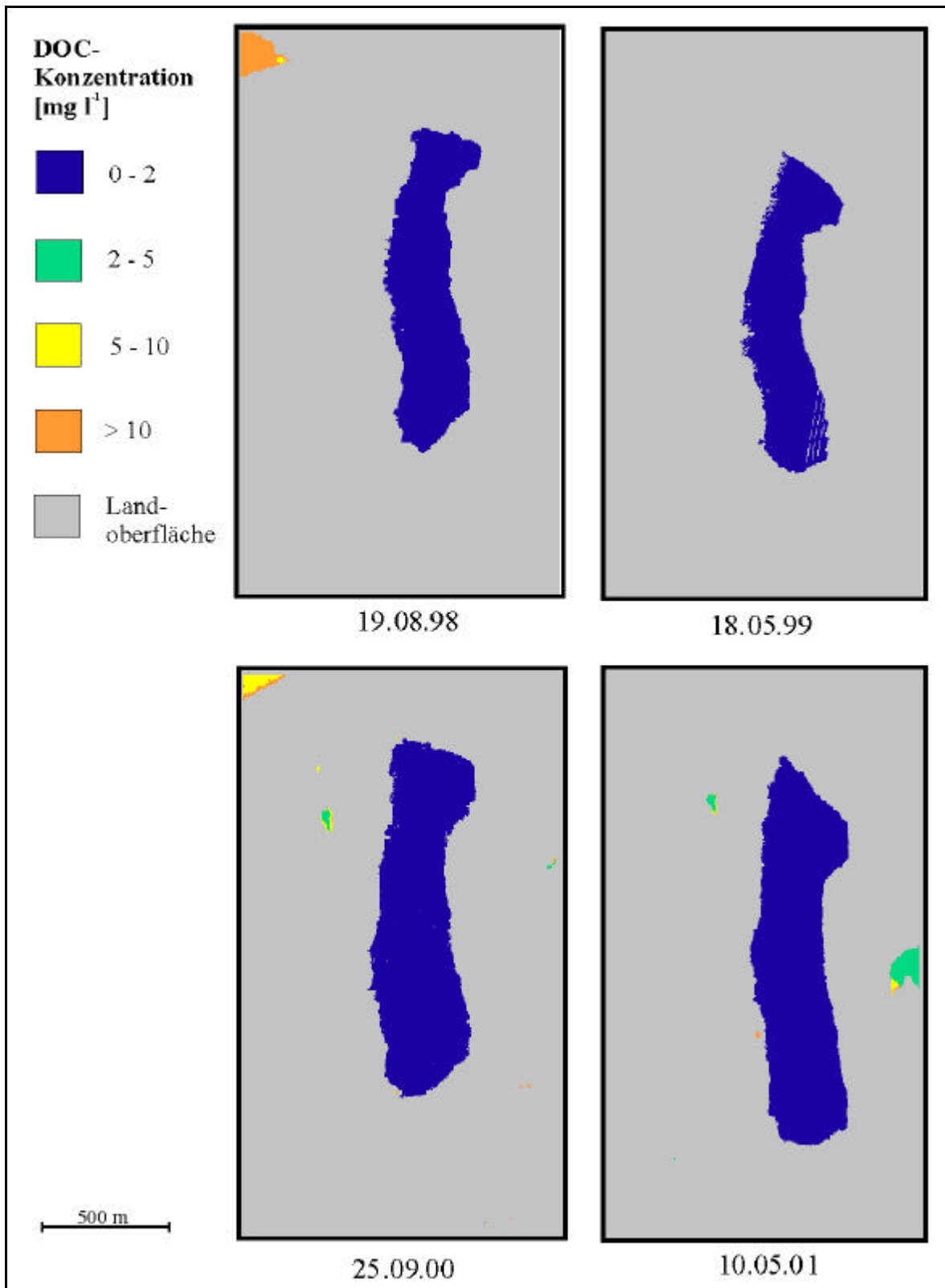


Abb. IX.hh DOC-Konzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

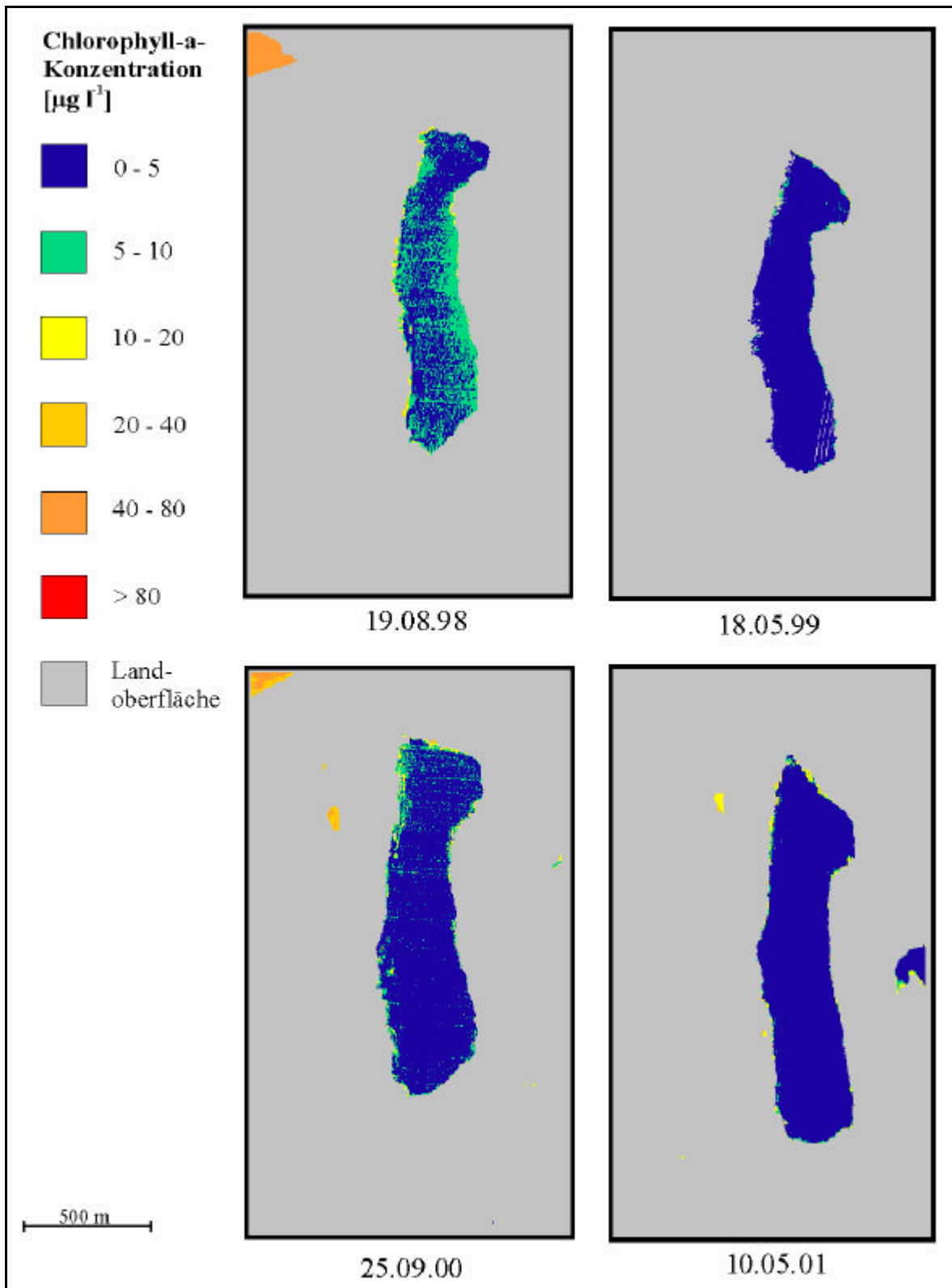


Abb. IX.ii Chlorophyll-a-Konzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

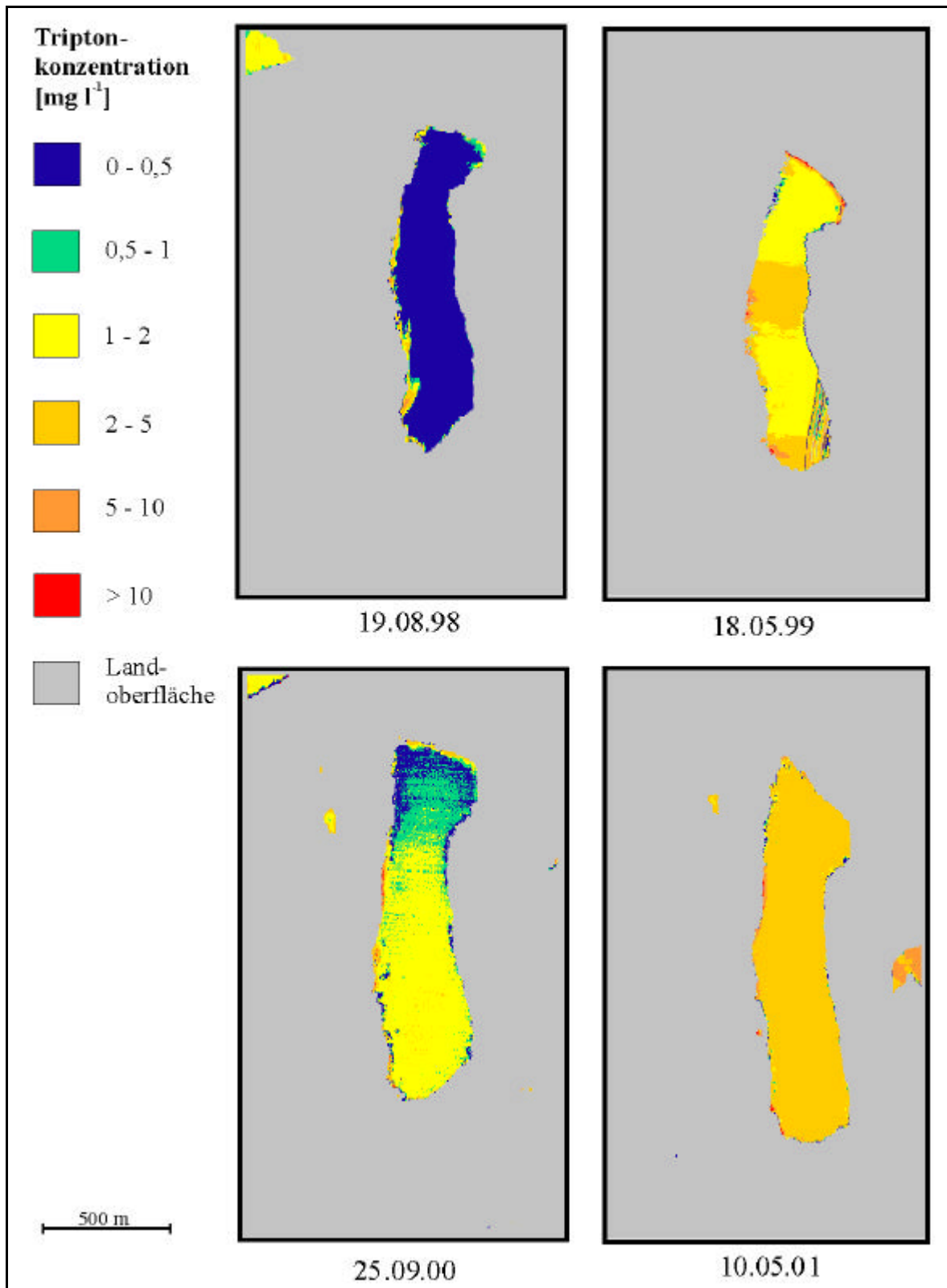


Abb. IX.jj Triptonkonzentration des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

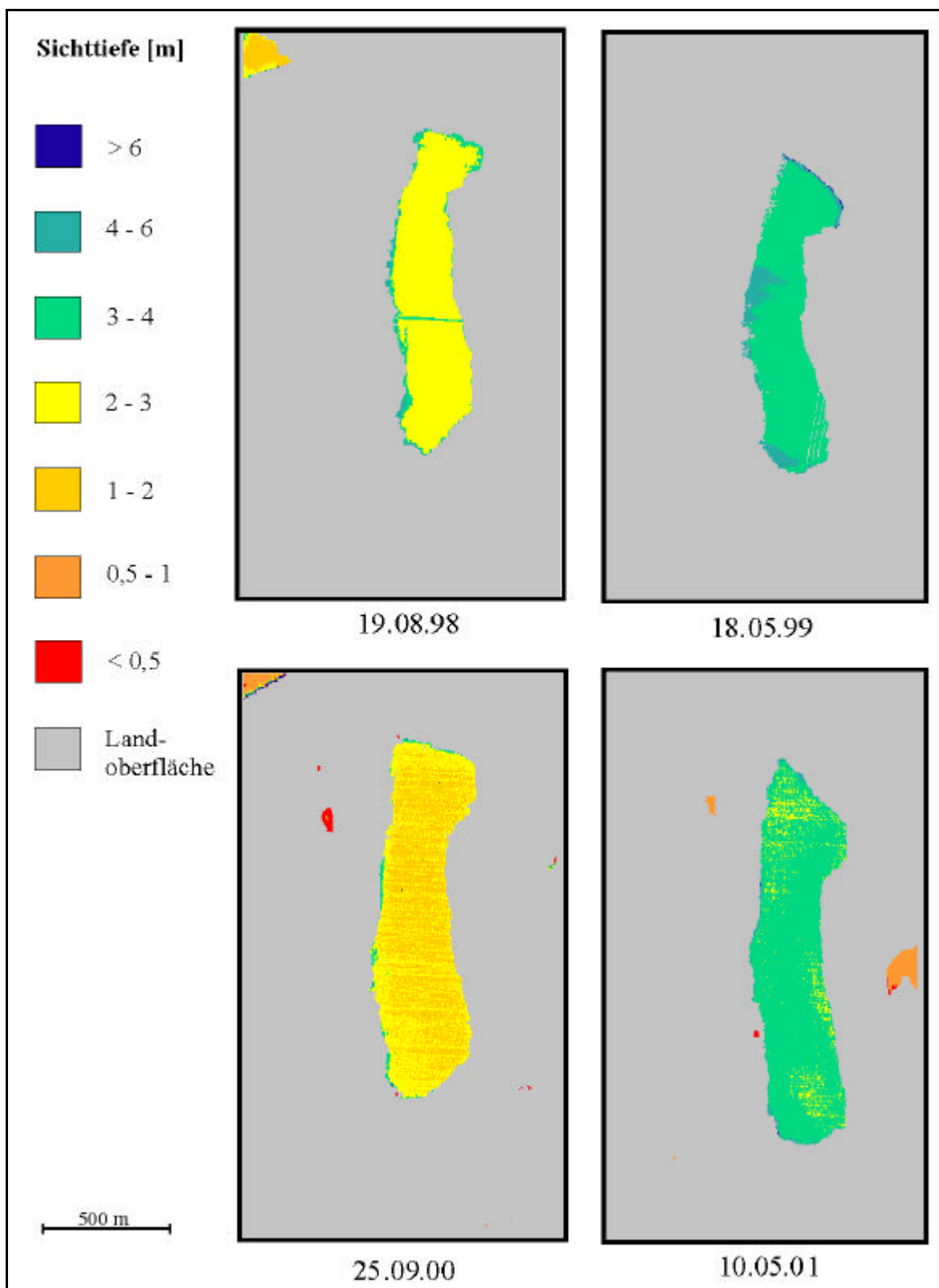


Abb. IX.kk Sichttiefe des Restsees Kahnsdorf von 1998 bis 2001.

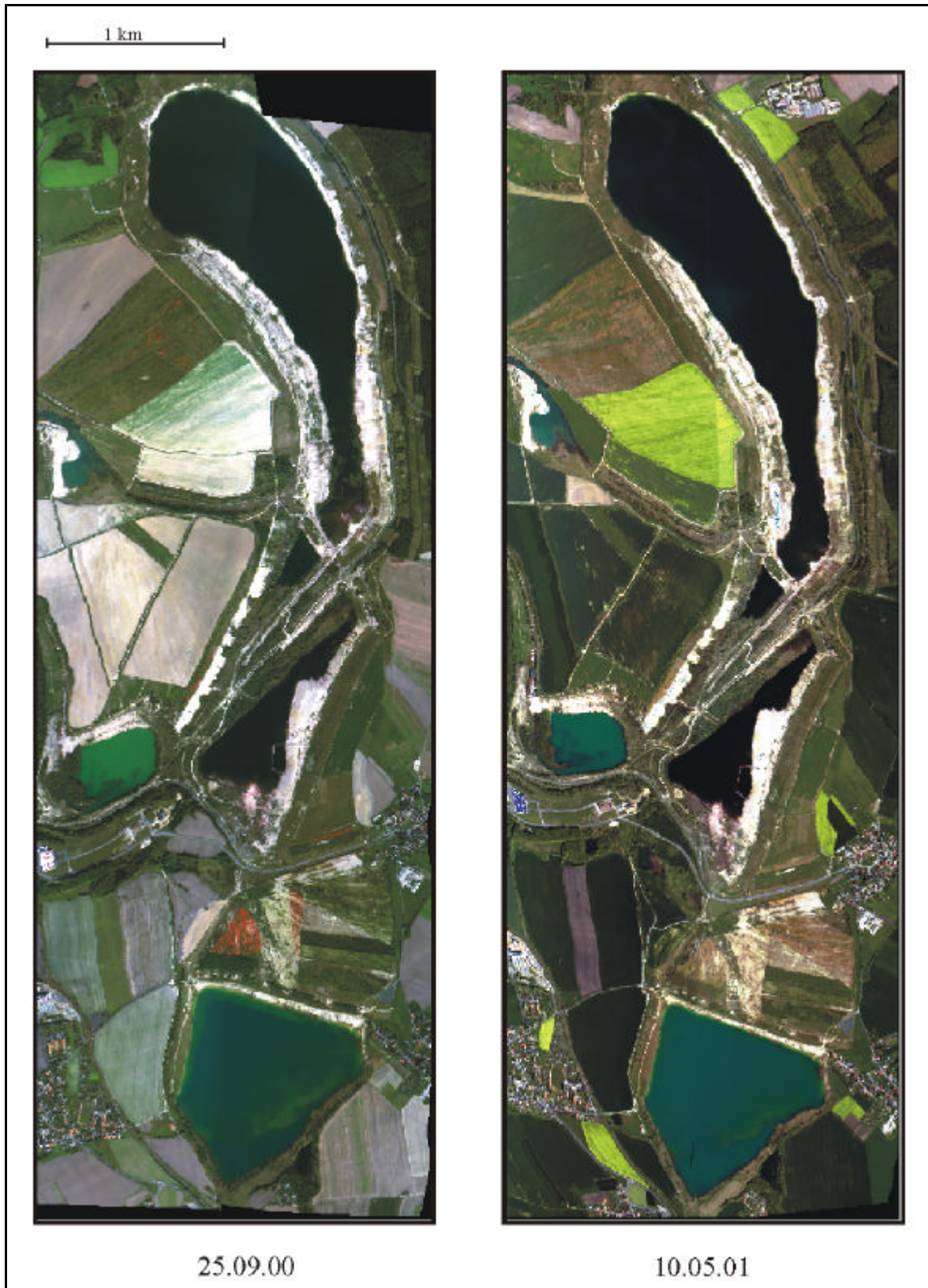


Abb. IX.11 Darstellung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *casi*, räumliche Auflösung 8 m x 8 m.

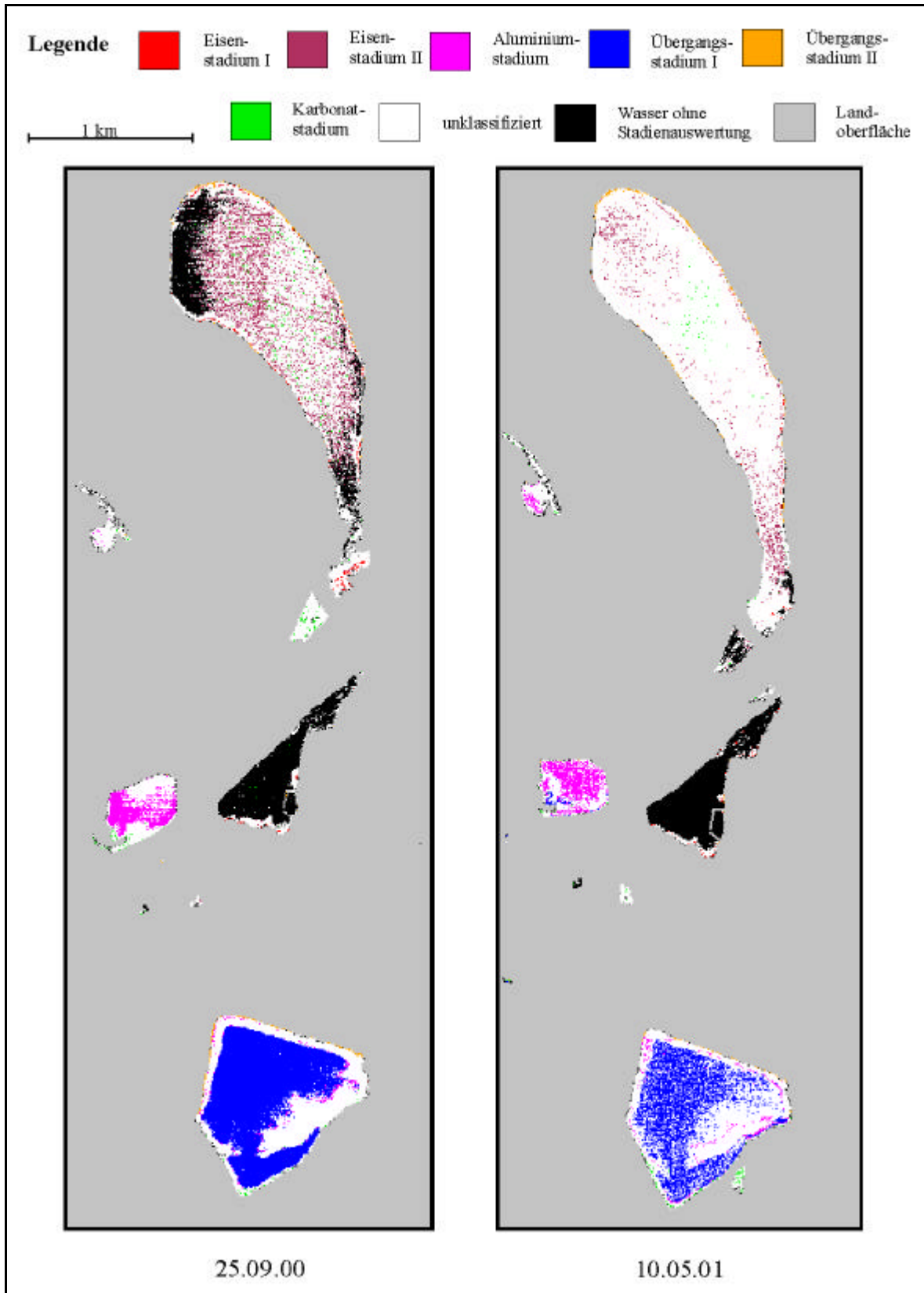


Abb. IX.mm Stadieneinteilung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).

