



Bestimmung der Verdunstung von Bergbaufolgeseen

Schriftenreihe, Heft 9/2026



Konzeptentwicklung zur modelotechnischen Bestimmung der raumdiskreten Verdunstung von Bergbaufolgeseen unter Berücksichtigung des Umlandes

Dr. Philipp Körner, iamk GmbH; Dr. Uta Moderow (iamk GmbH, LfULG); Dr. Uwe Spank, TU Bergakademie Freiberg; Dr. Valeri Goldberg, GWT TU Dresden

im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Der Bericht wurde im Rahmen der » Förderrichtlinie zur Stärkung der Transformationsdynamik und Aufbruch in den Revieren und an den Kohlekraftwerkstandorten (STARK)» von dem Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE) gefördert.

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages



Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	19
Abstract	19
1 Einleitung	20
2 Untersuchungsgebiet und Charakterisierung von Bergbaufolgeseen	23
2.1 Lausitzer und Mitteldeutsches Revier	23
2.2 Besonderheiten von sächsischen Bergbaufolgeseen	26
2.3 Allgemeine Lage und Klima	28
2.4 Emerse Makrophyten an Bergbaufolgeseen	29
3 Grundlagen der Verdunstung	33
3.1 Verdunstung – allgemeine Grundlagen	33
3.1.1 Verdunstung und Verdunstungskomponenten in natürlichen Systemen	33
3.1.2 Verdunstung und die Kopplung von Wasser-, Energie- und Strahlungsbilanz	34
3.1.3 Verdunstung – grundlegende physikalische Steuerung	35
3.2 Verdunstung über freien Wasserflächen und der Uferzone	38
3.2.1 Besonderheiten der Verdunstung von freien Wasserflächen und ihre Ursachen	40
3.2.2 Besonderheiten der Verdunstung aus dem Litoralbereich	44
3.2.3 Besonderheiten aufgrund von atmosphärischen Randeffekten	48
4 Stand der Forschung zur raumdiskreten Modellierung der Seeverdunstung	67
4.1 Modellierung der Verdunstung freier Wasserflächen	67
4.1.1 Modellkonzepte	67
4.2 Modellierung der Verdunstung für das Litoral	78
4.2.1 (Evapo)transpiration	78
4.2.2 Evaporation aus den Wasserbereichen zwischen den Pflanzen	88
4.2.3 Evaporation aus dem unbewachsenen Boden	88
4.2.4 Interzeptionsverdunstung	88
4.2.5 Bewertungsmatrix – Ansätze Litoral	88
4.3 Modellierung der Verdunstung mittels maschinellen Lernens	99
4.4 Modellierung der Gewässerverdunstung mit Atmosphärenmodellen	102
4.5 Nutzung von Satellitendaten zur Bestimmung der Verdunstung	103
5 Entwicklung des Modellkonzeptes	105
5.1 Zum Unterschied zwischen diagnostischen und prognostischen Modellen	106
5.2 Ziel und Struktur der Modellkette	109
5.3 Messungen und Messinstrumentierung	109

5.3.1	Notwendigkeit der messtechnischen Erfassung der Verdunstung und der den Verdunstungsprozess steuernden Umweltgrößen	109
5.3.2	Von der Fachcommunity empfohlene aber unter praktischen Gesichtspunkten nicht oder nur eingeschränkt nutzbare Messverfahren zur Bestimmung der Gewässerverdunstung	111
5.3.3	Verdunstungsmessungen mit Hilfe von schwimmenden Lysimetern	113
5.3.4	Mikrometeorologische Verdunstungsmessverfahren	116
5.3.5	Monitoring der zur Modellierung notwendigen verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen	127
5.3.6	Zusammenfassende Darstellung des Monitoringkonzepts und Konzeption des Messaufbaus	132
5.4	2D-numerische Modellierung: HIRVAC / HIRVAC-2D, Stand der Technik und Eignung	136
5.4.1	Was ist HIRVAC?	136
5.4.2	Physikalische Prozesse in HIRVAC-2D (relevant für Verdunstung)	137
5.4.3	Eingangsdatensatz und Randbedingungen	139
5.4.4	Auflösung, Pfadgewichtung und Ausgabegrößen	140
5.5	Kopplung Messungen und 2D-Modell: Kalibrierung, Validierung, Iteration	140
5.5.1	Vergleichsmetrik: Pfadgewichtete Differenz	140
5.5.2	Iteratives Kalibrieren	141
5.5.3	Punktmessungen zur lokalen Validierung	141
5.5.4	Unsicherheitsquantifizierung	142
5.6	Ausdehnung auf unbeobachtete Querschnitte & Multi-See-Anwendung	142
5.6.1	Voraussetzungen für Übertragbarkeit	142
5.6.2	Notwendigkeit weiterer Messungen zur Bestätigung	142
5.7	Maschinelles Lernen: Gradient-Boosting zur räumlich-zeitlichen Skalierung	142
5.7.1	Motivation und Zielsetzung	142
5.7.2	Mögliche Ziel- und Prädiktorstrukturen	143
5.7.3	Kreuzvalidierung: räumlich-zeitliches Blocking	144
5.7.4	Algorithmuswahl: XGBoost / LightGBM	144
5.8	Fehler- und Unsicherheitskette: von der Messung über das Modell zu Maschinellern Lernen	145
6	Übertragung des Modellkonzeptes auf ein Pilotgewässer	150
6.1	Auswahl des Pilotgewässers	150
6.2	Entwurf eines Messkonzeptes für den Scheibe-See	153
6.2.1	Struktur und Aufbau der Messanlagen	153
6.2.2	Zeitliche Umsetzung	169
6.3	Modellierung mit HIRVAC am Scheibe-See	170

6.3.1	Einfluss der Topographie auf die Modellparametrisierung	170
6.4	Maschinelles Lernen am Scheibe-See	176
6.4.1	Eingangsdaten	176
6.4.2	Validierungsstrategie.....	177
6.4.3	Anwendung auf das Gesamtgewässer	179
7	Zusammenfassung und Ausblick	180
7.1	Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse	180
7.2	Verdunstungsmodellierung über Bergbaufolgeseen.....	181
7.3	Einfluss von Randeffekten auf die Gewässerverdunstung	183
7.4	Modellsimulationen am Pilotgewässer Scheibe-See	183
7.5	Methodische Empfehlungen	184
7.6	Ausblick.....	184
	Literaturverzeichnis.....	186
	Anhang.....	204

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Schema einer typischen Zonierung der Uferregion eines stehenden Gewässers sowie Darstellung des Pelagials. (i) Uferwald, (ii) Schilfrohrzone, (iii) Schwimmblattpflanzenzone (iv), Unterwasserpflanzenzone, vereinfachte Darstellung, eigene Grafik 39
- Abbildung 2: Schematische Darstellung eines typischen Temperaturprofils eines Sees im Sommer (Sommerstagnation) in den gemäßigten Breiten und daraus resultierende vertikale Einteilung des Wasserkörpers (nach Lampert & Sommer, 1999), eigene Grafik 39
- Abbildung 3: Advektion in Windrichtung x aus einer trockenen Umgebung und Ausbildung einer internen Grenzschicht über einem Gewässer (vereinfacht). Temperatur, Feuchte und Verdunstung am Gewässerrand (E_{wg1}) unterscheiden sich von den Bedingungen in der Gewässermitte (E_{wg2}). 49
- Abbildung 4: Verteilung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) an einem Rauigkeitssprung (Übergang Waldkante $\rightarrow$ Gewässer), basierend auf Simulationen mit dem Atmosphärischen Grenzschichtmodell HIRVAC-2D, LAD bezeichnet die Blattflächendichte (eigene Darstellung, Software OriginLab 2022) 53
- Abbildung 5: Verteilung der horizontalen Windgeschwindigkeit (v_H) an einem Rauigkeitssprung (Übergang Waldkante $\rightarrow$ Gewässer), basierend auf Simulationen mit dem Atmosphärischen Grenzschichtmodell HIRVAC-2D, LAD bezeichnet die Blattflächendichte (eigene Darstellung, Software OriginLab 2022) 53
- Abbildung 6: Schattenwurf am Ostrand der Talsperre Klingenberg (dunkles Feld) an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SOLWEIG2015a, OriginPro 2022b, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0) 56
- Abbildung 7: Direkte kurzweilige Einstrahlung (Direct Insolation) am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)..... 57
- Abbildung 8: Gesamte kurzweilige Einstrahlung (Total Insolation) am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung

(Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0).....	57
Abbildung 9: Verhältnis der gesamten kurzwelligen Einstrahlung mit und ohne Topographie am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)	58
Abbildung 10: Sky View Faktor am Ostrand der Talsperre Klingenberg. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0).....	60
Abbildung 11: Verstärkung der langwelligen Gegenstrahlung durch die Horizonteinschränkung am Ostrand der Talsperre Klingenberg. Eigene Darstellung (Software, OriginPro 2022b, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)	61
Abbildung 12: Verstärkungs- und Abschwächungseffekte an Kuppen und in Tälern aus Gründen der Massenerhaltung (schematisch, eigene Darstellung, v – Windgeschwindigkeit, A – Strömungsquerschnitt)	62
Abbildung 13: Strömungsbeeinflussung (Wind in 10 m über Grund) durch einen isolierten Berg (Landeskrone). Eigene Darstellung (Software Golden SURFER 8), basierend auf Simulationen mit dem massenkonsistenten Windfeldmodell WiTrak (Kerschgens et al., 1995), Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0.....	63
Abbildung 14: Strömungsbeeinflussung (Wind in 10 m über Grund) durch Taleinschnitte (Weißeritztal bei Tharandt). Eigene Darstellung (Software Golden SURFER 8), basierend auf Simulationen mit dem massenkonsistenten Windfeldmodell WiTrak (Kerschgens et al., 1995), Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0.....	64
Abbildung 15: Fließwege der lokalen Kaltluft im Bereich der Talsperre Hohenwarte mit Topographie (DEM25), 3 Stunden nach Sonnenuntergang. Basis: Kaltluftsimulation mit KLAM_21. Eigene Darstellung (OriginPro 2022b)	65
Abbildung 16: Messung verdunstungsbedingter Wasserverluste mittels schwimmender Lysimeter auf der Versuchsteichanlage des LfULG in Königswartha	114
Abbildung 17: Einsatz schwimmender Lysimeter auf dem Arroz-Staubecken bei Cruz das Almas (Bahia, Brasilien) zur Messung der Verdunstung litoraler Vegetationsbestände und in diese Vegetationsbestände eingelagerte kleine freie Wasserflächen	114

Abbildung 18: Im TREGATA-Projekt eingesetztes Eddy-Kovarianz-Messsystem zum Monitoring der Verdunstung, des sensiblen und latenten Wärmeflusses, des Kohlendioxidaustauschs und der Methanemissionen über dem Pelagialbereich der Talsperre Bautzen	120
Abbildung 19: Konzeption einer Messboje zur Durchführung der im Rahmen von Scintillometermessungen erforderlichen Begleitmessungen	124
Abbildung 20: Struktur des Modells HIRVAC-1D. In HIRVAC-2D setzt sich das Schema in Horizontalrichtung für jeden Gitterpunkt fort.....	138
Abbildung 21: Kopplungsschema zwischen Boden, Vegetation und Atmosphäre im Modell HIRVAC. Der Datenaustausch erfolgt zu jedem Modellzeitschritt in jeder 1D- bzw. 2D-Modellgitterzelle. Die Kopplung mit der Bodenfeuchte erfolgt über den stomatären Leitwert im Vegetationsmodul.	138
Abbildung 22: Form und Orientierung des Scheibe-Sees mit auf Luftbildauswertungen basierender Kartierung der emersen Litoralvegetation (dunkelgrün); linke untere Ecke zeigt Teile des Stadtgebiets von Hoyerswerda	154
Abbildung 23: Windfeld im Bereich des Scheibe-Sees in 10 m über Geländeoberkante mit Anströmung aus Süd (oberes Bild) und West (unteres Bild). Simulation mit WITRAK mit einem geostrophischen Wind in 800m über Grund von 10 m/s. Datenbasis: DEM20 von Sachsen, Darstellung mit der Software Golden Surfer 8	171
Abbildung 24: Gefälle (%) im Bereich des Scheibe-Sees.....	172
Abbildung 25: Sky View Faktor im Bereich des Scheibe-Sees	172
Abbildung 26: Potentielle solare Einstrahlung (W/m^2) im Bereich des Scheibe-Sees am 02. Mai, 05:00 MEZ	172
Abbildung 27: Potentielle solare Einstrahlung im Verhältnis zur Einstrahlung auf ebenes Gelände im Bereich des Scheibe-Sees am 02. Mai, 05:00 MEZ	173
Abbildung 28: Scheibe-See (DEM20 Sachsen, Darstellung mit SAGA 9.10.1) mit Transekt für HIRVAC-2D Beispielsimulation: Gitter: x-z: 140x110, x-Abstand 50 m, vereinfachte Umgebung des Scheibe-Sees: homogener Wald, Wind aus 280° entlang des Transekts. Darstellung mit der Software SAGA 9.10.1.	174
Abbildung 29: a) Lufttemperatur (Bild oben), b) Horizontalwind (Bildmitte) und c) Turbulenzenergie (Bild unten) entlang eines Transektes von 280° nach 100° (West-Ost) über den Scheibe-See. Darstellung mit der Software Origin Pro 2022b ...	175
Abbildung 30: Schematischer Querschnitt am Pilotgewässer mit Darstellung der Messinstrumente	177

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Beurteilung der Pflanzenmenge nach Kohler (1978) zitiert in Schaumburg et al. (2021), ergänzt um Angaben aus Pall et al. (2021); Beschreibung 2)	29
Tabelle 2:	Nachgewiesene Pflanzengattungen entlang von Transekten an 18 Bergbaufolgeseen basierend auf Erhebungen zwischen den Jahren 2019–2024. Zusammenstellung und Darstellung auf der Grundlage von Daten des LfULG, Datenerhebung: BfUL. Die gelbe Hinterlegung kennzeichnet die Gattung, die an allen untersuchten Seen anzutreffen war (<i>Phragmites</i>), gefolgt von <i>Typha</i> (grün hinterlegt) und verschiedenen Binsengattungen (blau hinterlegt)	31
Tabelle 3:	Vereinfachte Darstellung der Wirkung ausgewählter Oberflächencharakteristika und meteorologischer Bedingungen auf die Verdunstung. Die zusammengehörenden (farblich gekennzeichnet) jeweils gegensätzlichen Paare werden immer relativ zu einander verglichen unter der Annahme, dass alle anderen Bedingungen gleich sind.....	37
Tabelle 4:	Literaturwerte des Verhältnisses Verdunstung aus dem Litoralbereich zu Verdunstung aus dem Pelagialbereich. Es ist zu beachten, dass unterschiedliche Methoden angewandt wurden, die verschiedenen Einschränkungen unterliegen (siehe hierzu Spank, 2024). Auch hier sei darauf verwiesen, dass die Werte spezifisch für den untersuchten See sind.	46
Tabelle 5:	Überblick über verschiedene Modellkonzepte und Ansätze zur Abschätzung der Verdunstung freier Wasserflächen, nach Spank (2024), ergänzt um Angaben aus Hojjati et al. (2020) sowie eigene Angaben zur Bewertung	70
Tabelle 6:	Zusammenstellung publizierter Parametersätze für die Parameter A und B der Gleichung 30 zur Berechnung von Tageswerten von E in mm d ⁻¹ . Tabelle entnommen Spank (2024), S. 22.....	77
Tabelle 7:	Übersicht über die recherchierten Ansätze zur Bestimmung der Evapotranspiration aus dem Litoral. Für weitergehende Informationen siehe die entsprechenden Abschnitte im Text bzw. die dort zitierte Literatur	85
Tabelle 8:	Bewertungsmatrix Ansätze zur Verdunstungsbestimmung im Litoral – Teil 1: Eignung der verschiedenen Ansätze zur Verdunstungsbestimmung in verschiedenen Litoralbereichen, mögliche zeitliche Auflösungen, Möglichkeit der raumdiskreten Aussagen sowie Abbildung von advektiven Effekten.....	95