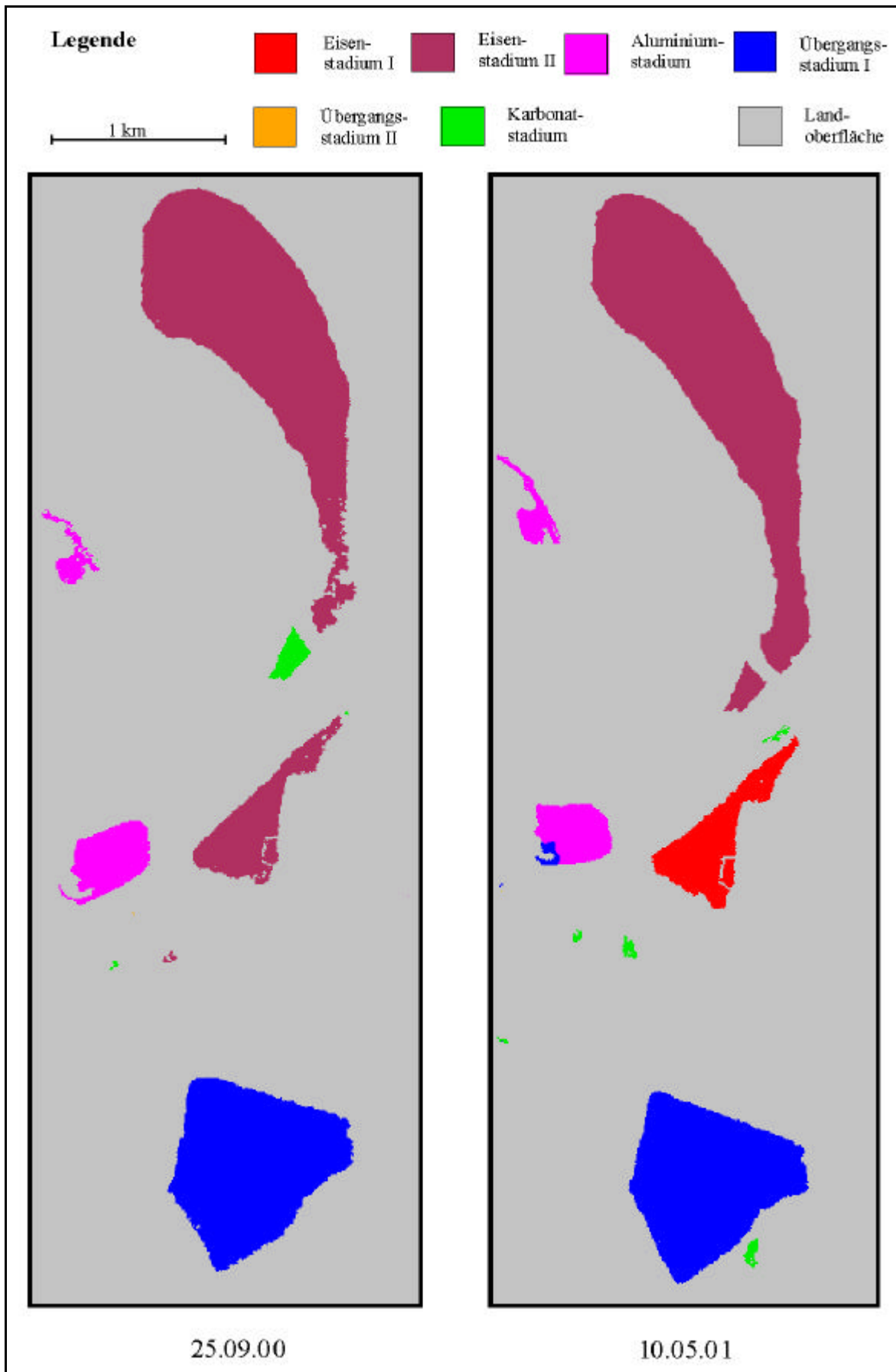


Abb. IX.mn Stadieneinteilung des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

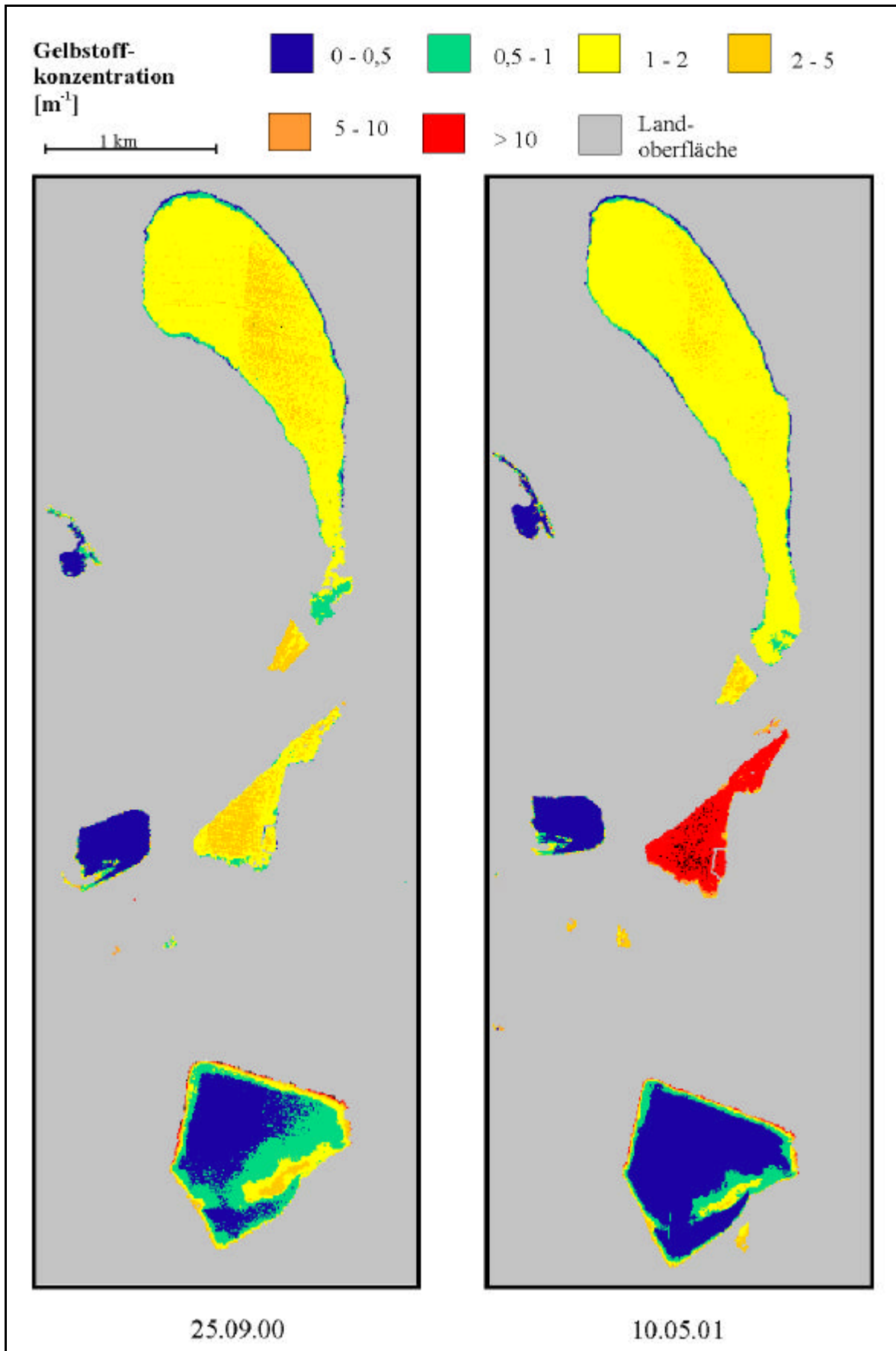


Abb. IX.00 Gelbstoffkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

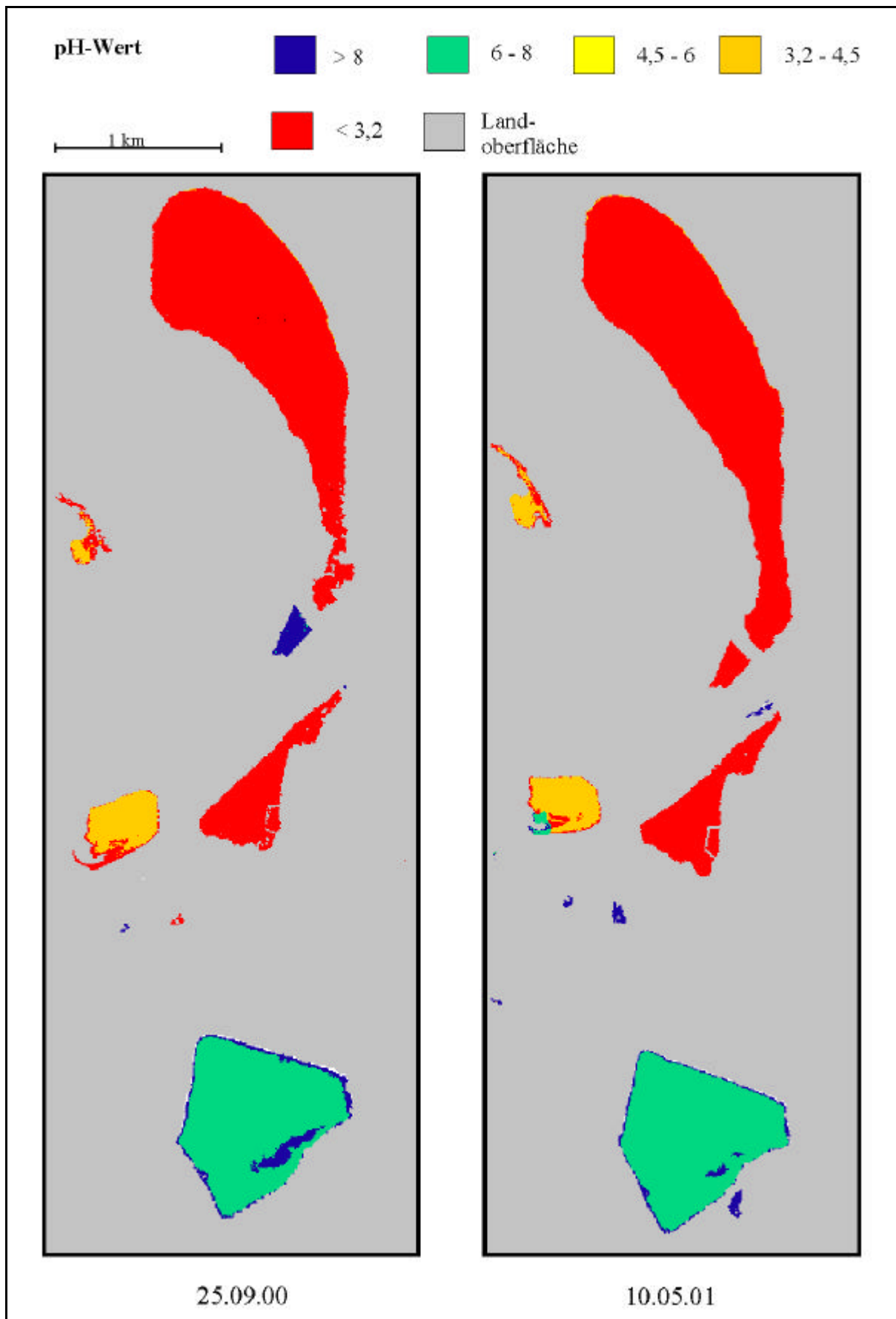


Abb. IX.pp pH-Wert des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

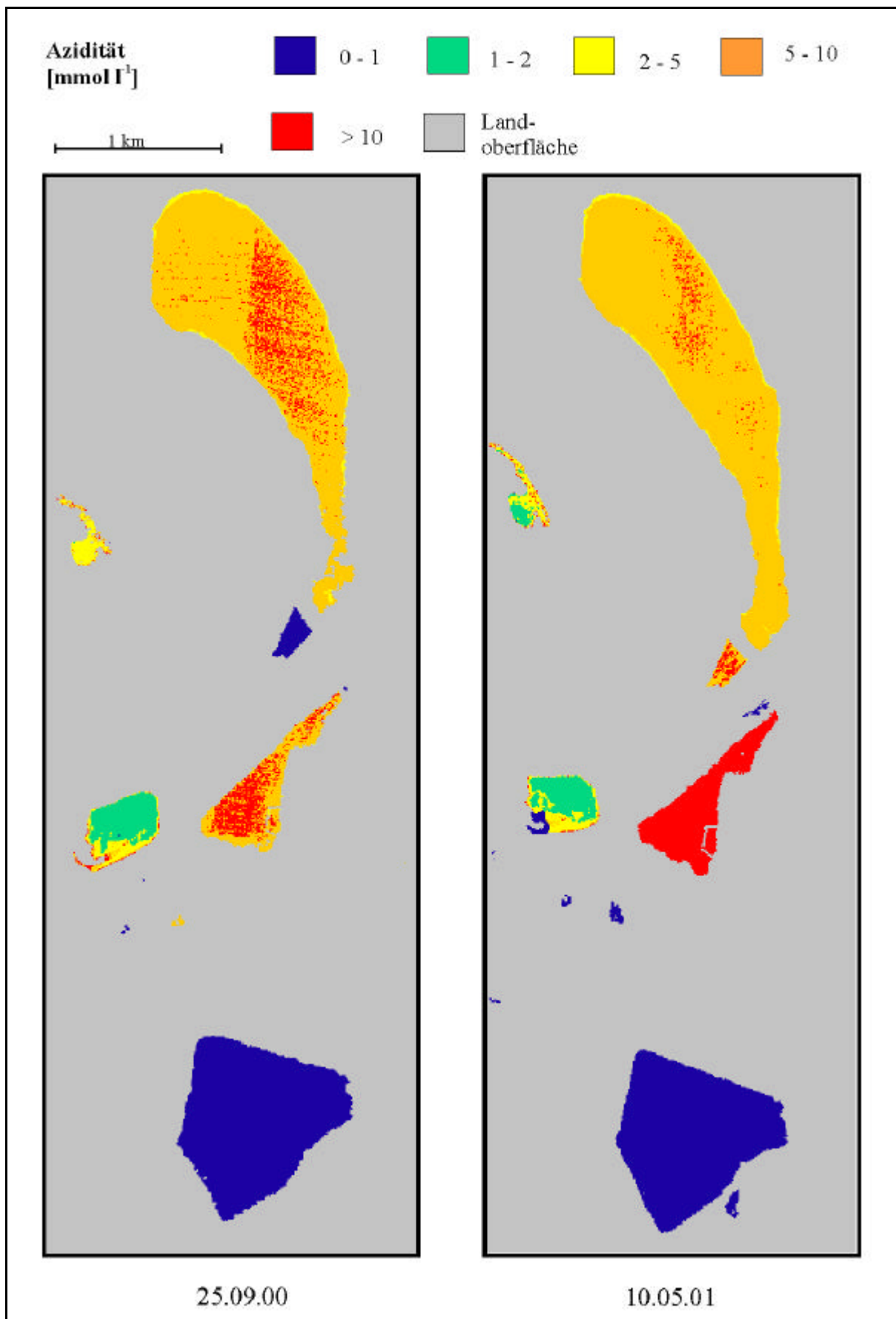


Abb. IX.qq Azidität des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

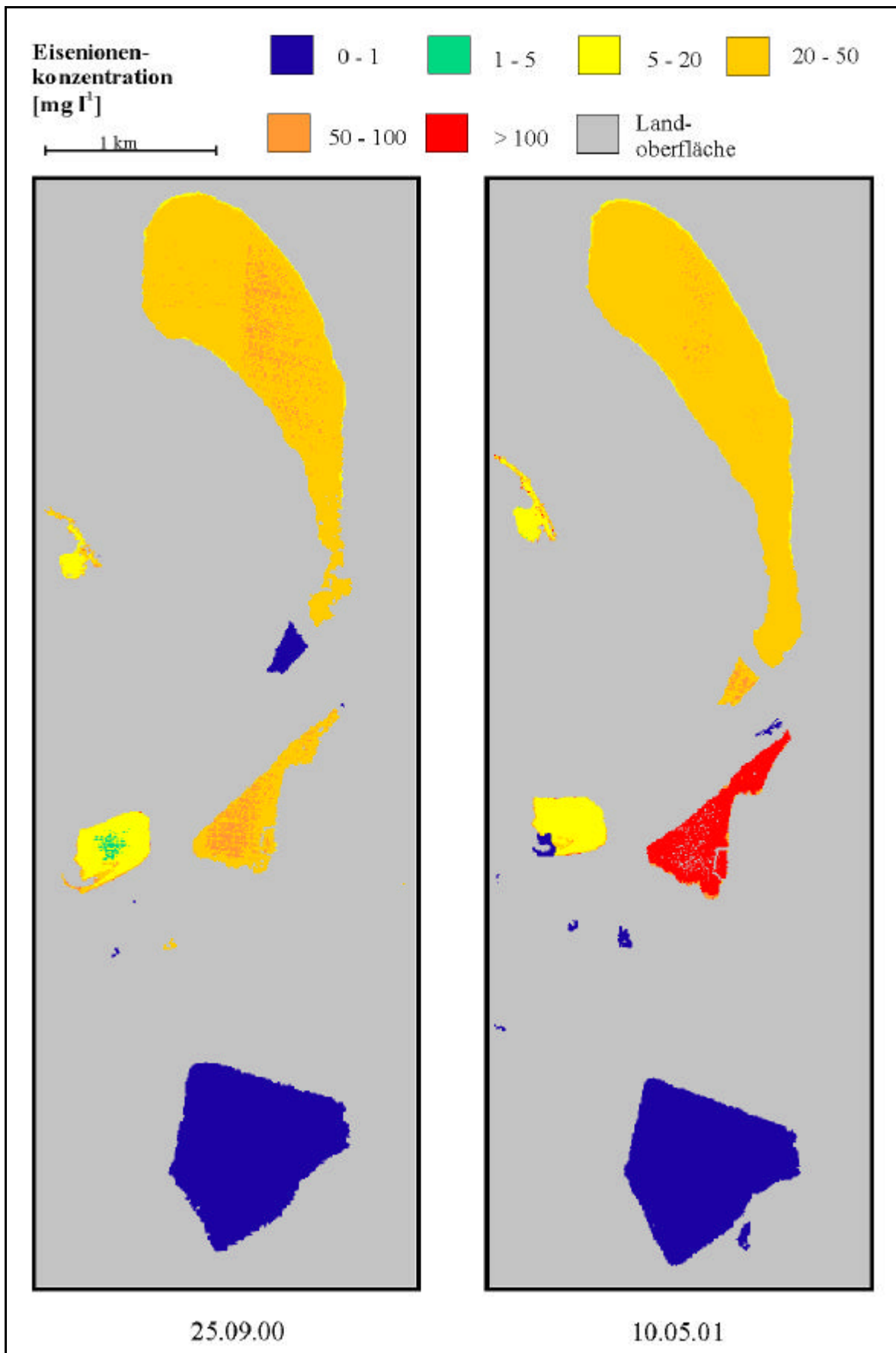


Abb. IX.rr Eisenionenkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

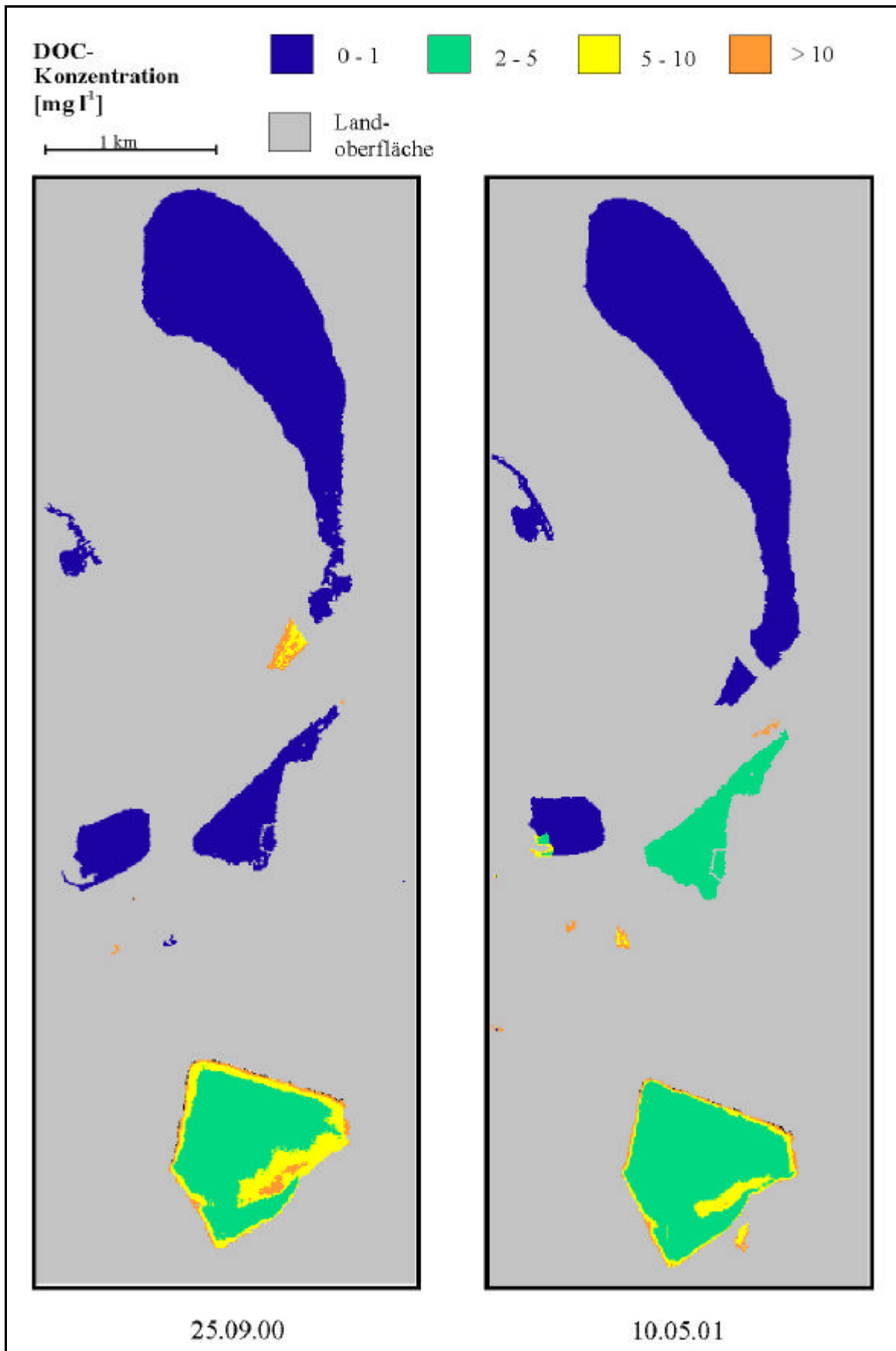


Abb. IX.ss DOC-Konzentration des Restsee Komplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