Tabelle 9:	Bewertungsmatrix – Ansätze zur Verdunstungsbestimmung im Litoral – Teil 2: Einschätzung der Komplexität des Ansatzes als solches, der Komplexität in der Umsetzung, der erwarteten Qualität der Modellergebnisse, der grundsätzlichen Möglichkeit, die Unsicherheiten zu quantifizieren, dem Datenbedarf, der Rechenzeit und der Kosten	97
Tabelle 10:	Bewertungsmatrix für Maschinelles Lernen zur Bestimmung der Evapotranspiration – Teil 1: Eignung zur Verdunstungsbestimmung verschiedener Bereiche im Kontinuum Pelagial-Litoral, mögliche zeitliche Auflösungen, Möglichkeit der raumdiskreten Aussagen, sowie Abbildung von advektiven Effekten. Die Aussagen sind nur gültig, sofern eine ausreichende, qualitativ hochwertige Datengrundlage zur Verfügung steht.	101
Tabelle 11:	Bewertungsmatrix für Maschinelles Lernen zur Bestimmung der Evapotranspiration – Teil 2: Einschätzung der Komplexität des Ansatzes als solches, der Komplexität in der Umsetzung, der erwarteten Qualität der Modellergebnisse (Aussage nur gültig bei einer ausreichenden, qualitativ hochwertigen Datengrundlage), der grundsätzlichen Möglichkeit, die Unsicherheiten zu quantifizieren, dem Datenbedarf, der Rechenzeit und der Kosten. Die Einschätzungen gering–mittel– hoch erfolgt relativ zu den recherchierten Ansätzen für das Litoral, d. h. die Ansätze werden hierzu untereinander verglichen (siehe Abschnitt 4.2.5 sowie Tabelle 9).....	101
Tabelle 12:	Beispiele für angewandte Kombinationen aus Atmosphärenmodellen und thermischen Gewässermodellen	102
Tabelle 13:	Interne Messfrequenzen der Sensorik für die, die EC- bzw. Sc-Messungen begleitenden Messungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	135
Tabelle 14:	Übersicht über die Eigenschaften der potentiellen Pilotgewässer. «0» bedeutet ungeeignet, «1» geeignet, 0,5 eingeschränkte Eignung	151
Tabelle 15:	Prüfkriterien und Erfordernisse zur Errichtung der Messstationen (1) zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen, (2) der Verdunstung im Litoral (Lysimeteranlage), (3) zur Durchführung der meteorologischen und limno- physikalischen Begleitmessungen	159
Tabelle 16:	Hinweise und Empfehlungen zur Messtechnik zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	165
Tabelle 17:	Hinweise und Empfehlungen zur erforderlichen Messtechnik von Lysimetermessanlagen zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	166

Tabelle 18: Hinweise und Empfehlungen zur Messtechnik zum Monitoring der meteorologischen und limno-physikalischen Bedingungen über dem Pelagialbereich des Gewässers.....	167
Tabelle 19: Gegenüberstellung der wichtigsten Vor- und Nachteile von Eddy-Kovarianz-Messungen (Option [A]) im Vergleich zu Scintillometer-Messungen (Option [B]).....	168

Tabellenverzeichnis im Anhang

Tabelle 20: Tabellarische Übersicht und Bewertung gebräuchlicher bzw. in der wissenschaftlichen Fachliteratur beschriebenen Messverfahren zur Bestimmung der Gewässerverdunstung.....	204
Tabelle 21: Tabellarische Übersicht des konzipierten Messdesigns.....	213

Abkürzungsverzeichnis

BFS	Bergbaufolgesee
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
CPU	Central Processing Unit
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
EC	Eddy Covariance (Eddy-Kovarianz)
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)
HIRVAC	High Resolution Vegetation Atmosphere Coupler
HIRVAC-2D	Zweidimensionale Modellversion von HIRVAC
KVBG	Gesetz zur Reduzierung und zur Beendigung der Kohleverstromung (Kohleverstromungsbeendigungsgesetz)
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LES	Large Eddy Simulation
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
LoRa	Long Range Wide Area Network
LR	Lausitzer Revier
LTV	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
MEDIWA	Meteorological Drivers of Mass and Energy Exchange between Inland Waters and the Atmosphere
MIBRAG	Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH
ML	Maschinelles Lernen
MR	Mitteldeutsches Revier
PC	Personal Computer

PFT	Plant Functional Types (Pflanzenfunktionstypen)
RANS	Reynolds Averaged Navier Stokes
RegioNet	RegioNet WasserBoden (Regionale Netzwerke für ein nachhaltiges Wasser- und Bodenmanagement)
Sc	Scintillometer
StuBA	Steuerungs- und Budgetausschuss der Braunkohlesanierung
TREGAGA	Treibhausgasemissionen aus Talsperren: Mechanismen und Quantifizierung
WBLR	Wasserbewirtschaftungszentrale Lausitzer Revier
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WMO	World Meteorological Organisation (Weltorganisation für Meteorologie)

Symbole und Formelzeichen

Symbol / Formelzeichen	Bedeutung	Einheit
A	Parameter der Windfunktion $f(u)$	$\text{mm s m}^{-1} \text{ hPa}^{-1} \text{ d}^{-1}$
A_f	Richtung des Geländeabschnitts vom Berechnungspunkt aus	$^\circ$
A_s	Richtung der Sonne vom Berechnungspunkt aus	$^\circ$
B	Parameter der Windfunktion $f(u)$	$\text{mm hPa}^{-1} \text{ d}^{-1}$
C_c	Wichtungsfaktor für Anteil der Evapotranspiration des Kronendachs im Shuttleworth-und-Wallace-Model	dimensionslos
C_s	Wichtungsfaktor für Anteil der Evapotranspiration des Bodens oder Unterwuchs im Shuttleworth-und-Wallace-Model	dimensionslos
DEM20	Digital Elevation Model (Digitales Geländemodell) mit Gitterweite von 20 m	m
E	Evaporation	mm pro Zeiteinheit
E_B	Evaporation aus dem unbedeckten Boden im Litoral	mm pro Zeiteinheit
E_{labil}	vertikaler turbulenter Wasserdampffluss über dem Gewässer bei labiler atmosphärischer Schichtung	$\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
E_{stabil}	vertikaler turbulenter Wasserdampffluss über dem Gewässer bei stabiler atmosphärischer Schichtung	$\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
E_{WL}	Evaporation von den freien Wasserflächen zwischen den Pflanzen im Litoral	mm pro Zeiteinheit
ET	Evapotranspiration	mm pro Zeiteinheit
ET_{Litoral}	Evapotranspiration aus dem Litoral	mm pro Zeiteinheit
ET_q	Gleichgewichtsverdunstung	mm pro Zeiteinheit
ET_0	Gras-Referenzverdunstung	mm pro Zeiteinheit
EVI	Enhanced Vegetation Index (Verbesserter Vegetationsindex)	dimensionslos
G	Bodenwärmestrom	W m^{-2}
g_s	Stomataleitwert	s m^{-1}
H	sensibler Wärmestrom	W m^{-2}
H_G	Höhe des Umgebungsgeländes	m
I	Interzeptionsverdunstung	mm pro Zeiteinheit
K_{down}	einfallende, kurzwellige (solare) Strahlung	W m^{-2}

K_{up}	reflektierte, kurzwellige (solare) Strahlung	$W\ m^{-2}$
L	Monin-Obukhov-Länge	m
L_{down}	einfallende, langwellige Strahlung	$W\ m^{-2}$
$L_{down, atm}$	abwärts gerichtete, langwellige Strahlung aus der Atmosphäre	$W\ m^{-2}$
$L_{down, land}$	abwärts gerichtete, langwellige Strahlung von der Landoberfläche	$W\ m^{-2}$
LAI	Leaf Area Index (Blattflächenindex)	$m^2\ m^{-2}$
LAD	Leaf Area Density (Blattflächendichte)	$m^2\ m^{-3}$
LE	latenter Wärmestrom	$W\ m^{-2}$
L_{up}	von der Erdoberfläche emittierte langwellige Strahlung	$W\ m^{-2}$
L_v	Verdampfungswärme	$J\ kg^{-1}$
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Normierte-Differenz-Vegetationsindex)	dimensionslos
P	Niederschlag	mm pro Zeiteinheit
PAR	Photosynthetically Active Radiation (photosynthetisch aktive Strahlung)	$W\ m^{-2}$
PM_c	im Shuttleworth-und-Wallace-Model enthaltenes Teilmodel nach Penman-Monteith zur Berechnung der Evapotranspiration des Kronendachs im Shuttleworth und-Wallace Modell	mm pro Zeiteinheit
PM_s	im Shuttleworth und Wallace Modell enthaltenes Teilmodel nach Penman-Monteith zur Berechnung der Evapotranspiration des Bodens oder Unterwuchs im Shuttleworth und Wallace Modell	mm pro Zeiteinheit
RH	Relative Feuchte	%
R_a, R_c, R_s	aus Verdunstungswiderständen abgeleitete und für das Shuttleworth und Wallace Modell verwendete Parameter zur Berechnung von C_c und C_s	$s\ m^{-1}\ hPa\ K^{-1}$
R_{in}	Zustrom von Grund- und Oberflächenwasser	mm pro Zeiteinheit
R_L	langwellige Strahlungsbilanz	$W\ m^{-2}$
R_n	Nettostrahlung	$W\ m^{-2}$
R_{out}	Abfluss von Grund- und Oberflächenwasser	mm pro Zeiteinheit
T	Transpiration bzw. Temperatur	mm pro Zeiteinheit bzw. °C
T_a	Lufttemperatur	°C
T_a'	Fluktuationen der Lufttemperatur	ΔK pro Zeiteinheit

T_{atm}	Temperatur der Atmosphäre	°C
T_{land}	Oberflächentemperatur der Landoberfläche	°C
TI	Turbolenzintensität	dimensionslos
TKE	Turbulente kinetische Energie	$\text{m}^2 \text{s}^{-2}$
T_s	Oberflächentemperatur	°C
T_{water}	Oberflächentemperatur von Wasser	°C
U_{dir}	Windrichtung	°
VPD	Vapour Pressure Deficit (Wasserdampfsättigungsdefizit), in Abhängigkeit von der Lufttemperatur	hPa
VPD_s	Vapour Pressure Deficit (Wasserdampfsättigungsdefizit), in Abhängigkeit von der Oberflächentemperatur	hPa
V_H	Windgeschwindigkeit	m s^{-1}
c'	horizontaler Abstand zum Fußpunkt des Geländes	m
$C_{\text{H}_2\text{O}}'$	Fluktuationen der Wasserdampfkonzentration	$\Delta g \text{ m}^{-2}$ pro Zeiteinheit
c_p	spezifische Wärmekapazität von Luft	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$
c_w	spezifische Wärmekapazität von Wasser	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$
d	Dicke der internen Grenzschicht	m
e	Wasserdampfdruck	hPa
e_s	Sättigungsdampfdruck	hPa
f(u)	Windfunktion	$\text{mm d}^{-1} \text{hPa}$
g	Gravitationsbeschleunigung	m s^{-1}
g_a	aerodynamischer Leitwert	m s^{-1}
g'	Hangneigung	°
k	von Karman-Konstante	dimensionslos
k_a	aerodynamischer Transportkoeffizient	m s^{-1}
k_c	Skalierungsfaktor für die Referenzverdunstung ET_0	dimensionslos
q	spezifische Feuchte der Luft	g kg^{-1}
q_w	spezifische Feuchte an der Oberfläche des Gewässers	g kg^{-1}
q_z	spezifische Feuchte im Referenzniveau	g kg^{-1}
r_a	aerodynamischer Widerstand	s m^{-1}
r_c	Bestandeswiderstand	s m^{-1}
r_a^a	aerodynamischer Widerstand des Wasserdampftransports über der Oberfläche	s m^{-1}

r_a^c	aerodynamischer Widerstand des Kronenraums	$s\ m^{-1}$
r_a^s	aerodynamischer Widerstand des Bodens oder Unterwuchs	$s\ m^{-1}$
r_s^c	stomatärer Widerstand des Kronenraums	$s\ m^{-1}$
r_s^s	Widerstand für Wasserabgabe aus der Bodenmatrix bzw. stomatärer Widerstand des Unterwuchses	$s\ m^{-1}$
s	Anstieg der Dampfdrucksättigungskurve	$hPa\ K^{-1}$
svf	Sky View Faktor (Himmelssichtbarkeit)	dimensionslos
u, v, w	Windgeschwindigkeiten in den 3 Raumrichtungen x, y und z	$m\ s^{-1}$
u_*	Schubspannungsgeschwindigkeit	$m\ s^{-1}$
u_{10}	Windgeschwindigkeit 10 m über der Oberfläche	$m\ s^{-1}$
$\vec{v}$	Windvektor	$m\ s^{-1}$
w'	Fluktuationen der Vertikalwindgeschwindigkeit	$\Delta m\ s^{-1}$
x	Abstand zum Gewässerrand	m
z	Referenzniveau (Messhöhe)	m
z_q	Höhe des Referenzniveaus für die spezifische Feuchte	m
z_0, z_{0v}, z_{0q} $z_{0q,s}, z_{0q,r}$	Rauigkeitslänge auf das Windprofil bzw. das Wasserdampfprofil bezogen (z_{0v} z_{0q}), Index «s» bzw. «r»: Anteile des molekularen bzw. turbulenten Austauschs bei Schwachwindbedingungen	m
ΔS	Wasserspeicheränderung	$mm\ \text{pro Zeiteinheit}$
ΔQ	Wärmespeicheränderung	$W\ m^{-2}$
α	Albedo	dimensionslos
α_{PT}	Priestley-Taylor-Faktor	dimensionslos
β	Wichtungsfaktor für die Rauigkeitslänge des Feuchteprofils	dimensionslos
γ	Psychrometerkonstante	$hPa\ K^{-1}$
γ'	Winkel der Horizontüberhöhung für den Fußpunkt des Geländes	$^\circ$
ε	Emissivität	dimensionslos
ε_{atm}	Emissivität der Atmosphäre	dimensionslos
ε_{land}	Emissivität der Landoberfläche	dimensionslos
ε_{water}	Emissivität von Wasser	dimensionslos
ρ_a	Luftdichte	$kg\ m^{-3}$

ν	Kinematische Viskosität	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$
σ	Standardabweichung	abhängig von der betrachteten Variable
σ_{SB}	Stefan-Boltzmann-Konstante	$\text{W m}^{-2} \text{K}^{-4}$
∇	horizontaler Gradient	Änderung pro m

Zusammenfassung

Die Verdunstung von Bergbaufolgeseen stellt einen wesentlichen Bestandteil der regionalen Wasserbilanz im Mitteldeutschen Revier und im Lausitzer Revier dar. Ihr Verständnis ist von zentraler Bedeutung für wasserwirtschaftliche und wasserbauliche Planungen sowie ökologische Bewertungen. Der vorliegende Bericht dokumentiert die Entwicklung eines modellgestützten Konzeptes zur raumdiskreten Bestimmung der Seeverdunstung unter Einbeziehung der freien Wasserfläche und des Litoralbereiches von Bergbaufolgeseen sowie unter Berücksichtigung des Umlandes. Aufbauend auf einer umfassenden Literatur- und Methodenübersicht werden die wichtigsten physikalischen Steuerungsmechanismen der Verdunstung dargestellt und verschiedene Modellansätze vorgestellt, verglichen und entsprechend ihrer Eignung in Bezug auf die Zielstellung bewertet. Hierbei wird auch auf die Eignung des Maschinellen Lernens sowie der Fernerkundung als Mittel zur Bestimmung der Verdunstung eingegangen. Auf dieser Grundlage wird ein Konzept zur modelltechnischen Abbildung der Verdunstung entwickelt, das in einem Pilotgewässer erprobt werden kann. Wichtiger Bestandteil sind Verdunstungsmessungen, um das Konzept bei einer späteren Umsetzung validieren zu können. Der Bericht schließt mit einer Diskussion der Ergebnisse, einer Bewertung der Modellunsicherheiten sowie einem Ausblick auf die weitere Forschung und Anwendung.

Abstract

Evaporation from post-mining lakes represents a key component of the regional water balance in the Lusatian and Central German mining areas. A precise understanding of these processes is essential for hydrological management and ecological assessment. This report presents a model-based framework for spatially explicit quantification of lake evaporation, integrating open water surfaces and littoral zones and adjacent areas. Based on a comprehensive review of the literature and methods, the main physical control mechanisms of evaporation are presented and various model approaches are introduced, compared and evaluated according to their suitability in relation to the objective. The suitability of machine learning and remote sensing as means of determining evaporation is also discussed. Based on these findings, a conceptual modeling framework is developed and can be tested on a pilot lake. Crucial element of the concept is a proposed measurement setup at the location of the pilot lake, to validate a future concept implementation. The report concludes with a discussion of model performance, uncertainty analysis, and perspectives for future research and practical implementation.