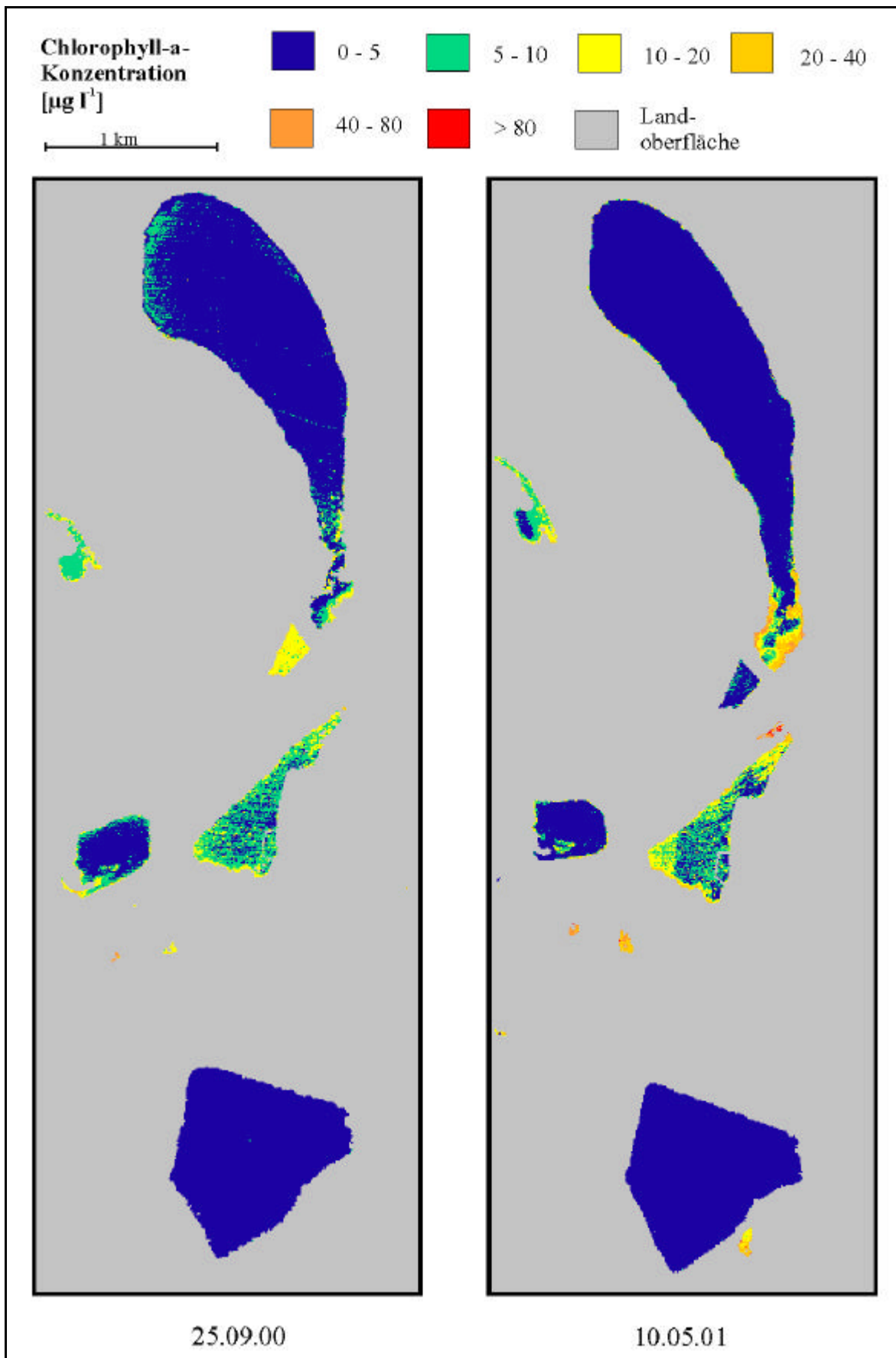


Abb. IX.tt Chlorophyll-a-Konzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

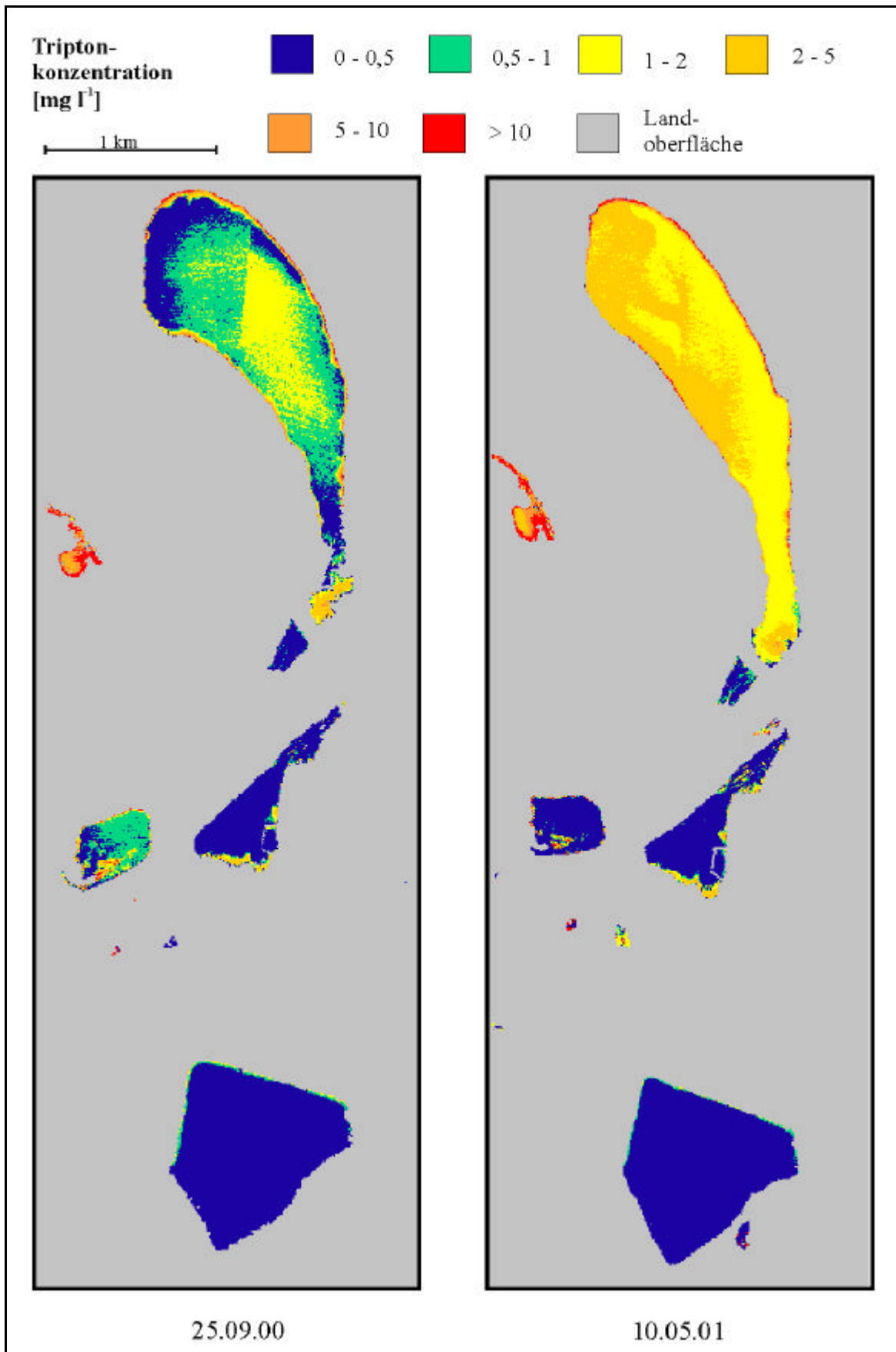


Abb. IX.uu Triptonkonzentration des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

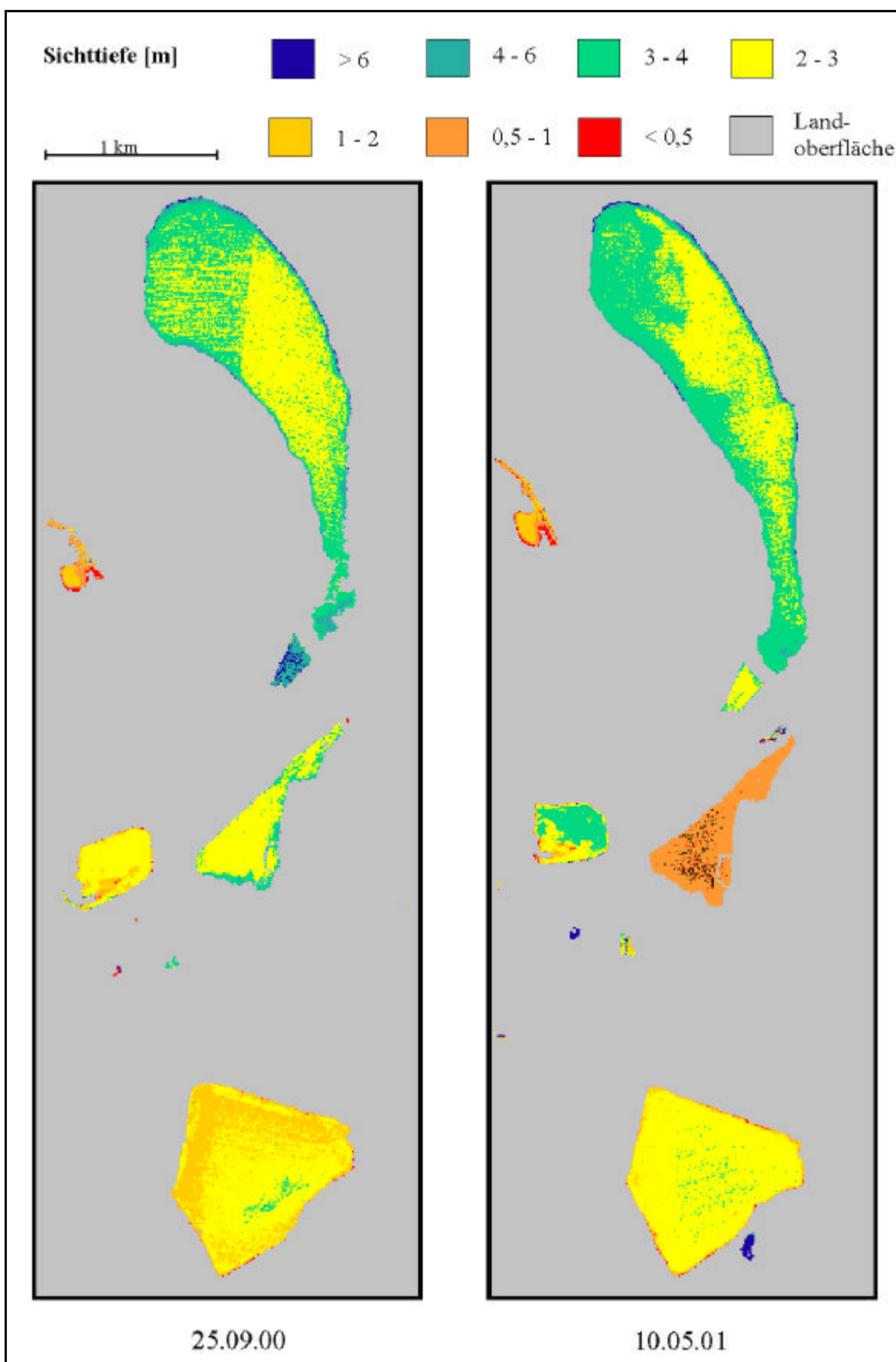


Abb. IX.vv Sichttiefe des Restseekomplexes Bockwitz von 2000 bis 2001.

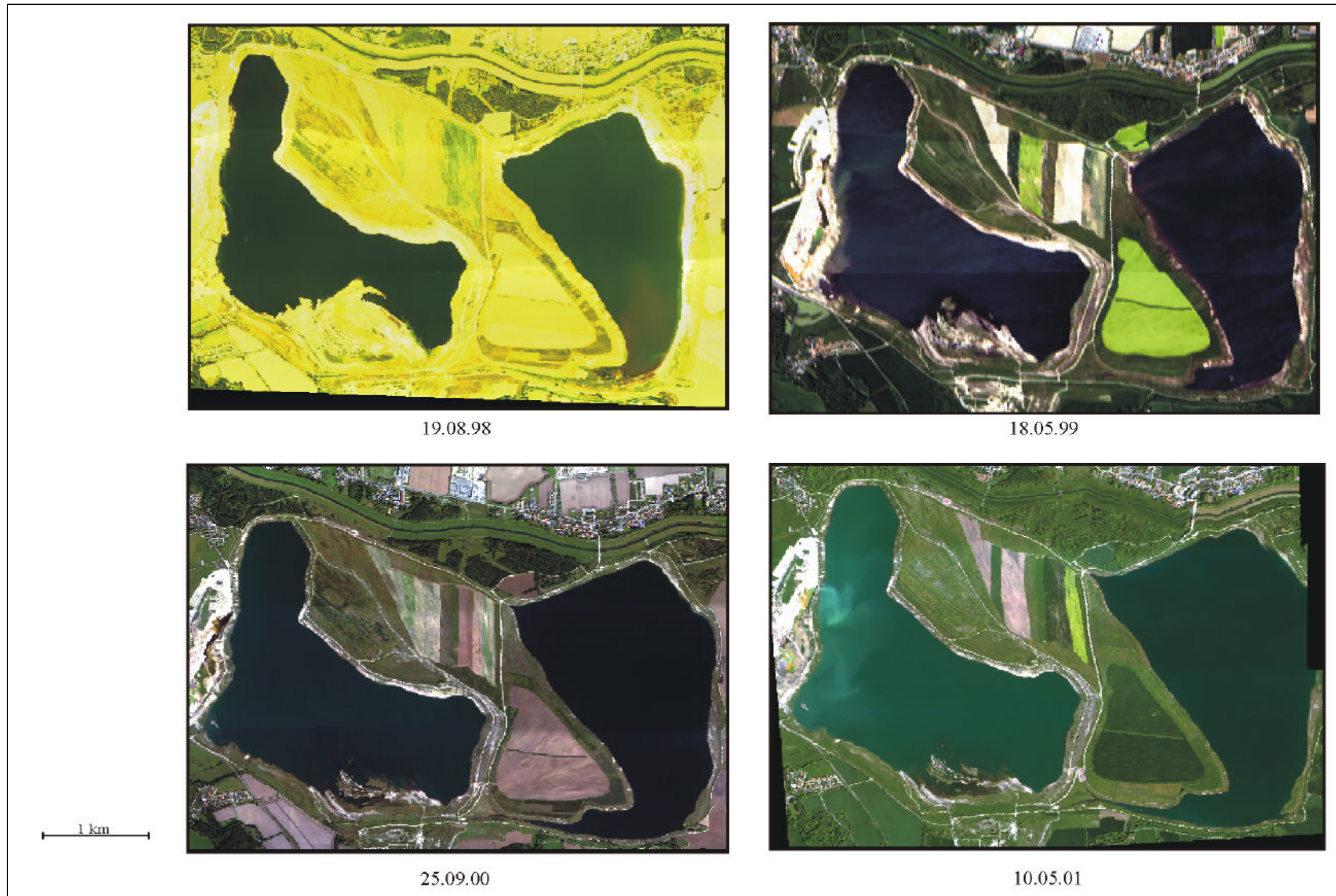


Abb. IX.ww Darstellung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001 in Echtfarbbildern (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors casi, Auflösung 8 m x 8 m.

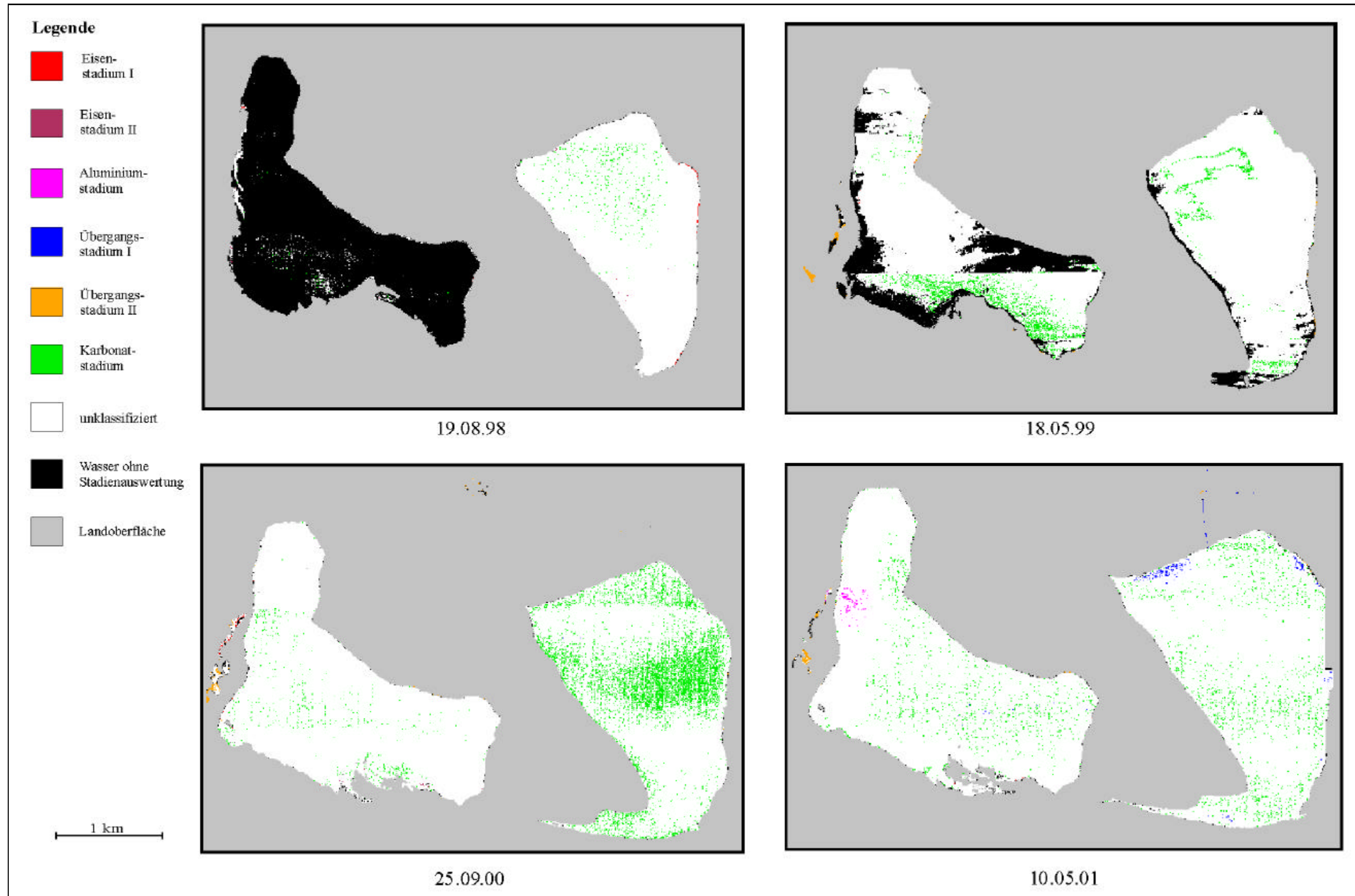


Abb. IX.xx Stadieneinteilung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001 (anfängliche Stadieneinteilung).

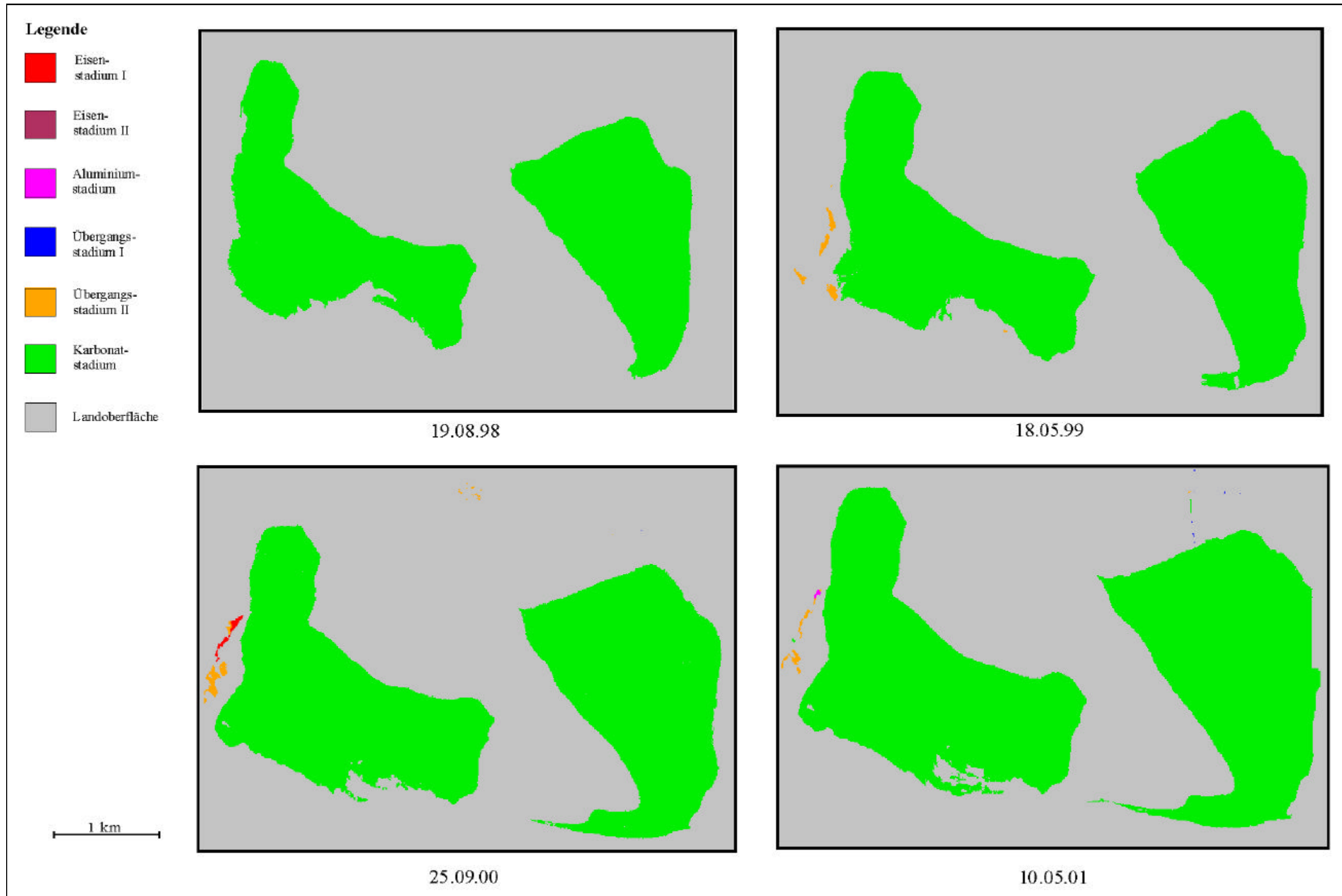


Abb. IX.yy Stadieneinteilung der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