1 Einleitung

Die exakte Quantifizierung der verdunstungsbedingten Wasserverluste über den Wasserflächen der bereits fertiggestellten, in Flutung befindlichen bzw. geplanten Bergbaufolgeseen ist essentiell für eine nachhaltige und ökonomische Bewirtschaftung der verfügbaren bzw. durch Überleitungen bereitgestellten Wasserressourcen in den Bergbaufolgelandschaften des Lausitzer und des Mitteldeutschen Reviers. Diese künstlich geschaffenen, teilweise sehr großen Gewässer beeinflussen nicht nur während der Flutungsphase den regionalen und bisweilen auch überregionalen Wasserhaushalt, sondern haben auch während ihrer weiteren dauerhaften Existenz Einfluss auf das lokale und mesoskalige hydrologische Regime. Dieser Einfluss ergibt sich z. B. durch die Notwendigkeit der Einleitung von Stützungswässern oder die Nutzung und Einbindung des Gewässers in Speichersysteme.

Insbesondere unter sich ändernden klimatischen Bedingungen und bei zunehmender Häufigkeit von Dürren und Trockenperioden ist die nachhaltige Bewirtschaftung dieser Gewässer eine anspruchsvolle Aufgabe. Unter der Maßgabe der Erreichung der Bewirtschaftungsziele des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz, WHG) und unter Beachtung konkurrierender wirtschaftlicher sowie ökologischer Belange stellt dies eine große Herausforderung dar. Die genaue Quantifizierung der Verdunstung ist dabei ein zentraler Aspekt, um den Wasserbedarf und verfügbare Wasserkontingente belastbar ermitteln und bilanzieren zu können.

Die Arbeit baut auf Messungen und Analysen sowie physikalisch-basierten theoretischen Überlegungen, die im Rahmen der DFG-geförderten Forschungsprojekte «TREGATA» (DFG-Projektnummer 288267759) und «MEDIWA [BBDL11.1]» (DFG-Projektnummer 445326344) durchgeführt wurden, sowie umfangreichen vorangegangenen Recherchearbeiten auf (SPANK, 2024). Es zeigt sich, dass die gegenwärtig gebräuchlichen Ansätze und Modelle zur Abschätzung und Quantifizierung der über Wasserflächen auftretenden Verdunstungsverluste nicht zu zufriedenstellenden Ergebnissen führen. Tendenziell unterschätzen diese Ansätze massiv die Verdunstung kleiner Wasserflächen. Im Gegensatz dazu führt ihre Anwendung auf große Gewässer, wie den in diesem Projekt adressierten Bergbaufolgeseen, zu unrealistisch hohen Approximationen. Ein besonderer Aspekt ist dabei, dass die bislang genutzten und von Fachgremien vorgeschlagenen Modellansätze die energetische und aerodynamische Interaktion der Wasserfläche mit umgebenden terrestrischen und semiterrestrischen Flächen nur unzureichend berücksichtigen und daher wichtige verdunstungssteuernde physikalische Prozesse vernachlässigt werden. Zahlreiche verwendete Modelle beruhen auf empirischen Beziehungen und sind daher nicht universell und insbesondere nicht unter geänderten Systembedingungen anwendbar. Teilweise werden Messgrößen als Treiber genutzt, die unter realen Bedingungen nicht oder nicht mit ausreichender Genauigkeit bzw. Repräsentativität ermittelt werden können. Darüber hinaus sind viele Modelle nur auf sehr großen Zeitskalen anwendbar, was die Anwendbarkeit dieser Ansätze für Aufgaben der wasser-

wirtschaftlichen Steuerung und des Wasserressourcenmanagements stark limitiert. Die vorhandenen Ansätze eignen sich nicht, um die räumliche Variation und Heterogenität der Verdunstung über der Wasserfläche sowie getrennt für Litoral und Pelagial zu beschreiben. Daher ist es mit den bestehenden Ansätzen auch nicht möglich, Effekte, die aus landschaftsbaulicher Umgestaltung, Veränderungen der Gewässergeomtrie und -struktur sowie aus Eingriffen in die Ufervegetation resultieren, in plausibler und belastbarer Weise abzuschätzen und entsprechend planerisch zu beachten.

Die Komplexität der Verdunstung über Bergbaufolgeseen ergibt sich aus der vielfältigen und facettenreichen Kopplung von Strahlungs-, Energie- und Wasserbilanz auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen und den spezifischen Bedingungen der Seenlandschaften, die beispielsweise durch das umliegende Relief und die umgebende Landnutzung geprägt sind. Da klassische Verfahren die Verdunstung freier Wasserflächen nicht ausreichend genau erfassen, besteht hier sowie zusätzlich im Bereich der Litoralzonen und ihrer Vegetationseinflüsse erheblicher Forschungsbedarf. Zudem erschweren atmosphärische Randeffekte und lokale Mikroklimata die raumdiskrete Modellierung.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher, ein Konzept zur Modellierung der Verdunstung von Bergbaufolgeseen zu entwickeln, das aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse und praktische Aspekte im Sinne von Datenverfügbarkeit berücksichtigt und den Anforderungen und Bedürfnissen der wasserwirtschaftlichen Planung Rechnung trägt. Dazu werden bestehende Ansätze zur Bestimmung der Verdunstung über freien Wasserflächen sowie für das Litoral systematisch aufgearbeitet, bewertet und in einem eigenständigen Modellkonzept zusammengeführt, welches an einem Pilotgewässer angewandt und getestet werden kann.

Die Arbeit selbst erfolgt im Rahmen des Projektes RegioNet WasserBoden. Das Projekt wendet sich explizit Regionen in Sachsen zu, die durch den jahrzehntelangen Abbau der Braunkohle gezeichnet sind, was mit einem tiefgreifenden Eingriff in den Wasserhaushalt verbunden war. Diese Regionen befinden sich in einem strukturellen Wandel, der durch die Beendigung der Kohleverstromung spätestens 2038 nochmals an Dynamik gewonnen hat. Ziel der Aktivitäten im Projekt RegioNet WasserBoden ist es, einen nachhaltigen Umgang mit den natürlichen Ressourcen Wasser, Boden und ökologische Vielfalt im Zuge des Strukturwandels zu unterstützen und fachlich zu begleiten. Eine verlässlichere Abschätzung der Verdunstung aus Bergbaufolgeseen stellt dabei in Bezug auf den Wasserhaushalt einen wichtigen Beitrag dar.

Der Aufbau des vorliegenden Berichts gliedert sich wie folgt: In Kapitel 2 werden das Untersuchungsgebiet sowie die spezifischen Charakteristika von Bergbaufolgeseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier beschrieben. Kapitel 3 widmet sich den physikalischen Grundlagen der Verdunstung, wobei insbesondere die Kopplung von Energie- und Wasserbilanzen sowie die Besonderheiten des Litoralbereichs

betrachtet werden. In Kapitel 4 erfolgt eine systematische Aufarbeitung des aktuellen Forschungsstandes zur raumdiskreten Modellierung, inklusive einer Bewertung verschiedener methodischer Ansätze. Darauf aufbauend wird in Kapitel 5 das eigentliche Modellkonzept entwickelt; dies umfasst den Entwurf eines Monitoring-Systems und die Integration des numerischen 2D-Modells HIRVAC und Verfahren des Maschinellen Lernens. Die praktische Anwendbarkeit und Verfeinerung dieses Konzeptes wird in Kapitel 6 beispielhaft an einem Pilotgewässer (Scheibe-See) dargelegt. Der Bericht schließt in Kapitel 7 mit einer zusammenfassenden Bewertung der Ergebnisse sowie einem Ausblick auf zukünftige Forschungs- und Anwendungsperspektiven ab.

2 Untersuchungsgebiet und Charakterisierung von Bergbaufolgeseen

2.1 Lausitzer und Mitteldeutsches Revier

Das Lausitzer Revier und das Mitteldeutsche Revier liegen am südlichen Rand des Mitteleuropäischen Tieflandes, an der Grenze zur Mitteleuropäischen Mittelgebirgsschwelle und gehören gemeinsam mit dem Rheinischen Revier zu den drei deutschen Braunkohleabbaugebieten (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014).

Der wachsende Bedarf nach dem Energieträger Braunkohle, wie in Zeiten der einsetzenden Industrialisierung, des Wirtschaftswachstums in der Weimarer Republik oder im Zuge der Aufrüstung des Dritten Reiches sowie die Weiterentwicklung der Veredlungsverfahren und die Steigerung der Verwendungsmöglichkeiten der Braunkohle gingen in der Geschichte der Reviere einher mit zunehmenden Fördermengen.

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts war die Gewinnung im Tagebau die zunehmend bestimmende Abbau-methode der Braunkohle (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014). Große Brikettfabriken und eine eigene Industrie- und Eisenbahninfrastruktur wurden errichtet. Im Lausitzer Revier wurde der erste Schaufelradbagger im Jahr 1923 und die erste Abraumförderbrücke im Jahr 1925 eingesetzt (UHLMANN et al., 2023). Dies markierte den Beginn der industriellen Braunkohlenförderung im Lausitzer Revier.

Infolge des 2. Weltkrieges erfuhr die Braunkohleförderung eine deutliche Abnahme. Es fehlte der Strom für die Sumpfung der Gruben, Kraftwerksanlagen waren zerstört oder wurden demontiert (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014). Zur Sicherung der Energieversorgung der DDR und zur Herstellung der Energieautarkie folgte die systematische Erkundung der Braunkohlenvorräte, die Steigerung der Braunkohlenförderung und der Aufbau des europaweit größten Braunkohleveredelungswerkes Schwarze Pumpe beginnend in 1955. Nach der ersten Ölkrise 1973 wurde die Braunkohlenproduktion bis 1989 auf über 300 Mio. t/a gesteigert, das Land hatte damit die weltweit höchste Förderung. Im Zuge der Deutschen Einheit ging die Förderung nach 1990 stark zurück. In 31 der 39 Großtagebaue in Ostdeutschland wurde die Abbautätigkeit eingestellt, dazugehörige Kraftwerksanlagen schlossen, ehemalige Großkombinate der DDR wurden umstrukturiert. Es fanden einschneidende Produktions- und Strukturanpassungen sowie massive Rationalisierungen statt. Der nicht privatisierungsfähige Teil der Braunkohlenindustrie mit einer mittelfristig stillzulegenden Produktion (Auslaufbergbau) wurde zusammen mit den bereits stillgelegten Betrieben der Braunkohlesanierung zugeordnet, die wirtschaftlich überlebensfähigen Betriebe wurden privatisiert. Aus den verschiedenen Umstrukturierungen gingen die heutige Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) als Projektträger des Auslaufbergbaus und der Braunkohlesanierung sowie die heutige Lausitz Energie Bergbau AG (Lausitzer Revier) und die MIBRAG GmbH (Mitteldeutsches Revier) als aktive Bergbauunternehmen hervor.

Die Braunkohlesanierung erfolgt seitdem mit öffentlichen Mitteln in Projektträgerschaft der LMBV und wird gesteuert und überwacht vom Steuerungs- und Budgetausschuss der Braunkohlesanierung (StuBA).

Gemäß dem Kohleverstromungsbeendigungsgesetz (KVBG) wird Deutschland bis spätestens Ende 2038 die Kohleverstromung aus Braunkohle und die Gewinnungstätigkeiten beenden. Der Braunkohlenbergbau im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier hinterlässt eine stark veränderte Landschaft mit umfassenden Eingriffen in die natürlichen Ressourcen wie den Gebietswasserhaushalt der Reviere. Die Tagebauaktivitäten erforderten Sumpfungsmaßnahmen und eine bergbauliche Wasserhaltung. Grundwasserführende Deckgebirgsschichten wurden entwässert, Fließgewässer zur Aufnahme der Sumpfungswässer ausgebaut, abgedichtet und im Tagebauumgriff umverlegt. Mit dem Ende der Kohleförderung, dem Rückgang der Sumpfungswassereinleitungen, der Flutung der Tagebaurestlöcher und der Rekultivierung der Kippenflächen erfährt die Landschaft einen erneuten drastischen Wandel.

Die stillgelegten Tagebaue wurden und werden geotechnisch gesichert und anschließend geflutet, wodurch bis Mitte des 21. Jahrhunderts großflächige Seenlandschaften entstehen, die Chancen für Tourismus und Naturschutz bieten. Als Beispiel sind das «Leipziger Neuseenland» und das «Lausitzer Seenland» zu nennen. Ausgewählte Bergbaufolgeseen werden als wasserwirtschaftliche Speicher hergestellt, welche die Chance für ein gezieltes Wassermanagement bieten. Die Tagebaurestlöcher in denen keine aktiven Gewinnungstätigkeiten mehr durchgeführt werden, befinden sich derzeit entweder im Prozess der Flutung oder haben ihren Zielwasserstand bereits erreicht. Einige der dadurch entstandenen Seen sind zur touristischen Nutzung freigegeben.

Das **Mitteldeutsche Braunkohlerevier** dehnt sich über Teile von Sachsen-Anhalt, den Osten Thüringens bis nach Nordwestsachsen aus. Das Revier lässt sich in drei Teilreviere gliedern: das Gräfenhainichen-Bitterfeld-Delitzscher Revier, das Weißeelsterbecken (gegliedert in den Südraum Leipzig und das Zeitz-Weißenfels-Hohenmölsener Revier) sowie das Geiseltal-Amsdorfer Revier (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014).

Es erstreckt sich hauptsächlich über die Leipziger Tieflandsbucht, welche eine ebene Fläche mit geringen Erhebungen darstellt, die leicht nach Nordosten abfällt. Das hydromorphologische Regime ist geprägt durch die meist breiten und flachen Täler der Saale, Weiße Elster, Pleiße und Mulde. Durch die Bergbauaktivitäten sind die Verläufe der Weißen Elster und der Pleiße sowie deren Zuflüsse teilweise ausgebaut und kanalisiert.

Die Braunkohlevorkommen des Mitteldeutschen Reviers sind seit dem 14. Jahrhundert bekannt (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014). Zunächst erfolgte die Gewinnung in kleinen Gruben, zum Teil im Tiefbau. Ende des 19. Jahrhunderts bildeten sich mehrere Großbetriebe.

Gegenwärtig wird die Braunkohle in den Tagebauen Profen und Vereinigtes Schleenhain im Südraum von Leipzig durch die MIBRAG GmbH sowie im Tagebau Amsdorf westlich von Halle durch die ROMONTA GmbH gewonnen.

Im Hinblick auf die anstehenden wasserwirtschaftlichen Sanierungsaufgaben im Mitteldeutschen Revier sind aktuell noch 1,3 Mrd. m³ in den Bergbaufolgeseen der LMBV und in den Grundwasserleitern aufzufüllen (LMBV, 2025). Zuzüglich der Wasserbedarfe zur Flutung der aktiven Tagebaue der MIBRAG GmbH in Höhe von circa 1,6 Mrd. m³ beträgt das Gesamtdefizit circa 3 Mrd. m³ (MIBRAG, 2021). Der größte Teil der Bergbaufolgeseen der LMBV hat seinen Endwasserstand erreicht. Die größten Wasserdefizite bestehen noch im Concordia See (sanierungsbedingt) und im Lappwaldsee (Flutung im Eigenaufgang und durch MIBRAG-Einleitungen).

Im Jahr 2025 wurde die Bewirtschaftungszentrale Südraum Leipzig gegründet, die der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) angegliedert ist. Sie ist ein gemeinsames und länderübergreifendes Projekt im Auftrag der strategischen Arbeitsgruppe Flussgebietsbewirtschaftung Westsachsen. Aufgabe ist die nachhaltige Steuerung des Wasserdargebots im Südraum Leipzig, insbesondere die Bewirtschaftung der Bergbaufolgeseen und Flüsse im Einklang mit den Bewirtschaftungsgrundsätzen.

Das **Lausitzer Braunkohlerevier** erstreckt sich vom Süden Brandenburgs bis in den Nordosten Sachsens. Die Tagebaue befinden sich hauptsächlich in der Niederlausitz. Die Tagebaue bei Berzdorf in der Nähe von Görlitz und Olbersdorf in der Nähe von Zittau liegen in der Oberlausitz und stellen als Besonderheit Beckenlagerstätten mit geringer Ausdehnung dar (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014).

Die Abbaugelände sind größtenteils im Lausitzer Urstromtal gelegen. Als Beispiele sind die Tagebaue Nochten und Reichwalde zu nennen. Weitere Tagebaue liegen auf dem Niederlausitzer Grenzwall (z. B. Welzow-Süd) und im Baruther Urstromtal (z. B. Cottbus-Nord und Jänschwalde). Naturräumlich ist das Gebiet dem Übergangsbereich des Nordostdeutschen Tieflandes zum Ostsächsischen Hügel- und Bergland zuzuordnen.