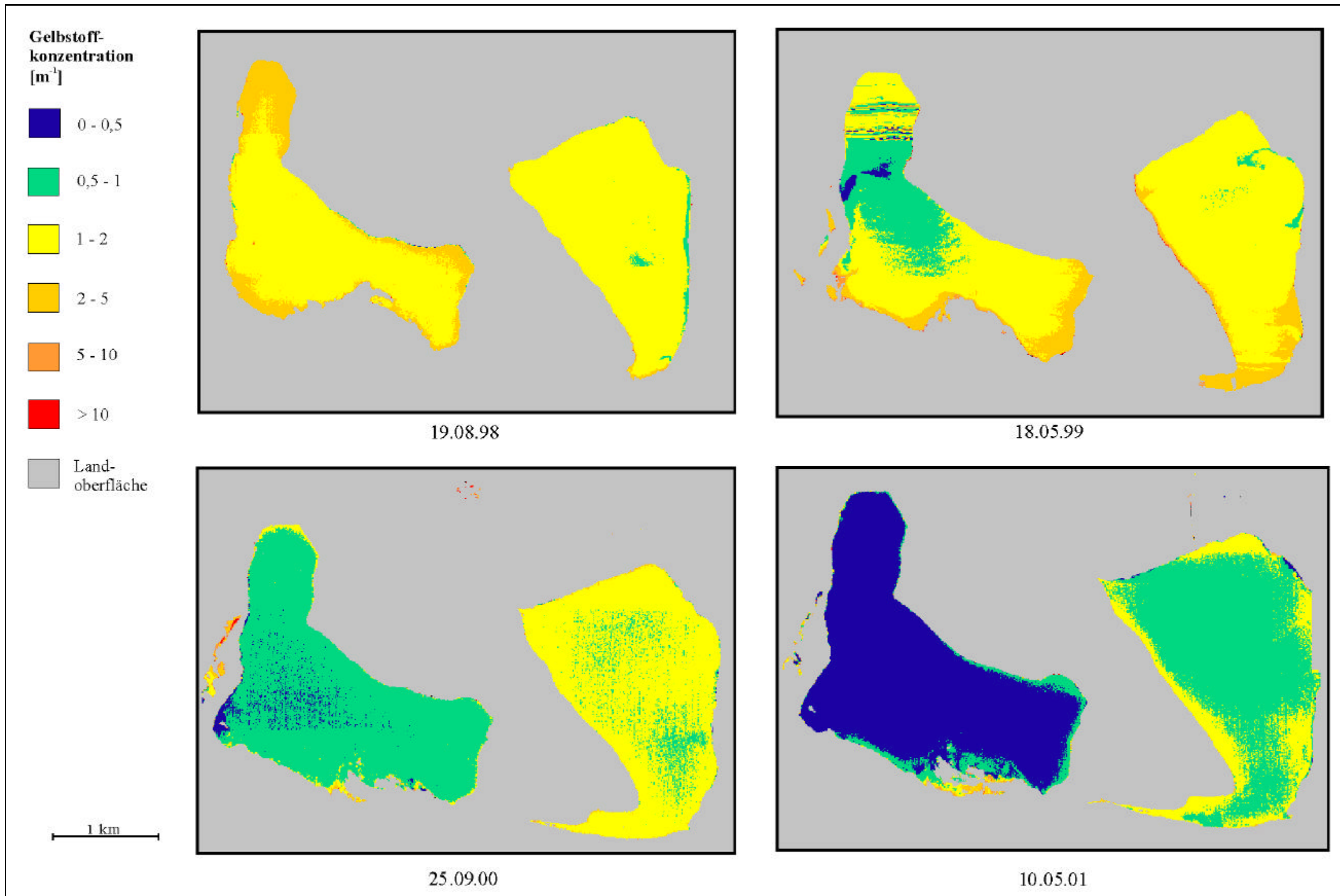


Abb. IX.zz Gelbstoffkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

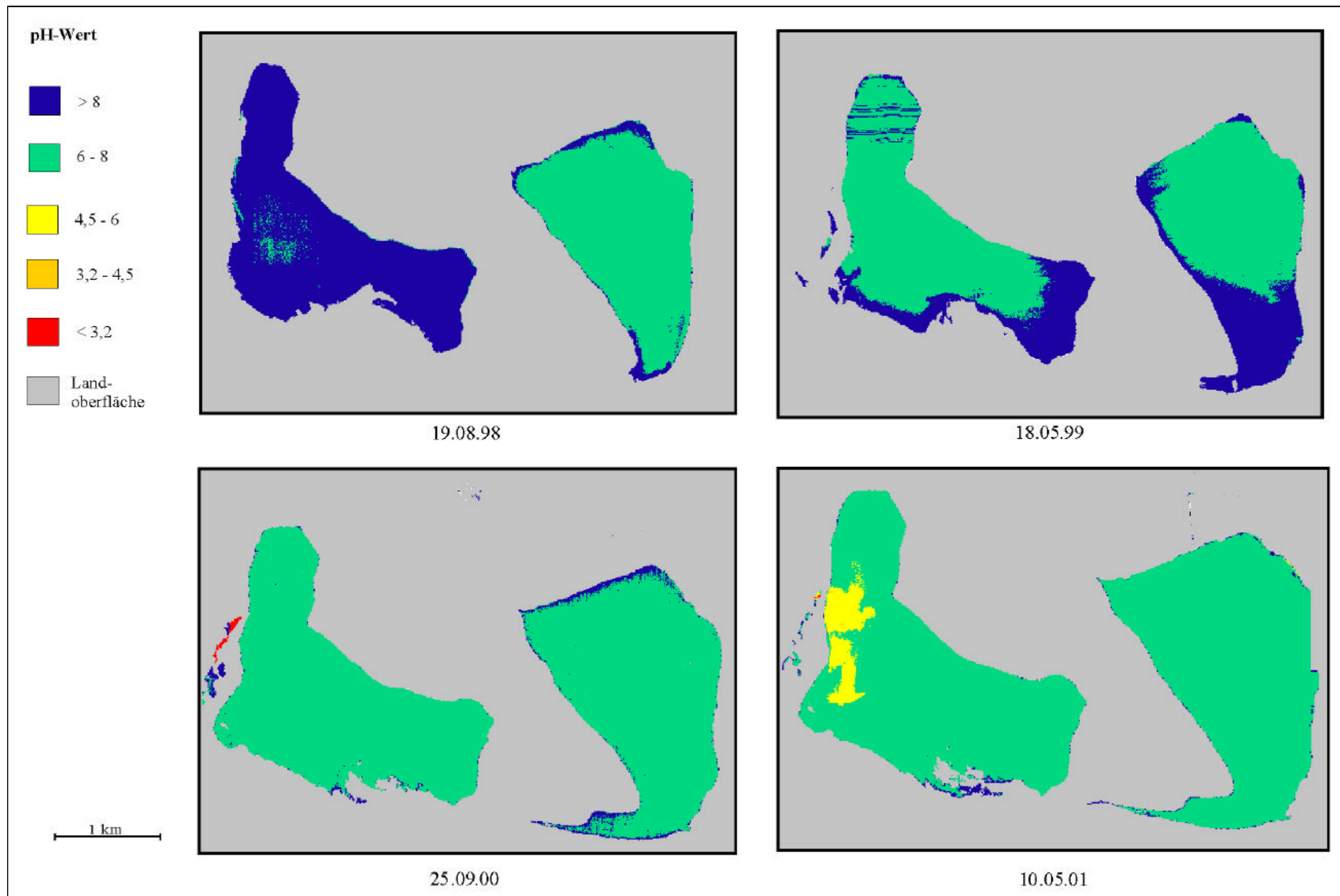


Abb. IX.aaa pH-Wert der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

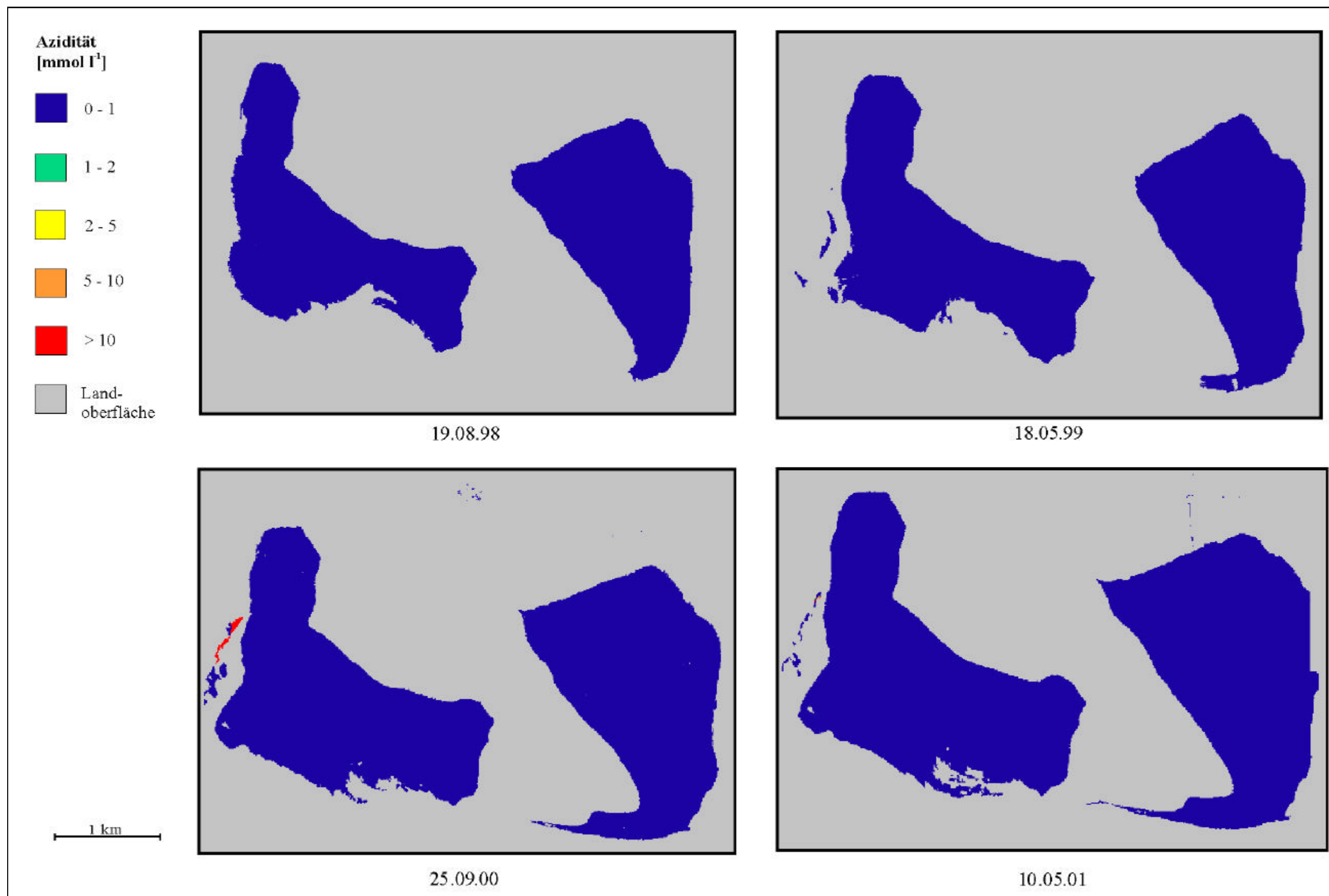


Abb. IX.bbb Azidität der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

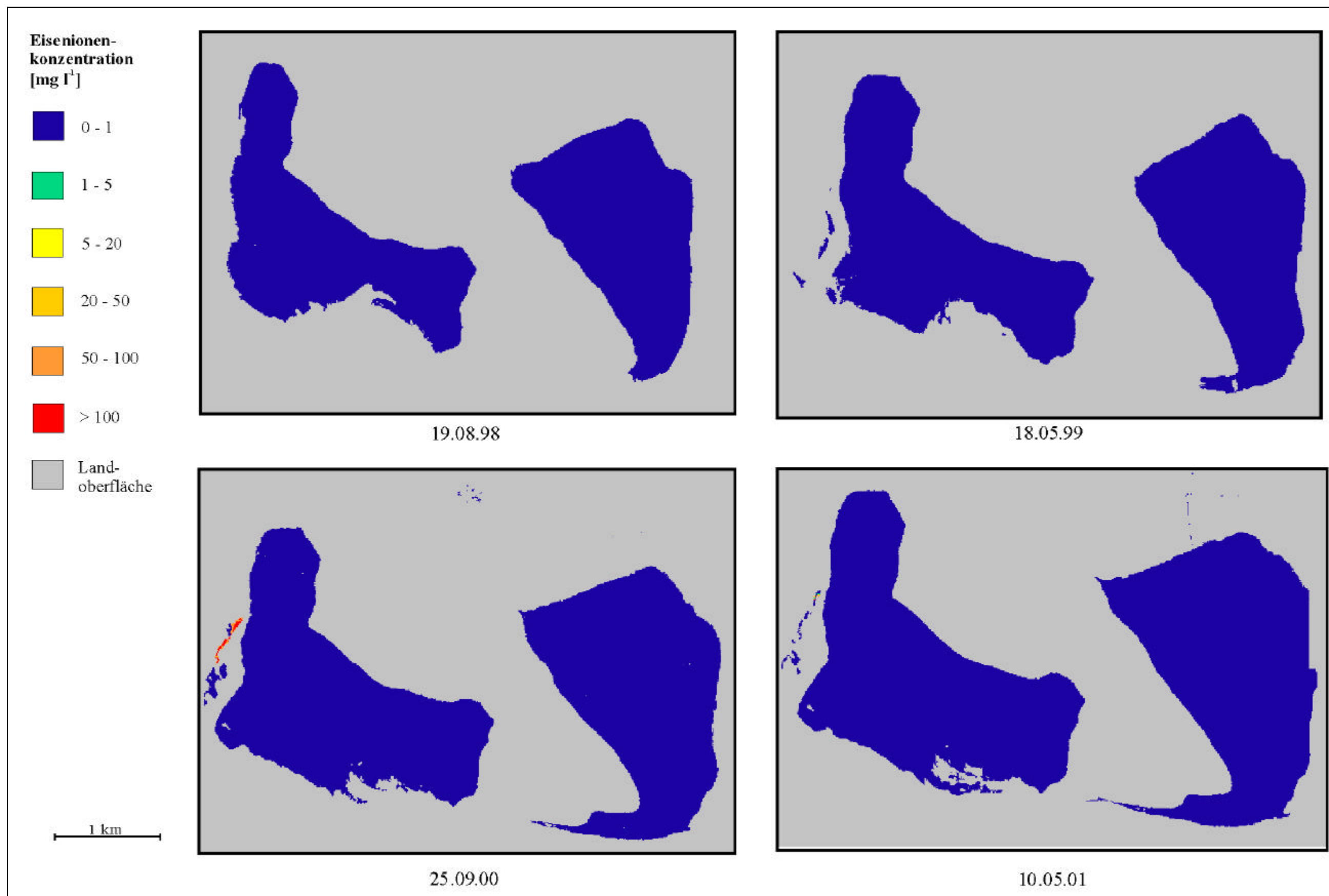


Abb. IX.ccc Eisenionenkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

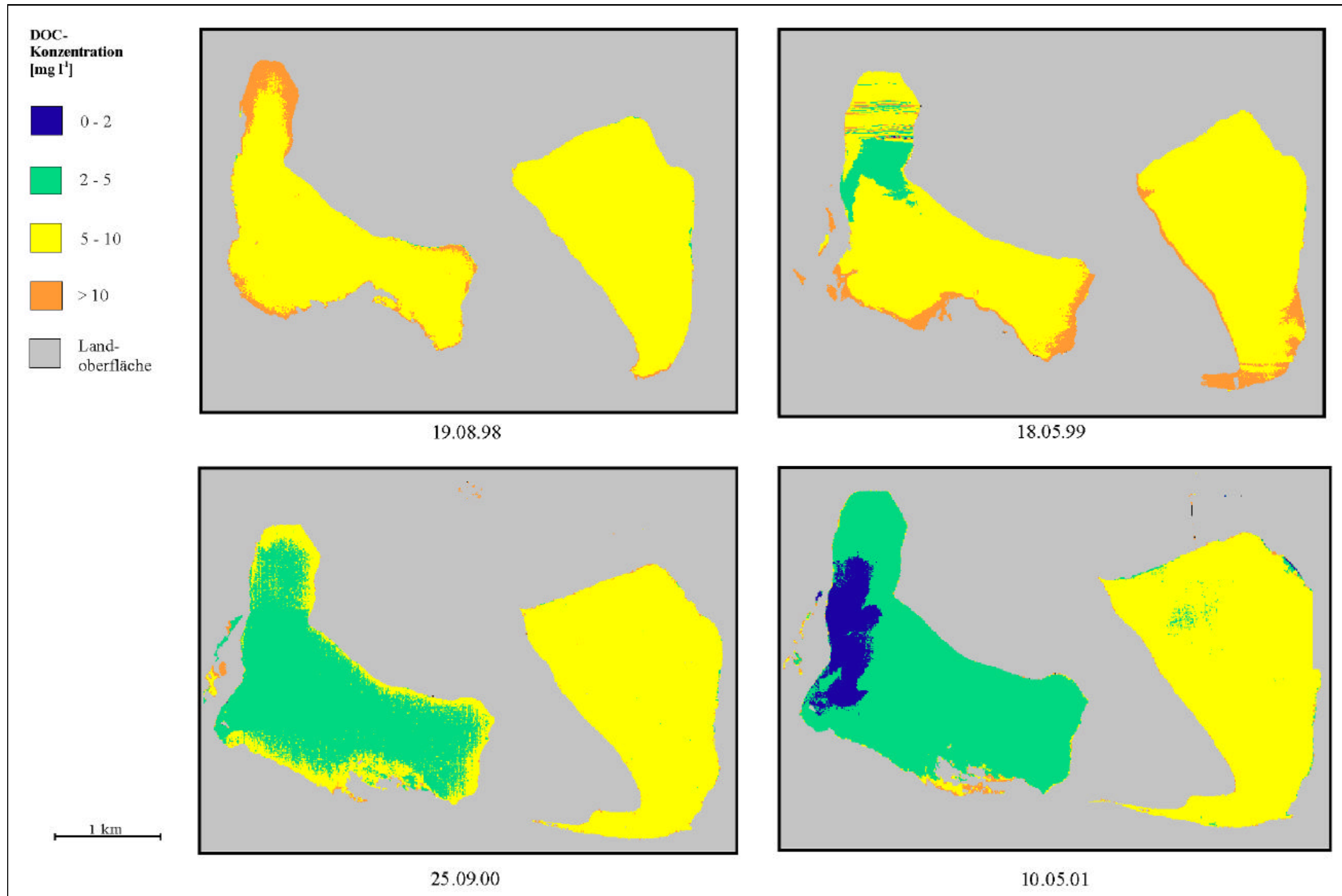


Abb. IX.ddd DOC-Konzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

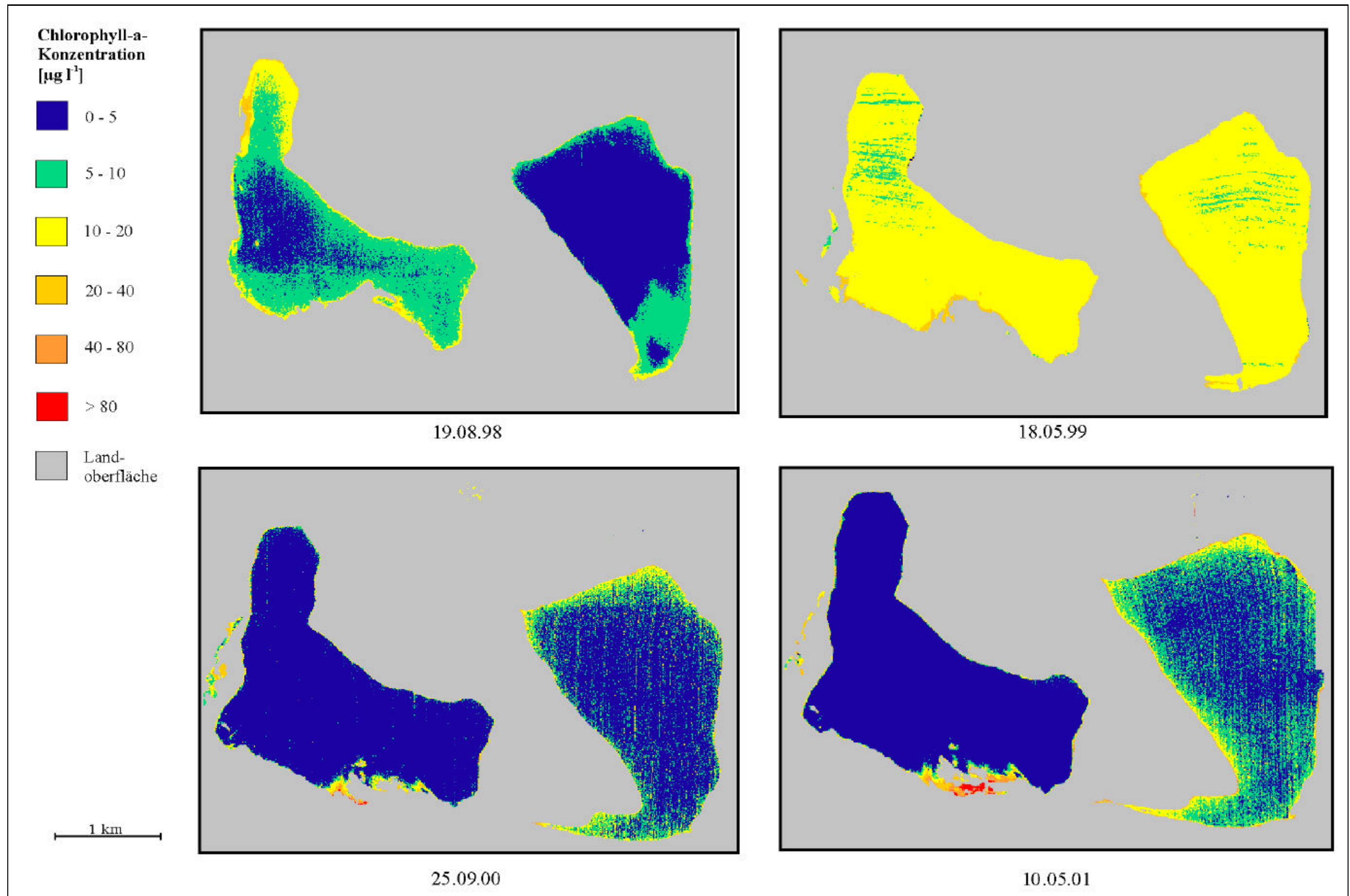


Abb. IX.eee Chlorophyll-a-Konzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

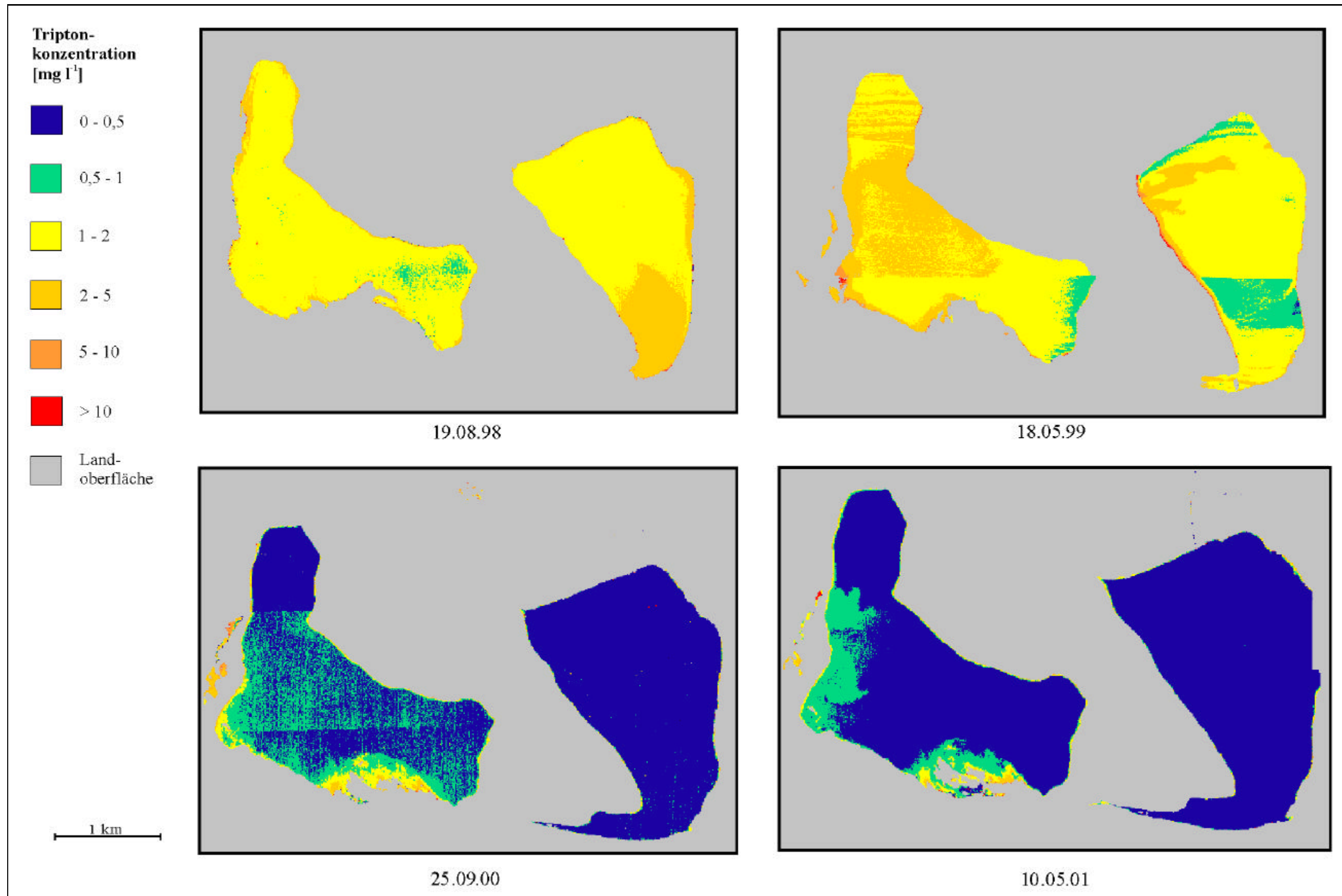


Abb. IX.fff Triptonkonzentration der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

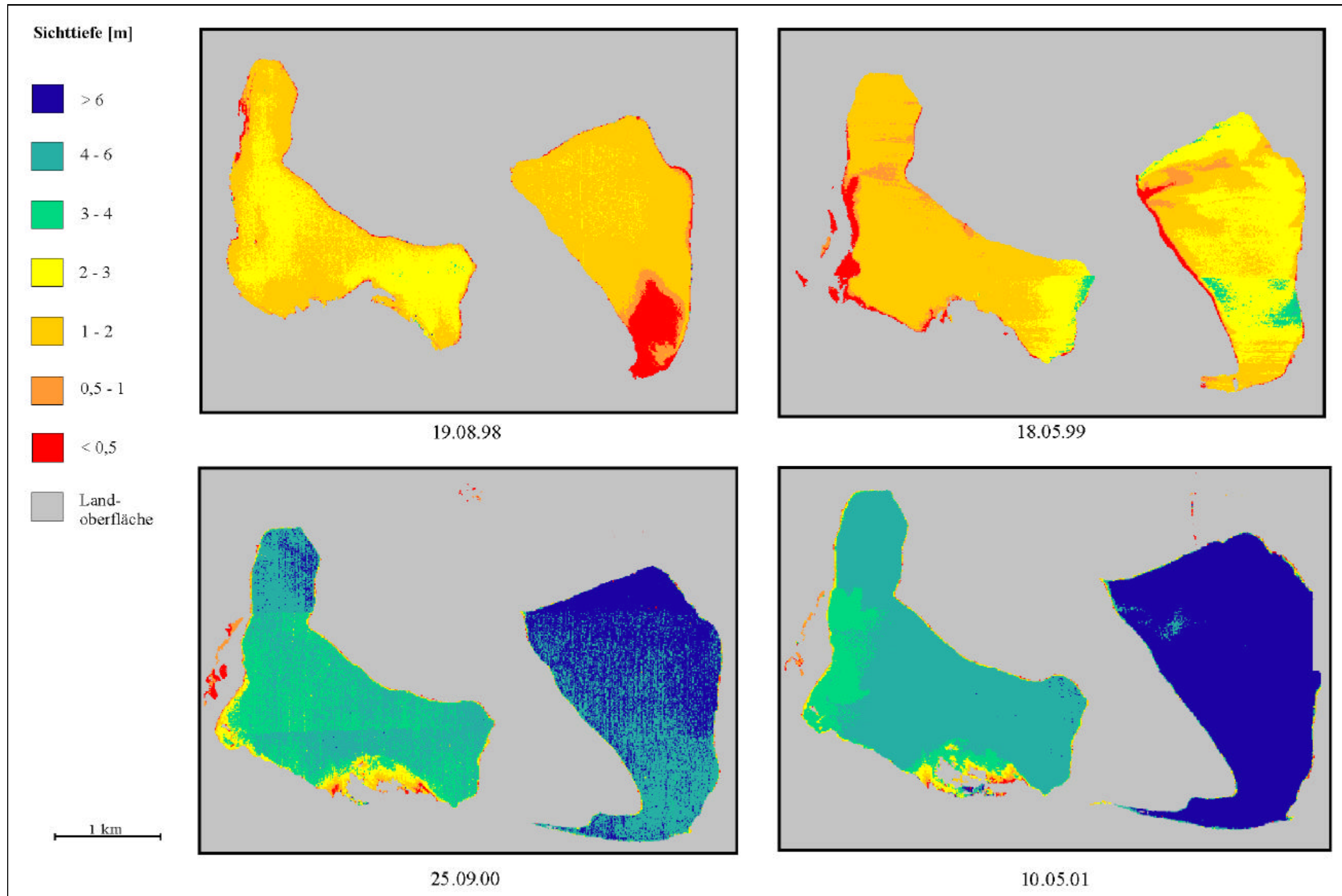


Abb. IX.ggg Sichttiefe der Restseen des Tagebaus Merseburg-Ost von 1998 bis 2001.

X Anlage

Zum Kapitel 10

Übertragung der Methoden auf andere
Bergbaureviere und natürliche Gewässer

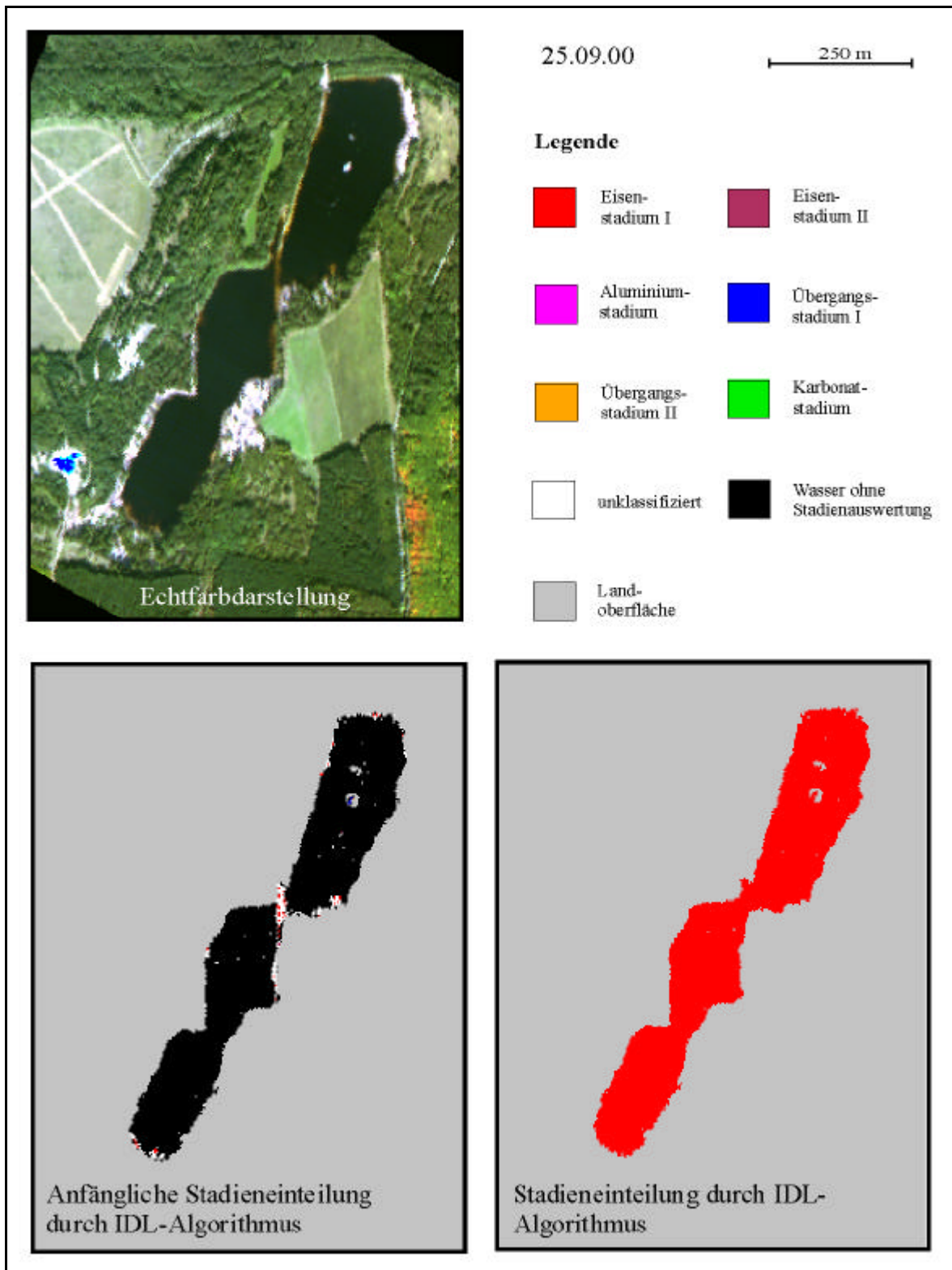


Abb. X.a Restsee 111 am 25.09.00 im Tagebau Plessa, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *casi*, räumliche Auflösung 3 m x 3 m; anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.

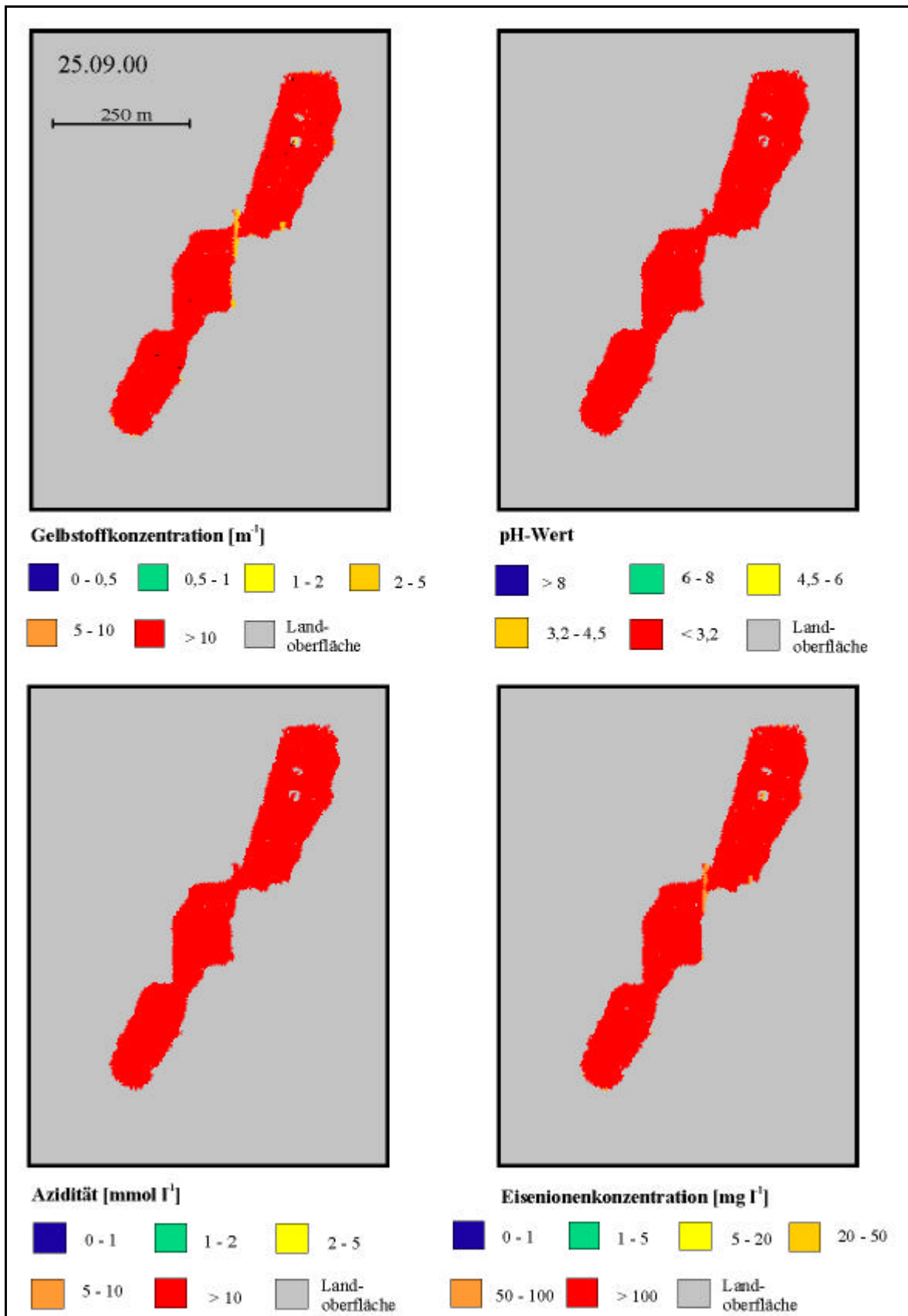


Abb. X.b Restsee 111 am 25.09.00 in Tagebau Plessa, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.

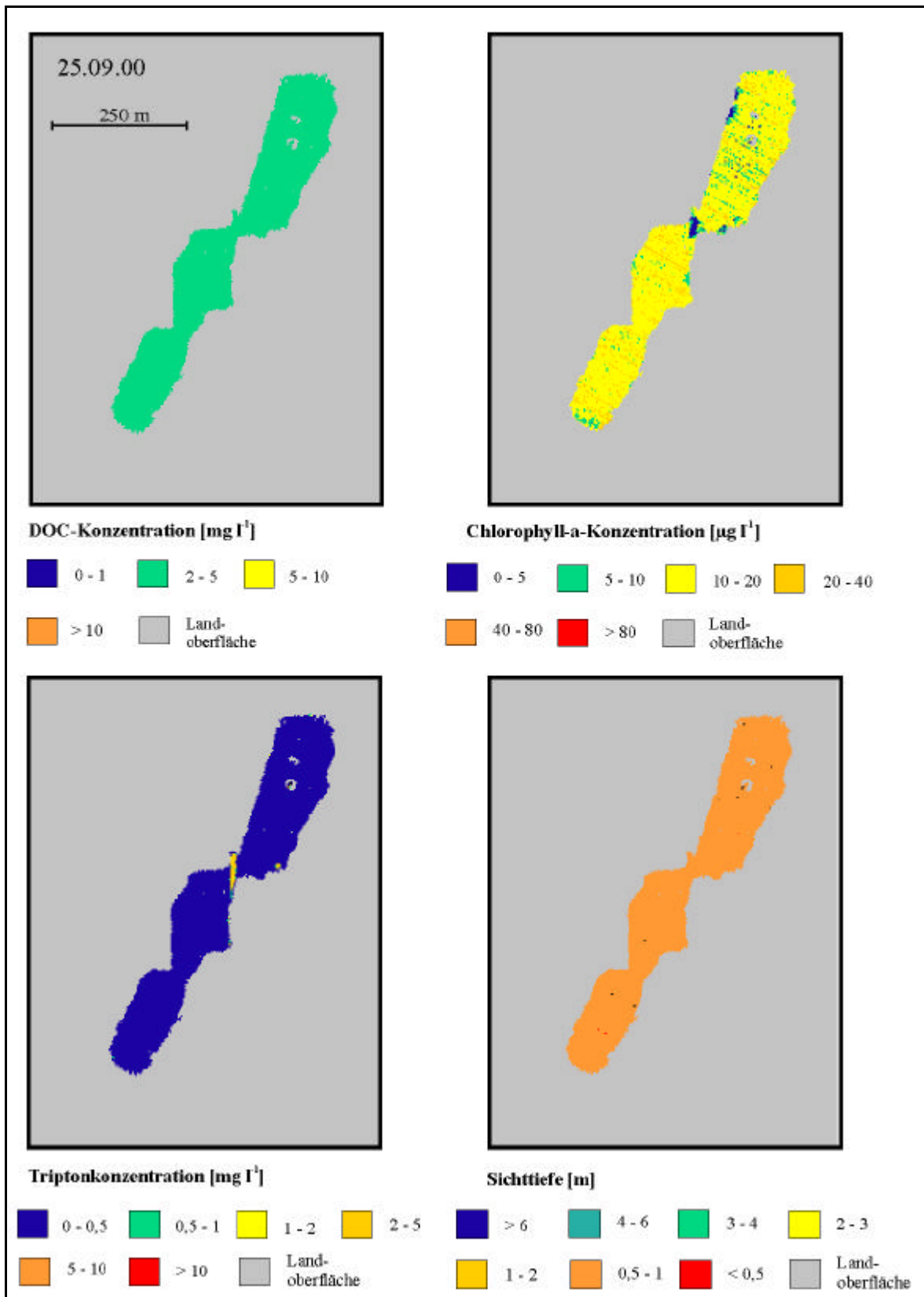


Abb. X.c Restsee 111 am 25.09.00 im Tagebau Plessa, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.

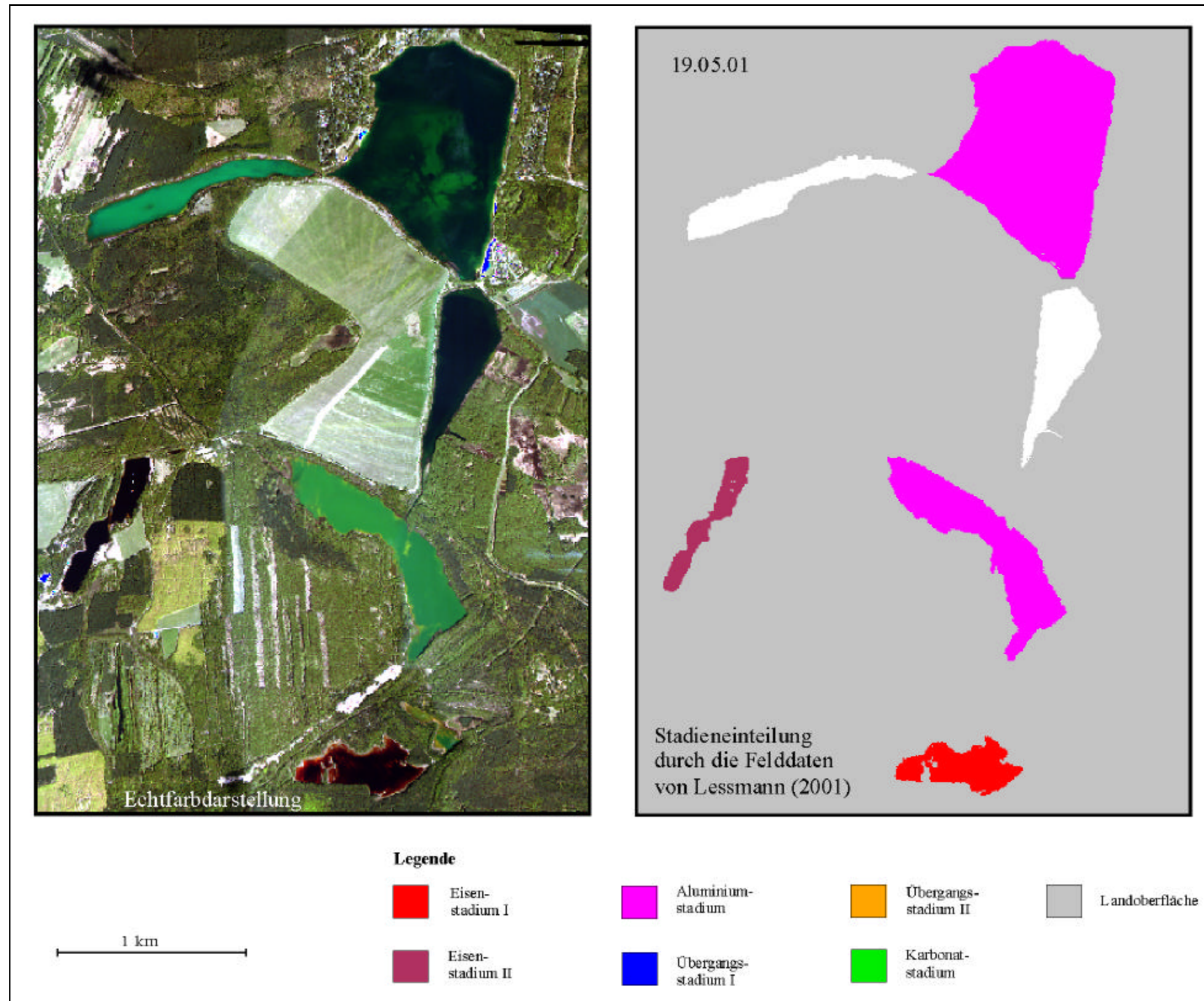


Abb. X.d Tagebau Plessa am 19.05.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas1*, räumliche Auflösung 8 m x 8 m; Stadieneinteilung nach den Felddaten.