Das hydromorphologische Regime ist geprägt durch die Flusssysteme von Lausitzer Neiße, Spree und Schwarzer Elster. Zahlreiche Teichgebiete geben Hinweis auf grundwassernahe Lagen. Zur Ableitung des Sumpfungswassers und zum Aufschluss der Braunkohlefelder erfolgte der Ausbau und die Verlegung von Fließgewässern wie zum Beispiel Spree, Schwarze Elster und Weißer Schöps.

Der erste nachweisliche Braunkohlenfund mit anschließender Gewinnung im Jahr 1789 befand sich nördlich der heutigen Stadt Lauchhammer (UHLMANN et al., 2023). Zunächst erfolgte der Abbau des oberflächennah anstehenden 1. Lausitzer Braunkohlenflözes. Später wurde zunehmend das in den Urstromtälern liegende, im gesamten Niederlausitzer Lagerstättenrevier verbreitete 2. Lausitzer Braunkohlenflöz erschlossen.

Gegenwärtig wird die Braunkohle in drei aktiven Tagebauen gewonnen. Dies sind Welzow-Süd in Brandenburg sowie Nochten und Reichwalde in Sachsen. Sie versorgen die nahe gelegenen Braunkohlkraftwerke Jänschwalde und Schwarze Pumpe (beide Brandenburg) und Boxberg (Sachsen) sowie den Veredlungsbetrieb Schwarze Pumpe.

Im Hinblick auf die anstehenden wasserwirtschaftlichen Sanierungsaufgaben im Lausitzer Revier sind in Bezug auf den nachbergbaulichen Endzustand aktuell noch jeweils 300 Mio. m³ in den Bergbaufolgeseen der LMBV und in den Grundwasserleitern aufzufüllen (LMBV, 2025). Hinzu kommt ein Wasserbedarf von circa 1,9 Mrd. m³ zur Flutung der Bergbaufolgeseen und 3,2 Mrd. m³ zur Auffüllung des Porenraums im Grundwasserabsenkungstrichter der Lausitz Energie Bergbau AG zum Zeitpunkt des Kohleausstiegs 2038 (UHLMANN et al., 2023).

Im Jahr 2000 wurde die Flutungszentrale Lausitz (jetzt Wasserbewirtschaftungszentrale Lausitzer Revier – WBLR) gegründet, die organisatorisch bei der LMBV angesiedelt ist. Ihre vorrangige Aufgabe war es, die Flutung der entstehenden Bergbaufolgeseen fachlich und länderübergreifend zu steuern und zu koordinieren. Neben der noch in Einzelfällen nötigen Flutung ehemaliger Tagebaurestlöcher übernimmt die WBLR heute vor allem länderübergreifende Aufgaben der Steuerung der Wasserverteilung zur wasserwirtschaftlichen Nachsorge der Bergbaufolgeseen (BFS) sowie der Wasserbewirtschaftung zur Sicherung der geforderten Mindestabflüsse in den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster.

2.2 Besonderheiten von sächsischen Bergbaufolgeseen

Bergbaufolgeseen sind Standgewässer, die durch eine spezifische, montan geprägte Genese entstanden sind. Im engeren Kontext dieses Projektes werden mit dem Begriff «Bergbaufolgeseen» kleine und große Seen bezeichnet, die sich auf den Flächen ehemaliger Braunkohletagebaue befinden. Diese Seen sind zumeist gezielt und hydrologisch geplant, durch Flutung mit Oberflächenwasser bzw. durch den Wiederanstieg von Grundwasser in den durch den Tagebau erzeugten Hohlformen (Tagebaurestlöcher) entstanden. Sie wurden für den dauerhaften Verbleib in der Landschaft angelegt. Im weiteren Kontext bezeichnet der Begriff «Bergbaufolgensee» jedoch auch solche Standgewässer, die infolge von oberirdischen bergbaulichen Aktivitäten zur Bau- und Rohstoffgewinnung, zum Beispiel auch auf den Abbauflächen von Sand-, Kies- und Tongruben entstanden sind und den Kriterien eines Sees entsprechen. Bergbaufolgeseen unterscheiden sich von natürlichen Gewässern insbesondere durch ihre vergleichs-

weise kurze Entstehungsgeschichte. Die hydrochemischen Eigenschaften eines Bergbaufolgesees sind daher oft noch sehr direkt von der vorherigen bergbaulichen Nutzung der Fläche geprägt.

Ebenso weisen die mit dem See verbundenen Grund- und Oberflächengewässer typischerweise eine montan geprägte Beeinflussung auf.

An Standorten mit durchlässigem Untergrund steht der Wasserkörper des Bergbaufolgesees in einem engen Kontakt mit dem angrenzenden Grundwasserkörper. Grundwasserstandsänderungen, aber auch hydrochemische Veränderungen im Grundwasser, haben daher sehr direkte Auswirkungen auf die limnologischen bzw. hydrologischen Verhältnisse des Sees.

Anders als natürliche Seen unterliegen Bergbaufolgeseen wie auch Talsperren oft einer gezielten wasserwirtschaftlichen Steuerung und Kontrolle. Bei den meisten Talsperren resultiert deren Wassermengenbewirtschaftung in der Regel aus den hydrologischen Gegebenheiten des oberstromig gelegenen Einzugsgebietes. Der Wasserhaushalt von vielen Bergbaufolgeseen in Sachsen, insbesondere im Lausitzer Revier, ist häufig überprägt von größeren Um- und Einleitungen von Oberflächenwasser aus teilweise weit entfernt liegenden Einzugsgebieten oder von Sumpfungswässern. Sumpfungswasser ist Grundwasser, das beim Braunkohletagebau über Pumpen zu Tage gefördert wird, um den Tagebau trockenulegen bzw. trocken zu halten. Hierzu notwendige bauliche Elemente sind entsprechend so ausgelegt, dass sie die Ein-, Aus- und Überleitung von Wasser im Rahmen der Umsetzung von Flutungsvorhaben und Nachsorgemaßnahmen sowie nachfolgende Nutzungen, z. B. in Form von Speicherbecken, gewährleisten können. Die Seen des Mitteldeutschen Reviers werden insbesondere durch das Eigendargebot über Zutritte aus dem Grundwasser gespeist. Lediglich der Verbund Zwenkauer See – Cospudener See wird als klassischer «Speicherverbund» bewirtschaftet.

Die Landschaften, in denen sich die sächsischen Bergbaufolgeseen des Lausitzer und des Mitteldeutschen Reviers befinden, sind durch vergleichsweise flache topographische Bedingungen mit wenig variabler Orographie charakterisiert. Diese Lage unterscheidet die Bergbaufolgeseen von sächsischen Talsperren, die sich zumeist in Mittelgebirgen und deren Vorländern befinden. Klassische Abschlussbauwerke wie Staumauern und -dämme sind bei Bergbaufolgeseen strukturell weniger präsent.

Für die Entwicklung eines sich weitgehend selbstregulierenden Wasserhaushalts ist eine möglichst präzise Abschätzung der aktuellen Verdunstungsmengen und deren Prognose notwendig. Bei Bergbaufolgeseen ist die Verdunstung über der Wasserfläche eine wichtige Bilanzgröße des Wasserhaushalts und deren korrekte Quantifizierung entscheidend. In diesem Zusammenhang sei auch darauf hingewiesen, dass die Verdunstung bzw. die verdunstungsbedingten Wasserstandsänderungen massiv Einfluss auf die im See stattfindenden chemischen, physikalischen und biologischen Prozesse haben. Entsprechend ist ein u. a. an die Verdunstung angepasstes wasserwirtschaftliches Management mit entsprechender

Steuerung und zielgerichteter Einleitung unabdingbar für die Einhaltung vorgegebener geotechnischer, hydrochemischer bzw. ökologischer Zielvorgaben.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die verdunstungssteuernden physikalischen Prozesse über Bergbaufolgeseen völlig identisch sind mit den physikalischen Prozessen, wie diese über natürlichen Seen oder Talsperren auftreten. Jedoch ist die Relevanz und Ausprägung der verschiedenen Prozesse und Teilprozesse sehr stark von konkreten gewässerinternen Spezifika sowie den Spezifika des Umlands und den daraus resultierenden Wechselwirkungen abhängig. Wie natürliche Seen weisen daher auch Bergbaufolgeseen eine Individualität auf und müssen daher in ihrem allgemeinen Verhalten und in ihren örtlichen Gegebenheiten analysiert werden (DYCK & PESCHKE, 1995).