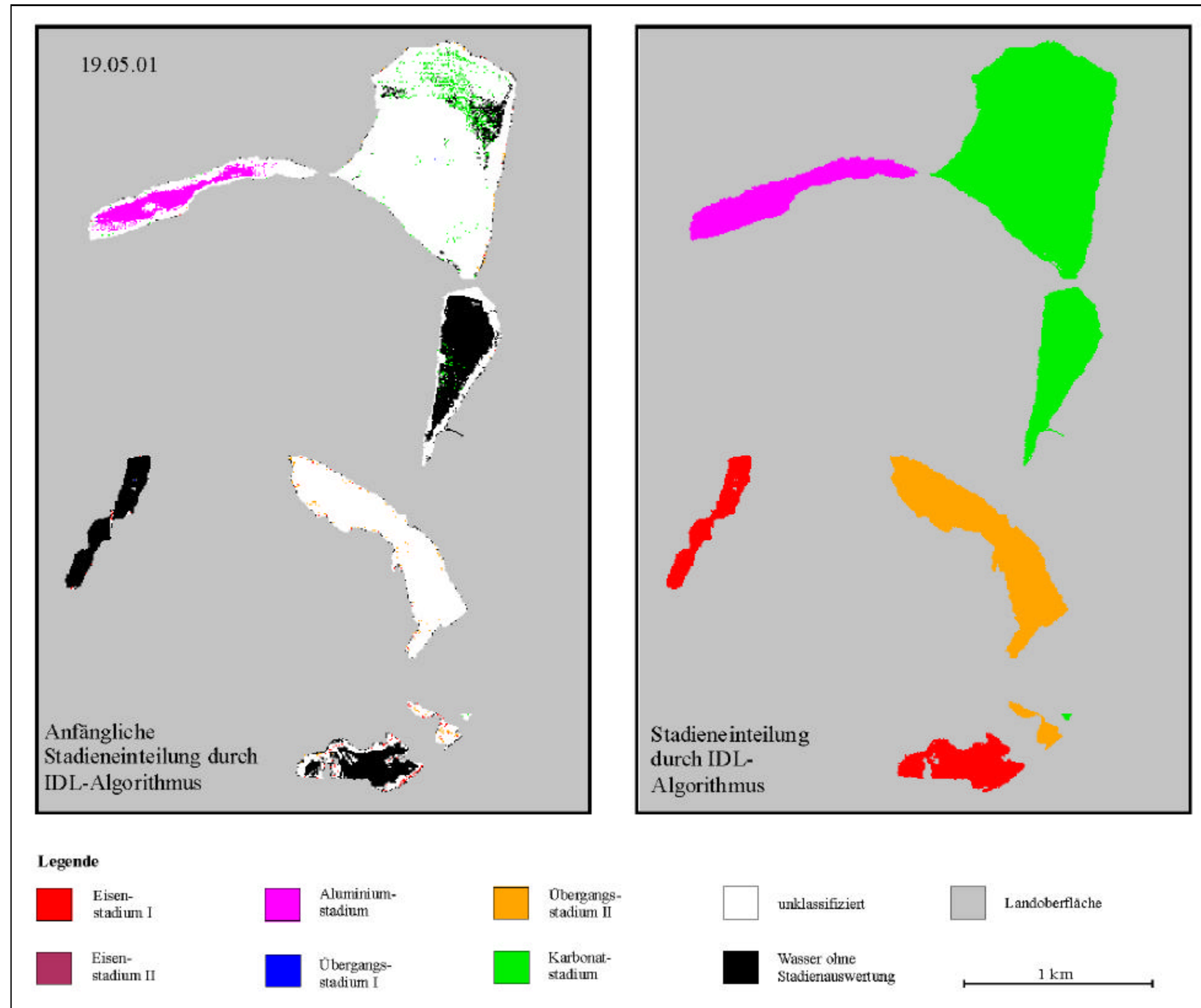


Abb. X.e Tagebau Plessa am 19.05.01, anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.

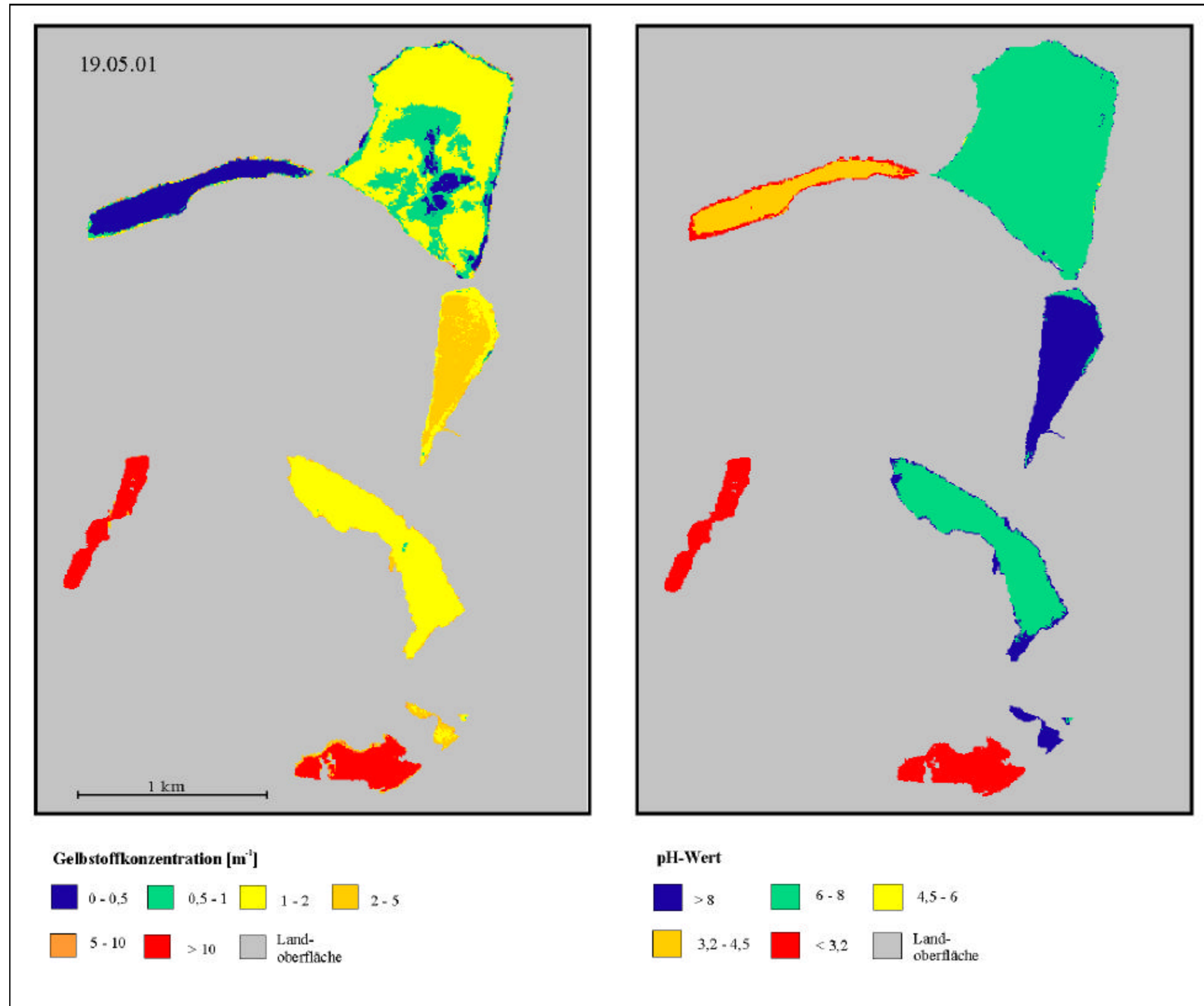


Abb. X.f Tagebau Plessa am 19.05.01, Gelbstoffkonzentration und pH-Wert.

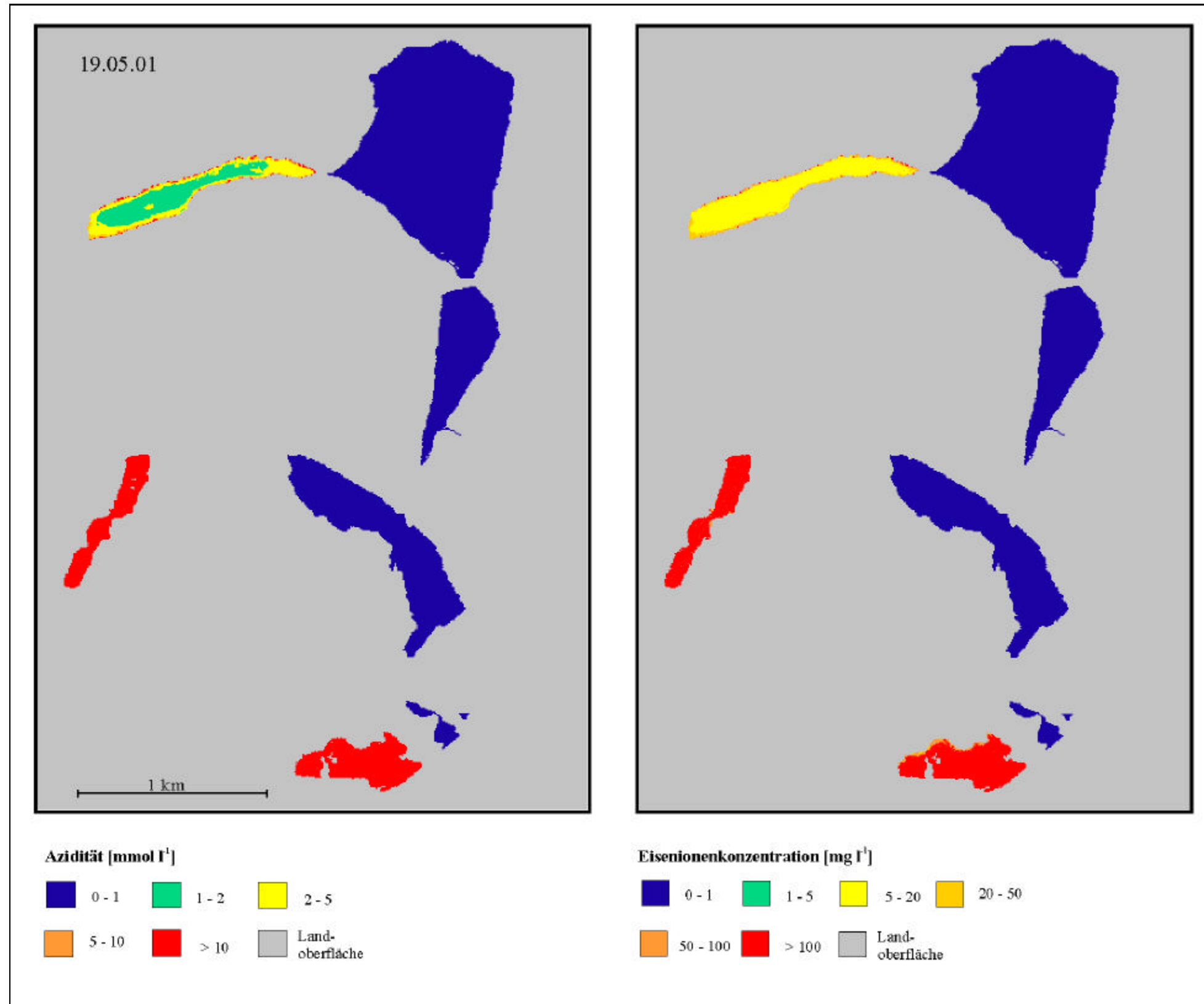


Abb. X.g Tagebau Plessa am 19.05.01, Azidität und Eisenionenkonzentration.

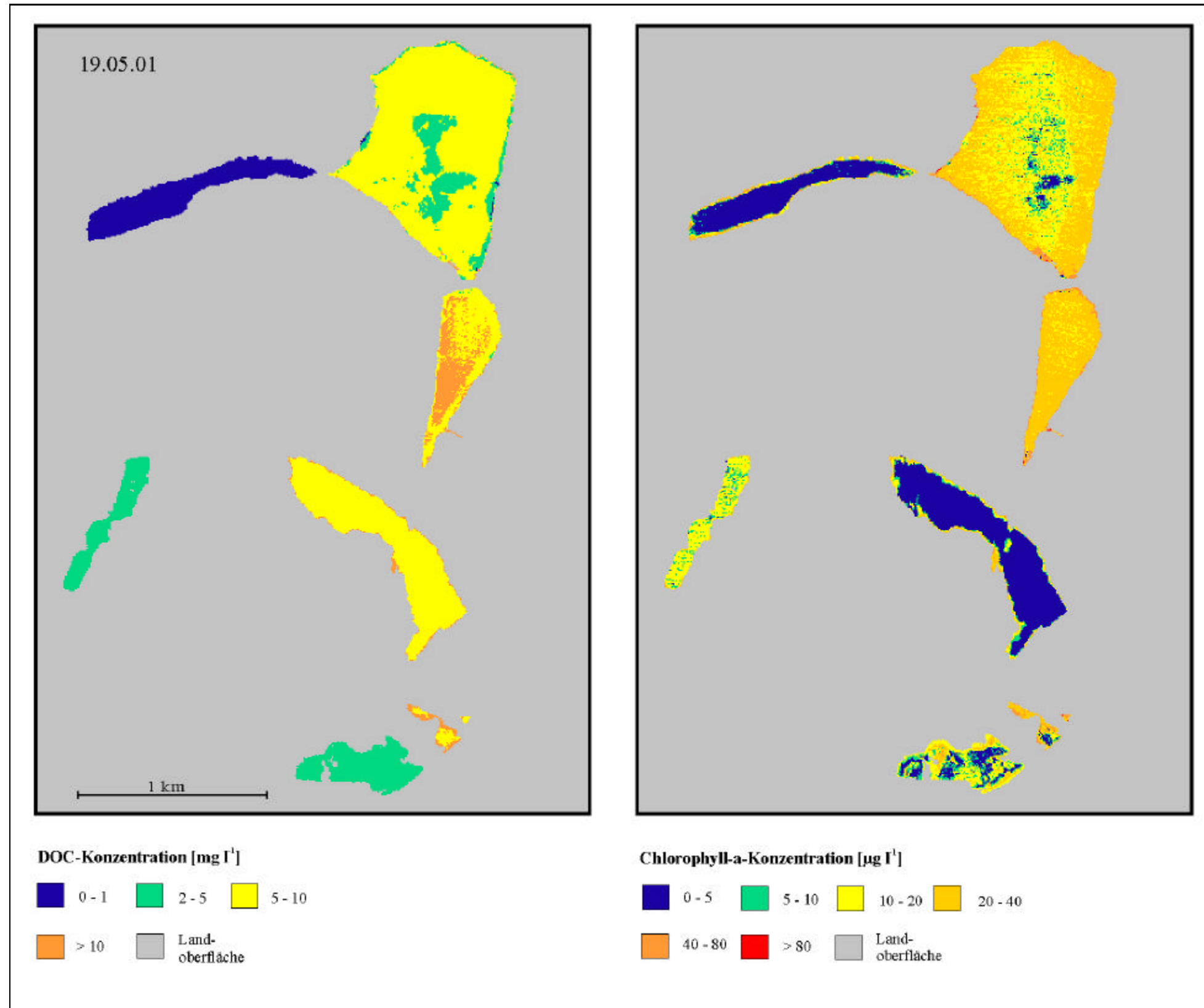


Abb. X.h Tagebau Plessa am 19.05.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration.

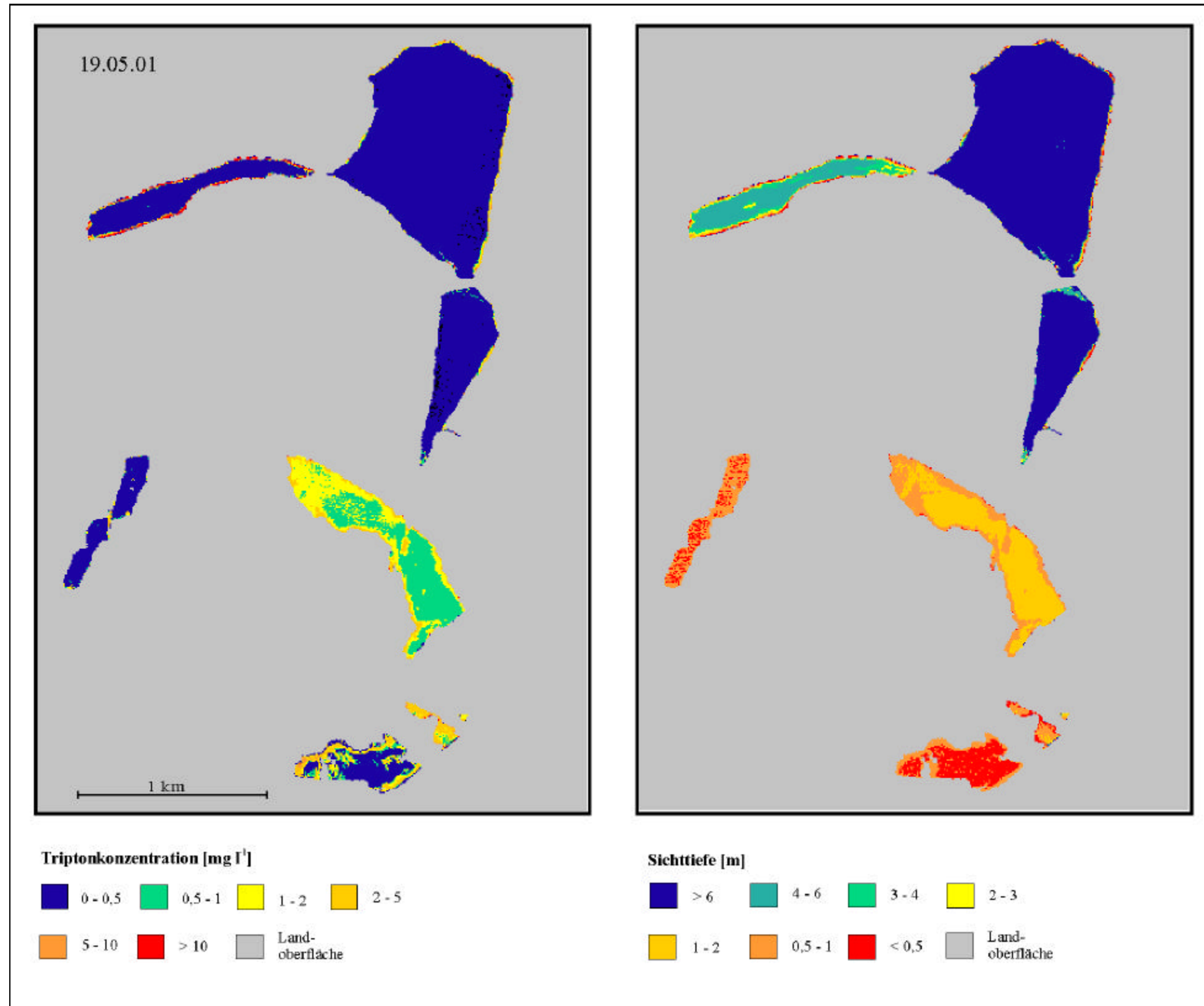


Abb. X.i Tagebau Plessa am 19.05.01, Triptonkonzentration und Sichttiefe.

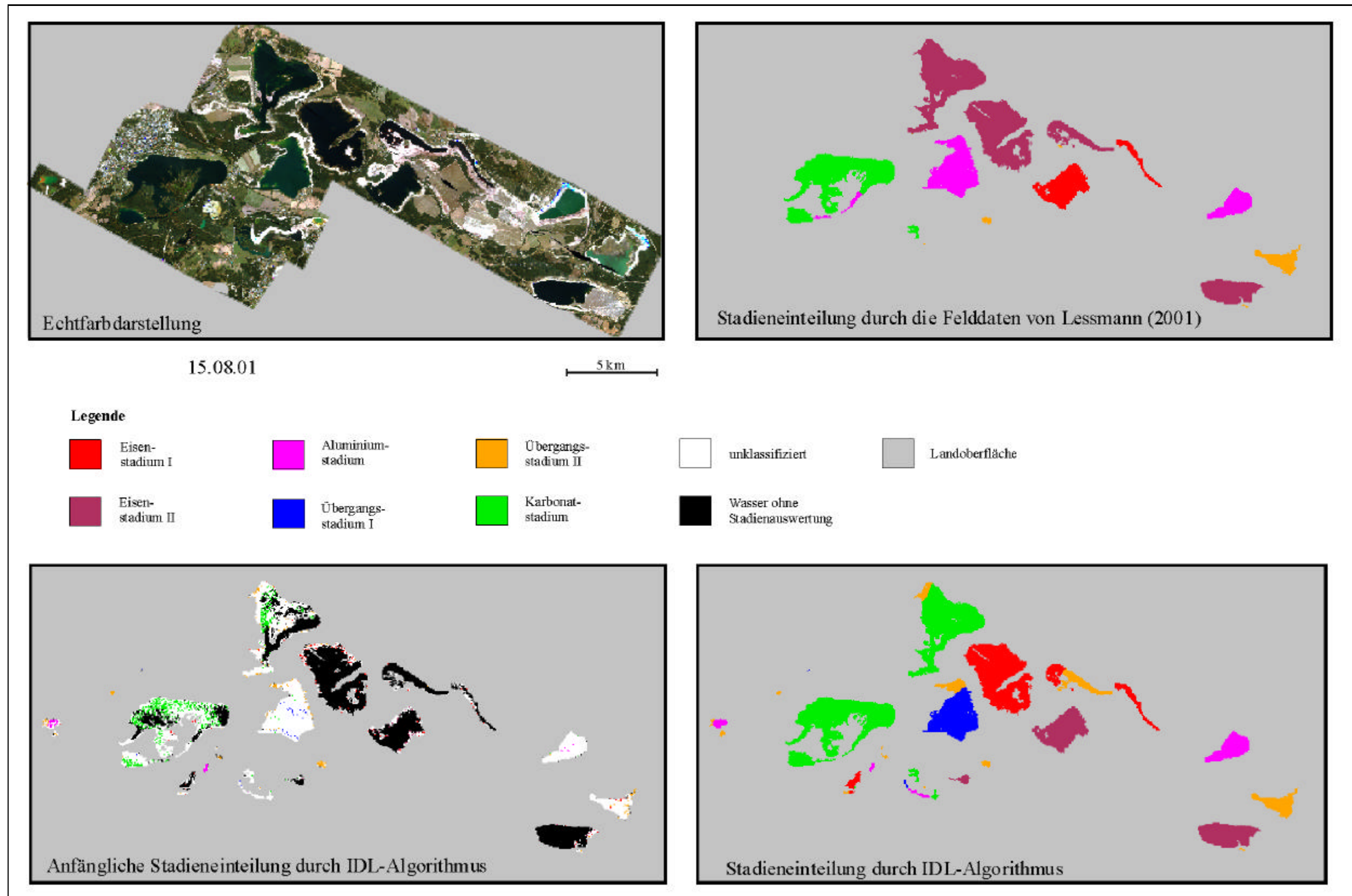


Abb. X.j Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*, räumliche Auflösung 60 m x 60 m; Stadieneinteilung aus den Felddaten sowie anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.

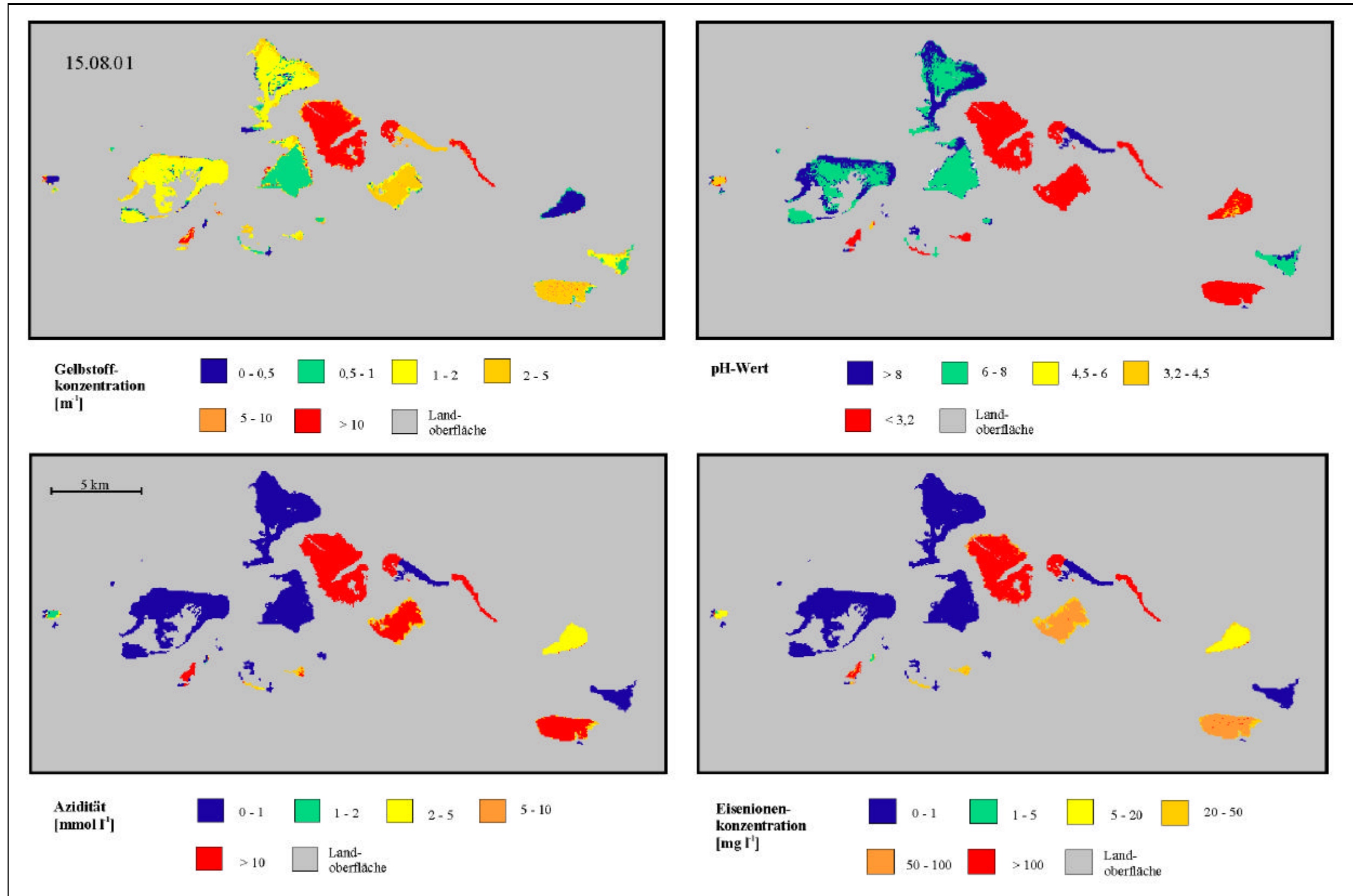


Abb. X.k Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.

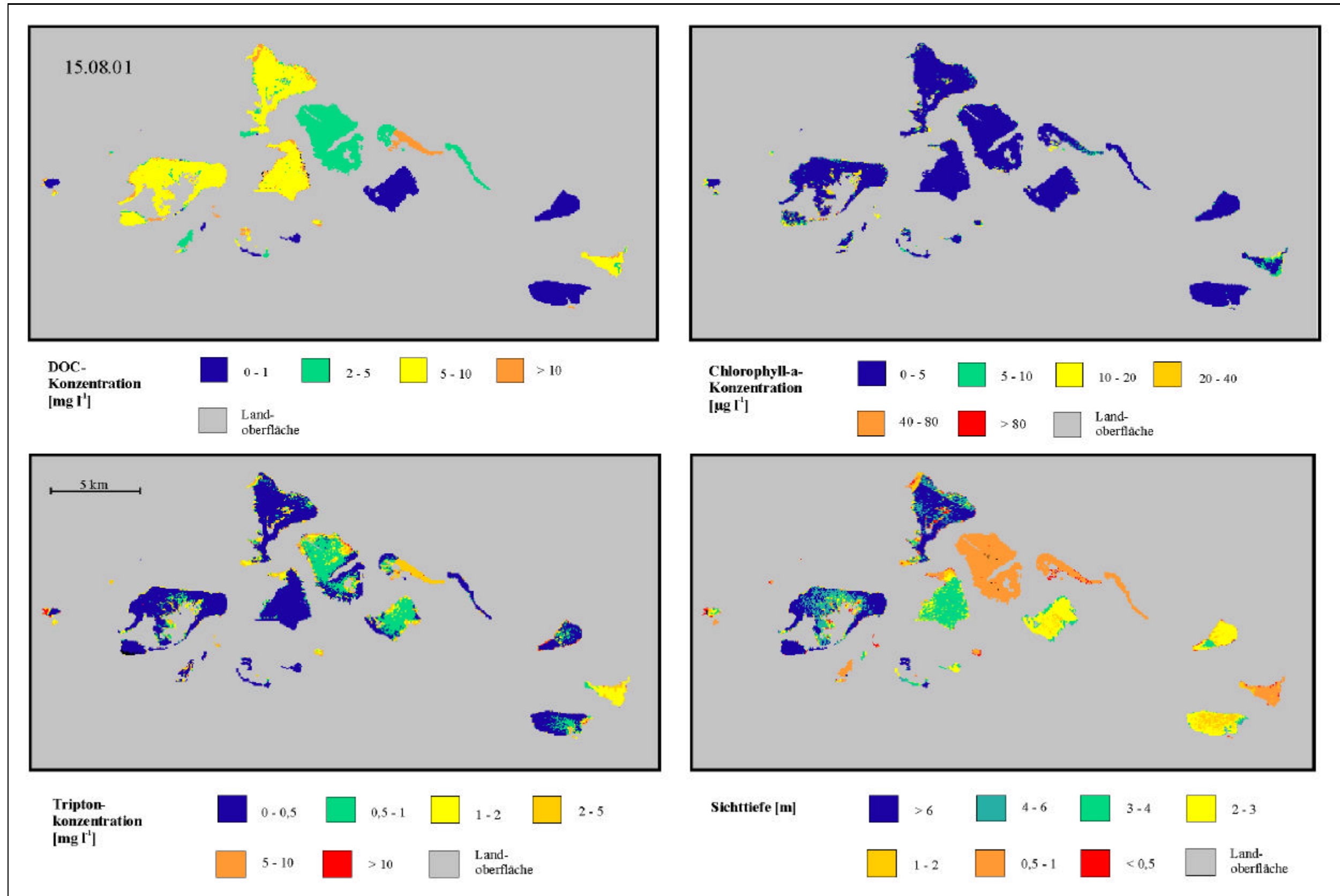


Abb. X.1 Tagebaukomplex Lausitz am 15.08.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.

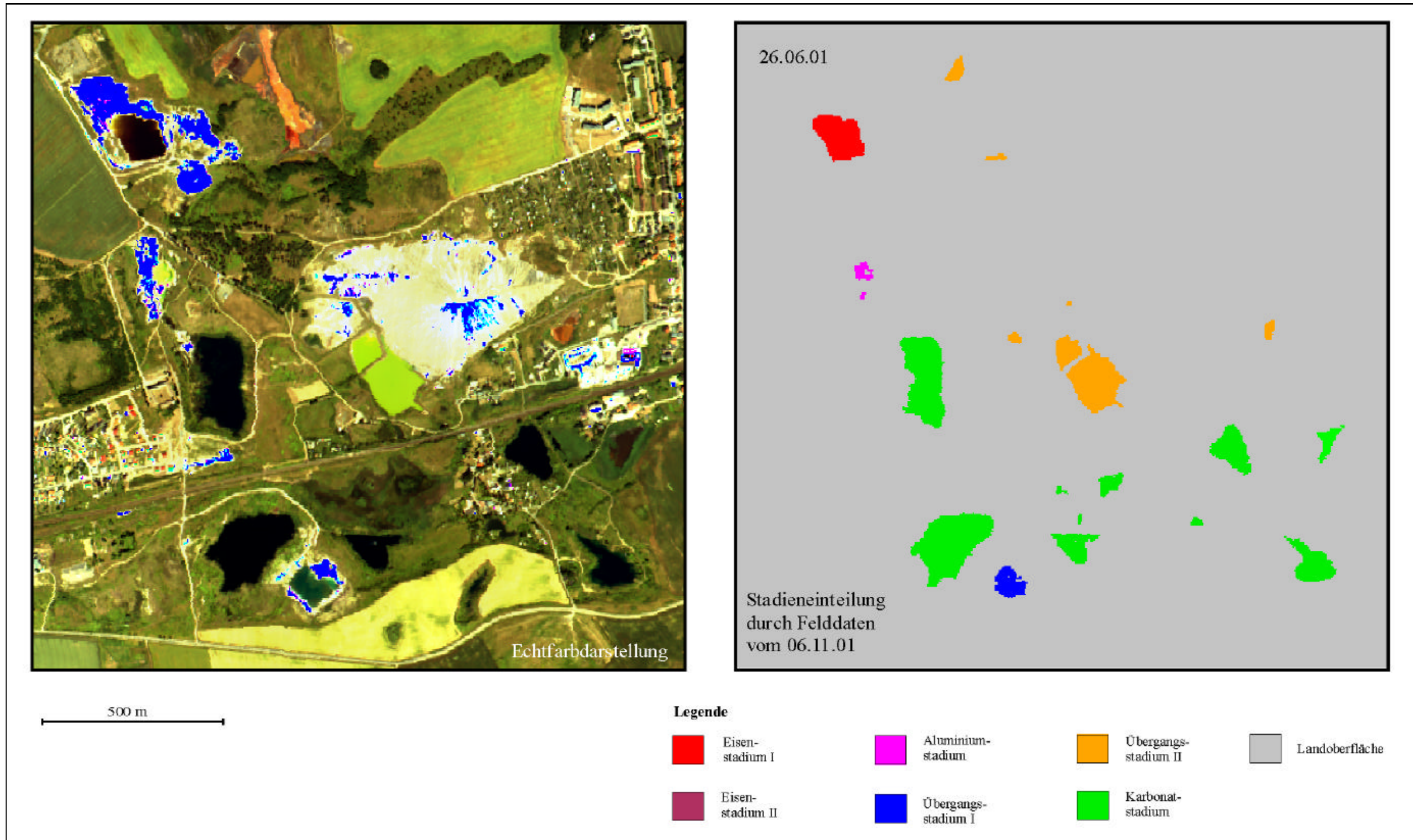


Abb. X.m Bergbaugbiet Teutschenthal am 26.06.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*i, räumliche Auflösung 4 m x 4 m; Stadieneinteilung der Felddaten.

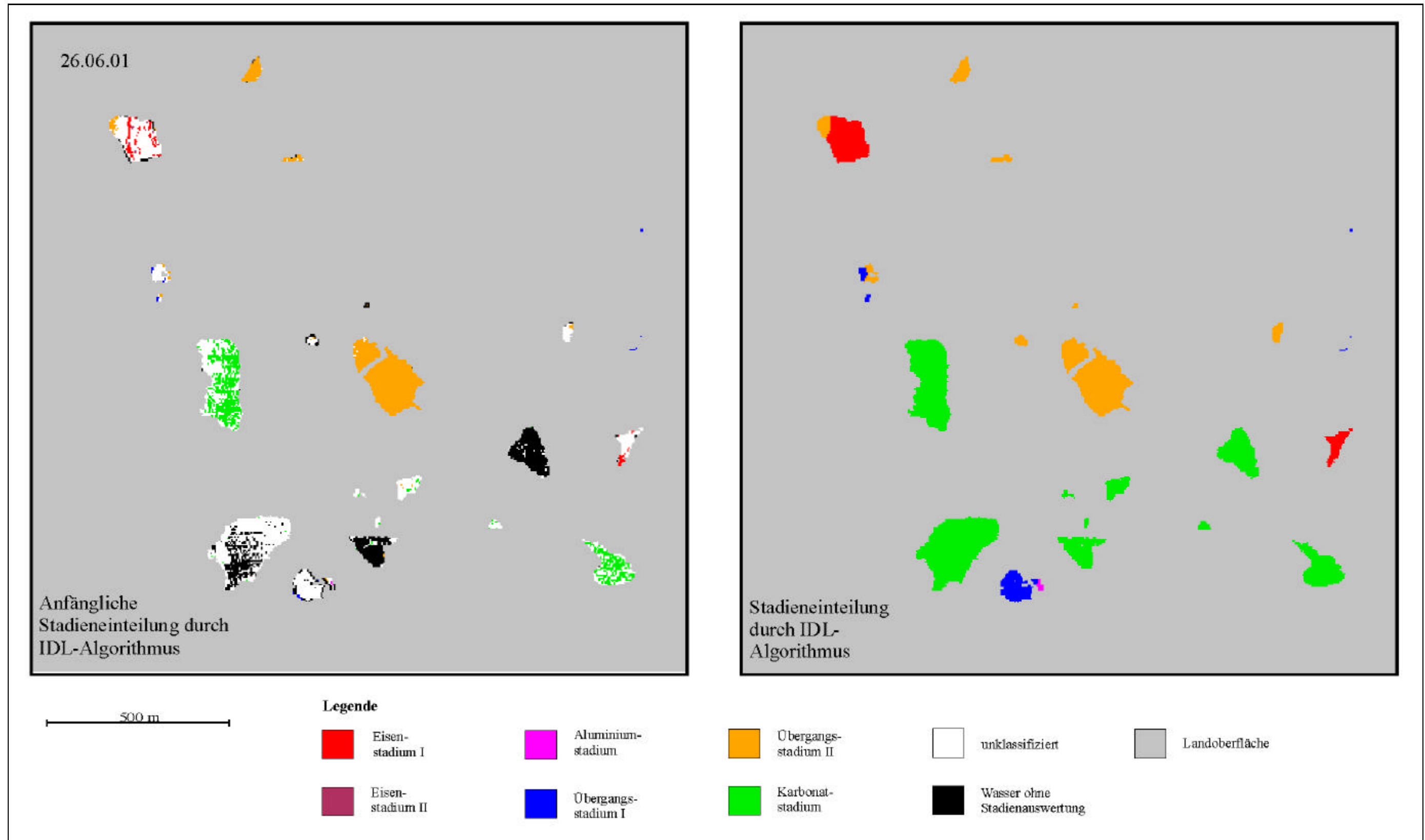


Abb. X.n Bergbauebiet Teutschenthal am 26.06.01, anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.

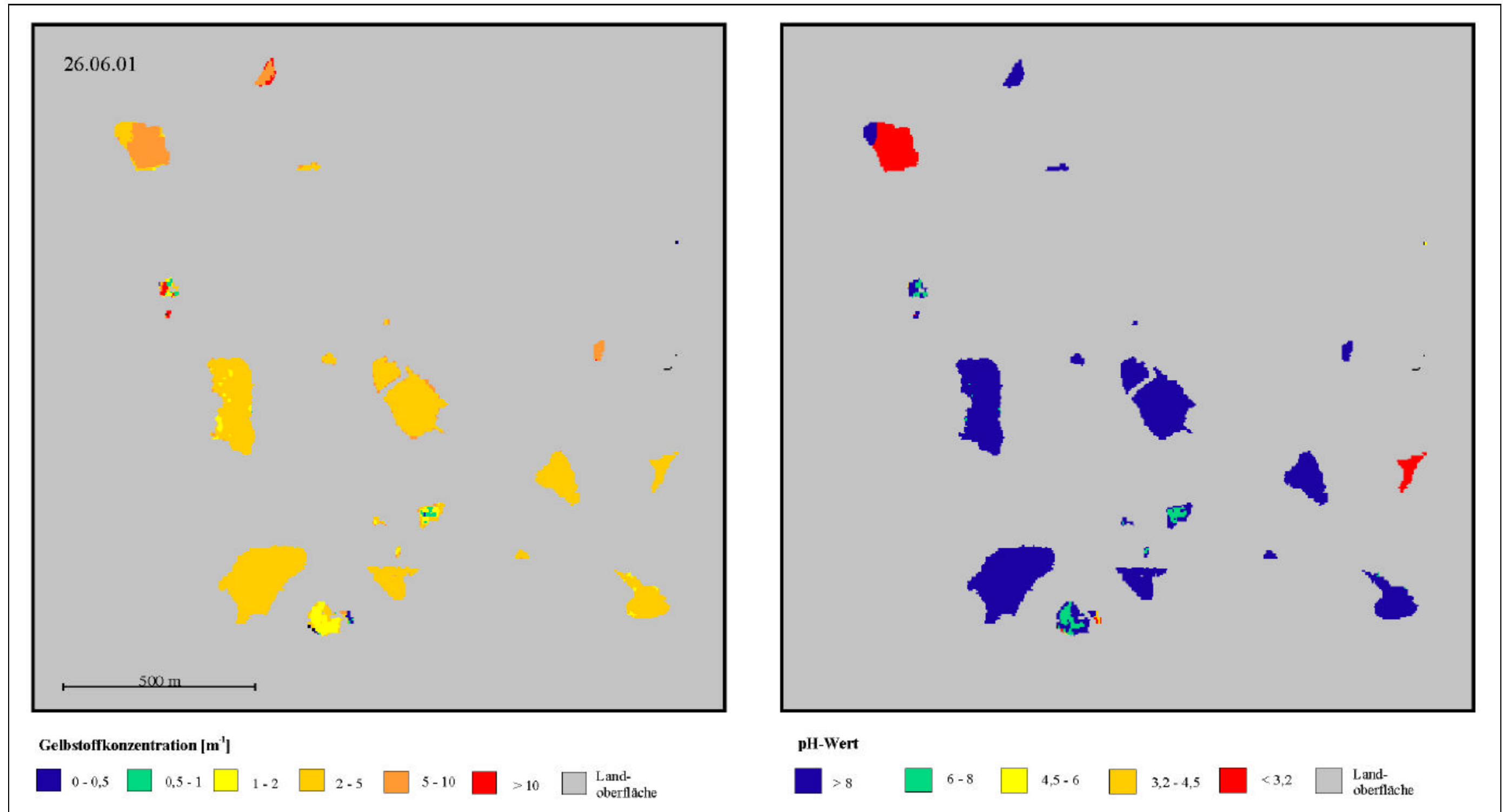


Abb. X.o Bergbauebiet Teutschenthal am 26.06.01, Gelbstoffkonzentration und pH-Wert.

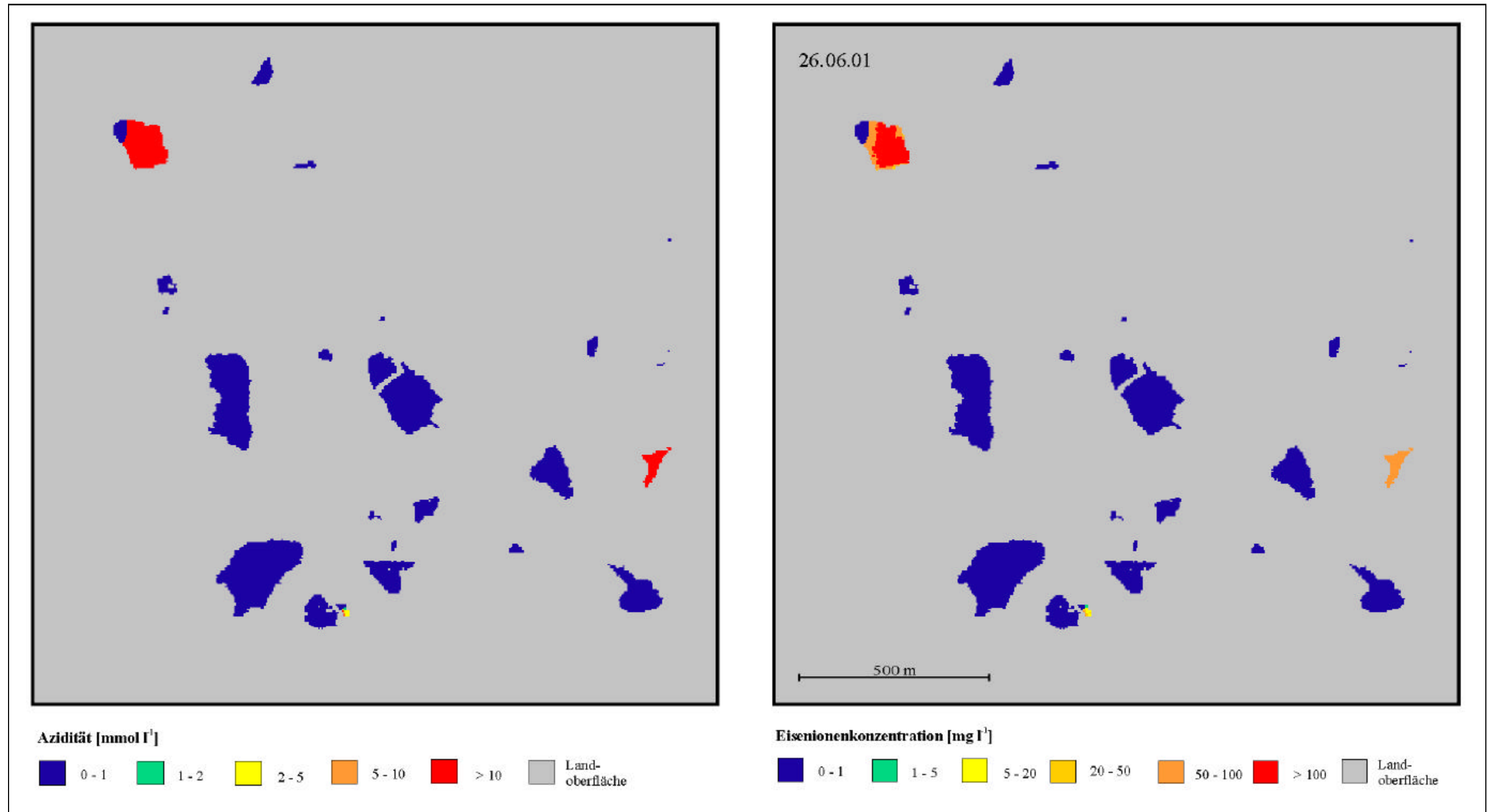


Abb. X.p Bergbaugbiet Teutschenthal am 26.06.01, Azidität und Eisenionenkonzentration.

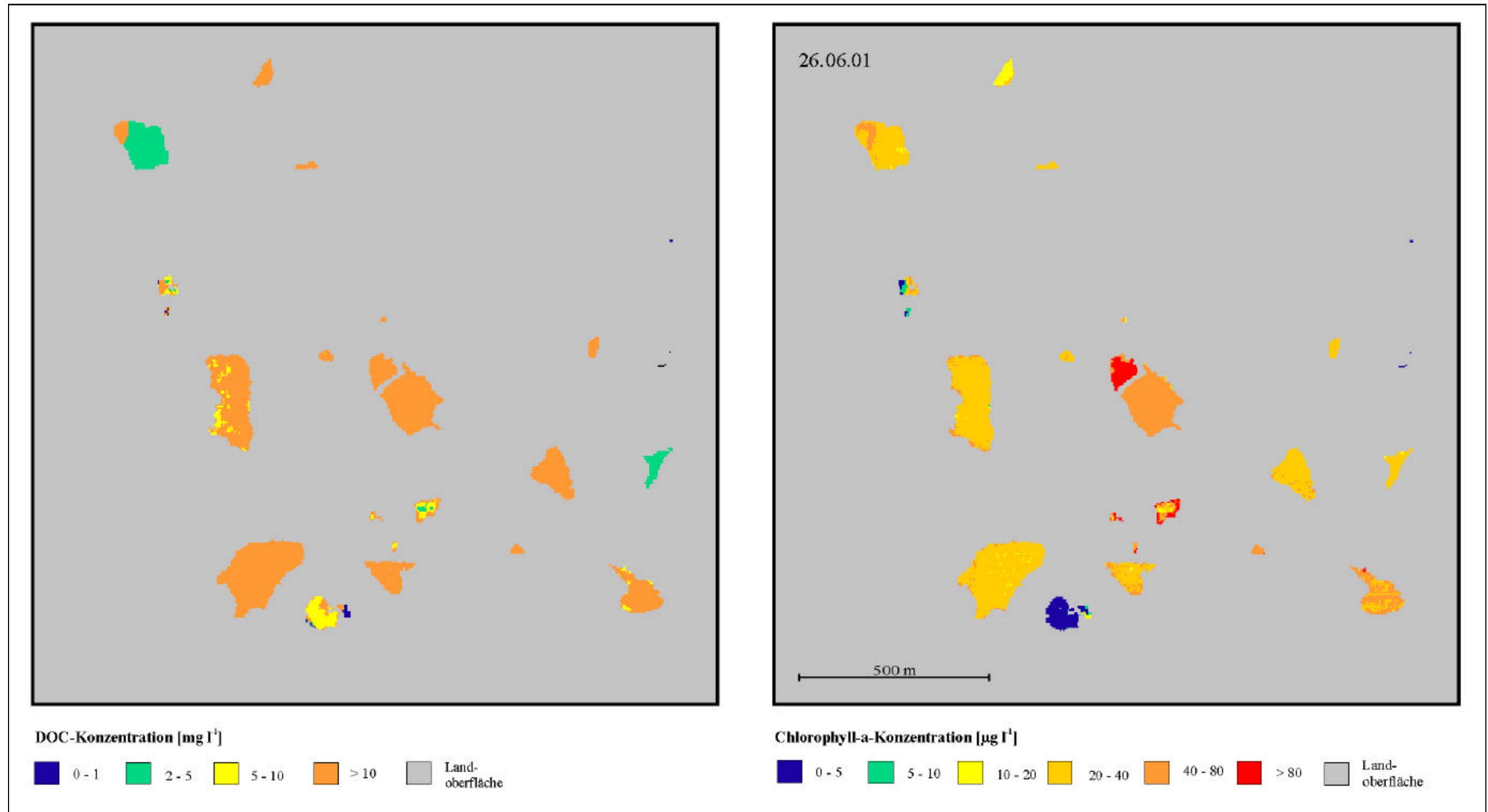


Abb. X.q Bergbauebiet Teutschenthal am 26.06.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration.

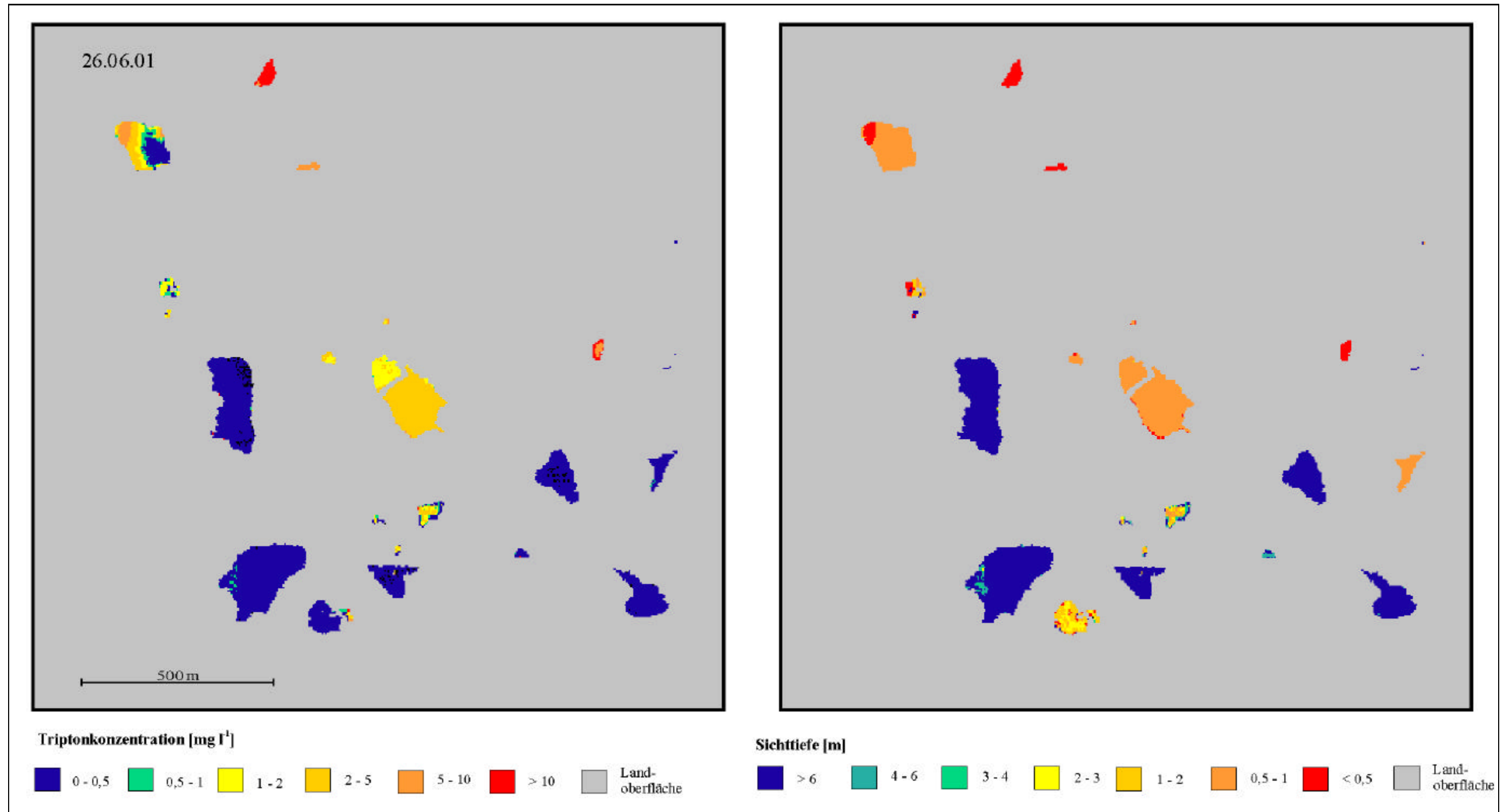


Abb. X.r Bergbauebiet Teutschenthal am 26.06.01, Triptonkonzentration und Sichttiefe.

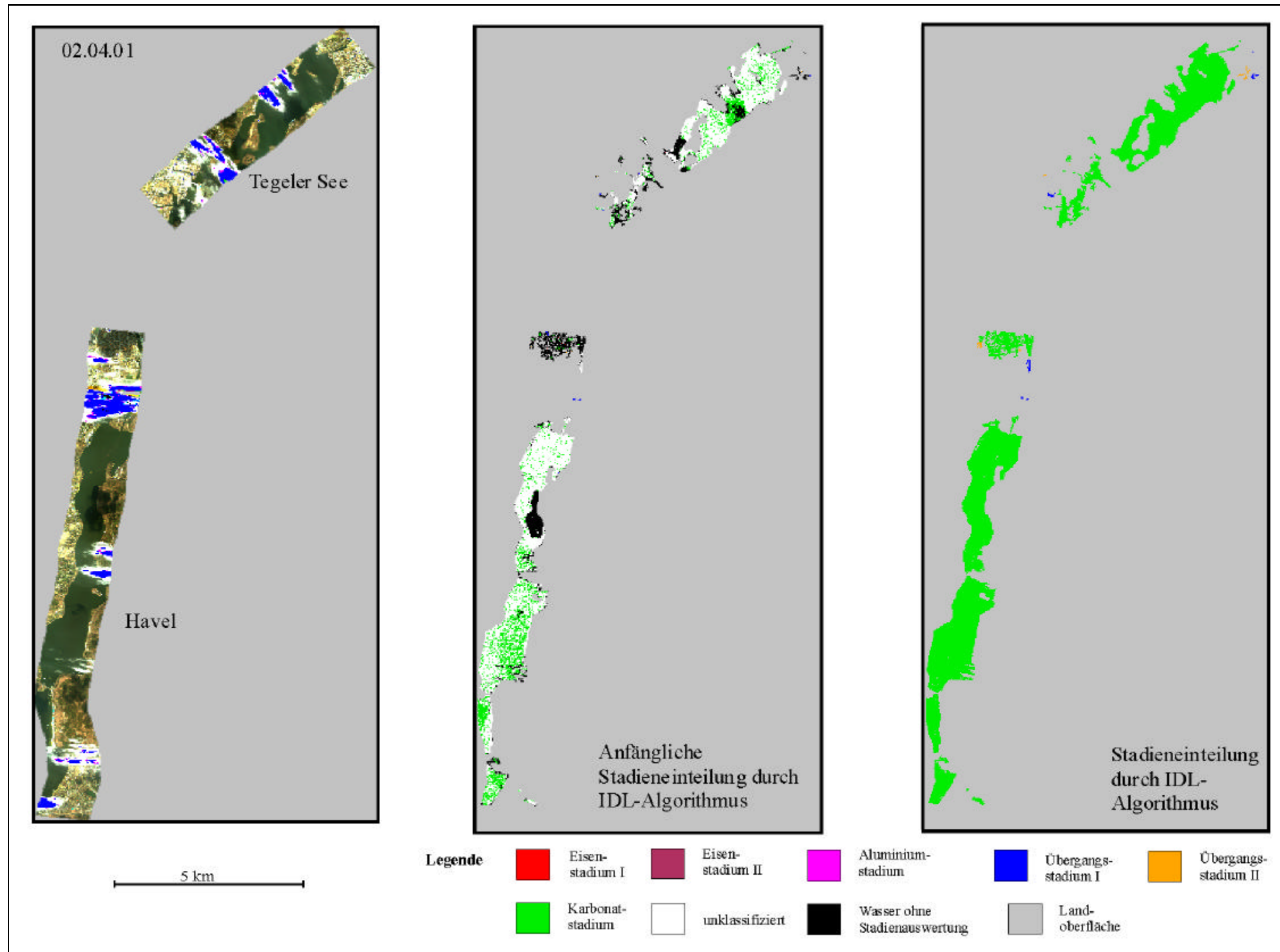


Abb. X.s Havel und Tegeler See am 02.04.01, Echtfarbdarstellung (R-692 nm, G-567 nm, B-489 nm) des Sensors *cas*, räumliche Auflösung 25 m x 25 m; anfängliche und verwendete Stadieneinteilung.

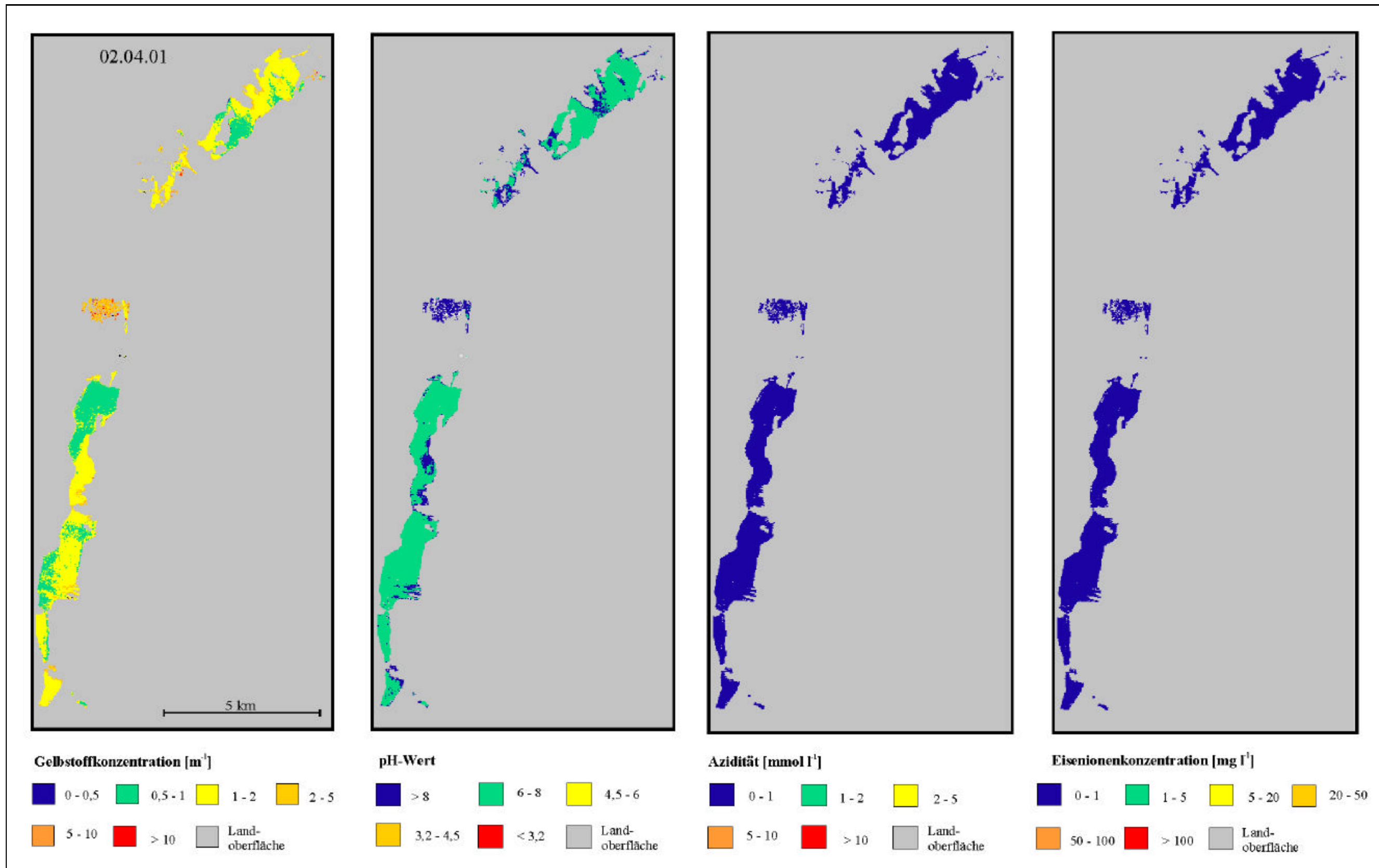


Abb. X.t Havel und Tegeler See am 02.04.01, Gelbstoffkonzentration, pH-Wert, Azidität und Eisenionenkonzentration.

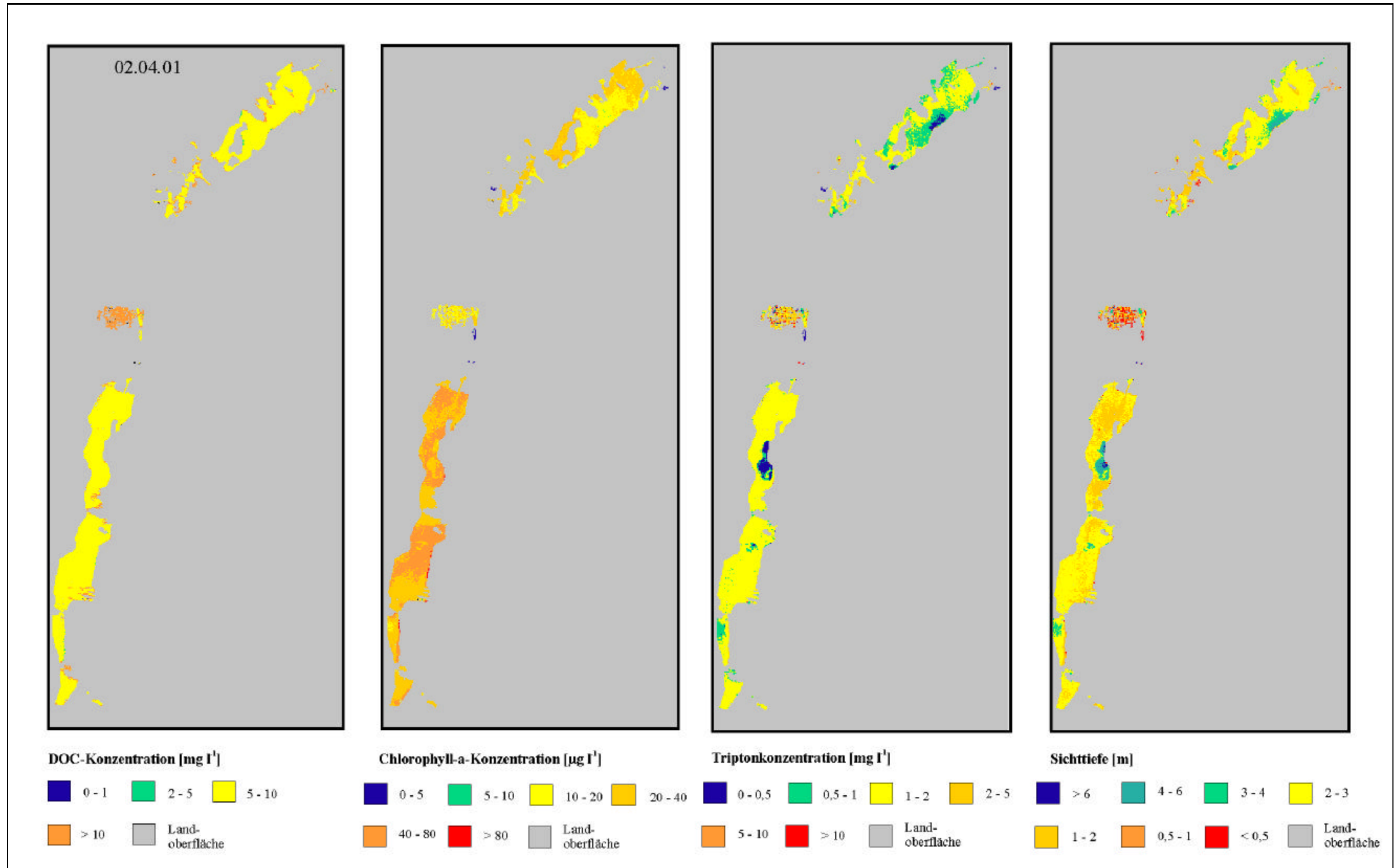


Abb. X.u Havel und Tegeler See am 02.04.01, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentration, Triptonkonzentration und Sichttiefe.

Tab. X.a Vergleich der in situ-Daten mit den aus *casi* abgeleiteten Konzentrationen im Lausitzer Braunkohlenrevier (Lage der Gewässer siehe Abb. II.m und n).

Gewässer	Datum Probenahme	Stadium		pH		Azid. [mmol l ⁻¹]		C _{Fe} [mg l ⁻¹]		C _{DOC} [mg l ⁻¹]		C _{chl} [µg l ⁻¹]		C _{Tr} [mg l ⁻¹]		SD [m]	
		in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>	in-situ	<i>casi</i>	in-situ	<i>casi</i>	in-situ	<i>casi</i>	in situ	<i>casi</i>
RL 107	18.04.00	E I	E I	2,5	< 3,2	33,68	> 10	488,6	> 100	2,0	2 – 5	-	10 – 20	1,2	0 – 0,5	-	0,5 – 1
RL 111	22.02.00	E II	E I	2,7	< 3,2	13,89	> 10	139,6	> 100	-	2 – 5	-	10 – 20	2,5	0 – 0,5	-	0,5 – 1
RL 117	Mittelwerte 1996 – 2000 (LESSMANN & NIXDORF 2002)	A	K	2,9	6 – 8	-	0 – 1	18	0 – 1	2,0	2 – 5	-	10 – 20	-	0 – 0,5	-	> 6
RL 112	21.05.01	A	Ü II	3,0	6 – 8	3,3	0 – 1	21,3	0 – 1	1,8	5 – 10	0,4	0 – 5	1,1	0,5 – 2	2,3	1 – 2
Senftenberger See (sfbb)	21.08.01	K	K	8,0	> 8	0,3	0 – 1	0,2	0 – 1	3,8	5 – 10	2,7	0 – 5	-	0 – 0,5	3,8	3 – 4
Senftenberger See (sfbs)	21.08.01	A	K	3,0	6 – 8	2,5	0 – 1	3,9	0 – 1	1,2	5 – 10	0,4	0 – 5	-	0 – 0,5	2,5	> 6
Sedlitzer See	13.08.01	E II	K	2,9	6 – 8	3,7	0 – 1	21,1	0 – 1	1,5	5 – 10	-	0 – 5	-	0 – 0,5	4,8	> 6
Skadoer See	13.08.01	E II	E I	2,7	< 3,2	7,6	> 10	74,7	> 100	1,7	2 – 5	-	0 – 5	-	0,5 – 1	3,5	0,5 – 1
Koschener See	07.08.01	A	Ü I	3,1	6 – 8	2,1	0 – 1	11,5	0 – 1	1,2	5 – 10	-	0 – 5	-	0 – 0,5	2,9	3 – 4
Bluno	09.10.01	E I	E II	3,0	< 3,2	5,8	> 10	47,8	50 – 100	3,0	0 – 1	29	0 – 5	3,8	0,5 – 1	2,0	2 – 3
Nordrandschlauch (Randprobe)	20.10.00	E II	E I	2,8	< 3,2	16,5	> 10	228,0	> 100	0,4	2 – 5	-	0 – 5	2,4	0 – 0,5	-	0,5 – 1
Spreeta-Nordschlauch	20.10.00	E I	E I	2,6	< 3,2	17,0	> 10	243,0	> 100	2,6	2 – 5	-	0 – 5	5,6	0 – 0,5	-	0,5 – 1
Spreeta-Nordost	10.08.01	A	A	3,2	3,2 – 4,5	0,2	2 – 5	2,2	5 – 20	1,6	0 – 2	-	0 – 5	1,7	0,5 – 1	2,5	2 – 3
Burghammer	18.07.01	Ü II	Ü II	5,9	6 – 8	0,3	0 – 1	0,1	0 – 1	1,9	5 – 10	0,8	0 – 5	1,8	1 – 2	1,3	0,5 – 1
Scheibe (Randprobe)	02.08.01	E II	E II	2,9	< 3,2	5,3	> 10	45,0	50 – 100	2,0	0 – 2	-	0 – 5	-	0 – 0,5	2,0	2 – 3
Kortitzmühle	09.07.01	Ü II / K	Ü II	5,8	6 – 8	0,3	0 – 1	0,3	0 – 1	1,2	5 – 10	0,7	0 – 5	-	0 – 0,5	2,1	0,5 – 1
Laubusch (West)	09.07.01	Ü II / K	K	6,3	> 8	0,2	0 – 1	0,1	0 – 1	3,3	5 – 10	1,3	0 – 5	-	0 – 0,5	1,0	> 6

- keine Daten vorhanden.

2 - 5 Unterschiede zwischen den in situ- und den abgeleiteten Konzentrationen.

Tab. X.b Felddaten des Bergbaugebietes Teutschenthal mit Vergleich zu den *casi*-Daten (Probenpunkte siehe Abb. II.o).

Probenpunkt	pH-Wert		Leitfähigkeit [mS cm ⁻¹]	Farbe	Bemerkung	Stadium	
	in situ	<i>casi</i>				in situ	<i>casi</i>
wan	2,6	< 3,2	1,1	rostrot	-	E I oder E II	E I
teu	8,2	< 3,2	1,1	olive	trüb	K	E I
P 1	2,7	> 8	0,8	orange grünlich	sehr flach	E I oder E II	Ü I / Ü II
P 2	7,5	> 8	1,1	olive	-	K	K
P 3	8,1	> 8	28,8	rot orange	sehr trüb	Ü II	Ü II
P 4	7,8	> 8	7,4	gelb orange	sehr trüb	Ü II	Ü II
P 5	8,0	> 8	0,9	olive	leicht trüb	K	K
P 6	8,2	> 8	0,9	olive	klar	K	K
P 7	8,1	> 8	0,5	hellgraugrün	-	Ü I	Ü I
P 8	8,3	> 8	1,0	olive	leicht trüb	K	K
P 9	8,0	> 8	0,9	hellgraugrün	-	K	K