Die biologische Sukzession der Bergbaufolgeseen, u. a. der Ufervegetation, aber auch ihres Umlandes ist häufig nicht abgeschlossen und befindet sich in einer dynamischen Entwicklung. Auch die hydro- und geochemischen Merkmale der Seen unterliegen noch relevanten Änderungen. Diese Eigenschaften bedingen ein abweichendes Verdunstungsverhalten im Vergleich zu natürlichen Seen sowie den Talsperren im Freistaat Sachsen.

2.3 Allgemeine Lage und Klima

Beide Braunkohlereviere liegen im Norden Sachsens und weisen eine ähnliche naturräumliche Prägung auf. Die Landschaft ist überwiegend flach bis schwach hügelig, größere Reliefunterschiede fehlen weitgehend. Klimatisch befindet sich die Region in einem Übergangsbereich zwischen atlantisch beeinflusstem Klima und Kontinentalklima, was sich in moderaten Temperatur- und Niederschlagsverläufen äußert. Im Vergleich zum sächsischen Durchschnitt fällt in beiden Revieren deutlich weniger Niederschlag. Für den Zeitraum 1961–2023 beträgt er im Mittel nur knapp 600 Millimeter pro Jahr und liegt damit im unteren Bereich der sachsenweiten Niederschlagssummen. Gleichzeitig ist die potentielle Verdunstung mit über 600 Millimetern pro Jahr im selben Zeitraum sehr hoch (KÖRNER & MODEROW, 2025). Aus dem Zusammenspiel von relativ geringem Niederschlag und hoher Verdunstung ergibt sich im Mittel eine negative klimatische Wasserbilanz. Die Jahresmitteltemperatur bewegt sich mit etwa 9 °C im Zeitraum 1991–2023 im oberen Bereich der für Sachsen typischen Werte. Damit zählen beide Reviere zu den vergleichsweise warmen Regionen des Freistaats. In Kombination mit der geringen Niederschlagsmenge und der hohen potentiellen Verdunstung resultiert daraus ein insgesamt eher trocken-warmes Klima, das für die Wasserhaushalts- und Landschaftsentwicklung eine zentrale Rahmenbedingung darstellt. Beide Reviere werden der kühlgemäßigten Kimazone der Waldklimare zugeordnet, wobei die niederschlagsärmeren und trockeneren subozeanischen Waldklimare bestimmend sind (DREBENSTEDT & KUYUMCU, 2014). Der Ostrand der Lausitz, insbesondere die Niederlausitz, ist teilweise beeinflusst durch subkontinentale Klimare.

2.4 Emerse Makrophyten an Bergbaufolgeseen

Mit der Zeit etablieren sich auch an Bergbaufolgeseen verschiedene Vegetationszonen. Hierbei entwickeln sich im Laufe der Sukzession im Übergangsbereich zwischen der freien Wasserfläche und dem terrestrischen Umland Bereiche mit Unterwasser-, Schwimmblatt- und Röhrichtvegetation sowie der Bruchwaldzone. Im Folgenden soll auf Wasserpflanzen (Makrophyten) eingegangen werden. Emerse Makrophyten sind hierbei Makrophyten, die im Wasser wurzeln, aber Pflanzenteile (Triebe, Blätter, Blüten) oberhalb der Wasseroberfläche aufweisen. In Bezug auf das zu erstellende Modellkonzept ist es wichtig zu wissen, welche emergse Makrophyten typischerweise an Bergbaufolgeseen anzutreffen sind, da die auszuwählenden Ansätze die Möglichkeit bieten sollen, ebenfalls die Verdunstung aus Bereichen mit emersen Makrophyten abzubilden.

Für die Analyse emerger Makrophyten von Bergbaufolgeseen wurden Daten durch das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) bereitgestellt, die durch die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) erhoben wurden. Hierbei wurde das Verfahren Phylib (SCHAUMBURG et al., 2012; LAWA-AO, 2021; SCHAUMBURG et al., 2021) angewandt. Das Determinationsniveau entspricht den Vorschriften des Verfahrens, d. h. die Makrophyten wurden überwiegend bis auf die Art bestimmt. Die Erfassung von Makrophyten (emerse und nicht emerse) erfolgt bei dem Verfahren entlang von Transekten, wobei sich die Anzahl der Transekte nach der Größe des Sees richtet (LAWA-AO, 2021). Die Transekte liegen senkrecht zur Uferlinie und haben Breiten zwischen 20 m und 30 m (LAWA-AO, 2021). Neben der Auflistung der angetroffenen, verfahrensrelevanten Arten wird eine Abschätzung zur Pflanzenmenge vorgenommen. Tabelle 1 enthält hierzu Informationen.

Tabelle 1: Beurteilung der Pflanzenmenge nach KOHLER (1978) zitiert in SCHAUMBURG et al. (2021), ergänzt um Angaben aus PALL et al. (2021); Beschreibung 2)

Index	Beschreibung 1	Beschreibung 2
1	sehr selten	nur Einzelpflanzen
2	selten	einzelne Pflanzenbestände
3	verbreitet	mäßig dichte Pflanzenbestände
4	häufig	dichte Pflanzenbestände
5	häufig bis massenhaft	sehr dichte Pflanzenbestände

Die zur Verfügung gestellten Daten umfassten 18 Bergbaufolgeseen, die zwischen 2019 und 2024 beprobt wurden. Es wurden insgesamt 96 Transekte beprobt, wobei einige wenige in dem betreffenden Zeitraum zweimal beprobt wurden. Es wurden nur die Makrophyten in die Auswertung einbezogen, die emers sind. Informationen dazu, ob bestimmte Makrophyten emers oder nicht emers sind, wurden den zur Verfügung gestellten Daten entnommen. Die Auswertung erfolgte auf taxonomischer Ebene der Gattung, da alle Einträge bis zur Gattung, jedoch nicht bis zur Art bestimmt vorlagen.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die vorgefundenen Gattungen an den 18 Bergbaufolgeseen. Die Gattung *Phragmites* (Schilfrohr) wurde an allen untersuchten Seen nachgewiesen (18 Seen). Am zweithäufigsten wurde *Typha* (Rohrkolben) vorgefunden (13 Seen). Relativ häufig sind auch die Gattungen *Juncus*, *Eleocharis*, *Schoenoplectus* (Binsen) anzutreffen (an 6 bis 8 Seen). Alle anderen Gattungen wurden nur an einem oder zwei Seen nachgewiesen. Die Seen mit dem höchsten Gattungsreichtum sind der Cospudener See und der Bärwalder See (jeweils 8 Gattungen), gefolgt vom Störmthaler See und dem Dreiweiberner See (jeweils 6 Gattungen). Die bisherigen Ausführungen legen nur dar, ob eine Gattung vorhanden ist oder nicht. Darüber hinaus ist es jedoch auch wichtig zu wissen, in welcher Häufigkeit diese Gattungen vorkommen. Von den in Tabelle 2 dargestellten Gattungen treten nur *Phragmites* und *Typha* häufig bis massenhaft auf, d. h. sie bilden dichte und sehr dichte Bestände. Die Gattungen *Juncus*, *Eleocharis* und *Schoenoplectus* treten nur an 3 oder weniger Transekten als zumindest verbreitet auf. Diese bilden demnach nur selten mäßig dichte Pflanzenbestände

Tabelle 2: Nachgewiesene Pflanzengattungen entlang von Transekten an 18 Bergbaufolgeseen basierend auf Erhebungen zwischen den Jahren 2019–2024. Zusammenstellung und Darstellung auf der Grundlage von Daten des LfULG, Datenerhebung: BfUL. Die gelbe Hinterlegung kennzeichnet die Gattung, die an allen untersuchten Seen anzutreffen war (*Phragmites*), gefolgt von *Typha* (grün hinterlegt) und verschiedenen Binsengattungen (blau hinterlegt)

Gewässer	Anzahl Transekte	<i>Carex</i>	<i>Epi-lobium</i>	<i>Equi-setum</i>	<i>Hippuris</i>	<i>Lud-wigia</i>	<i>Lycopus</i>	<i>Lysima-chia</i>	<i>Nuphar</i>	<i>Persica-ria</i>	<i>Rorippa</i>	<i>Juncus</i>	<i>Eleocha-ris</i>	<i>Schoe-noplec-tus</i>	<i>Typha</i>	<i>Phalaris</i>	<i>Phrag-mites</i>	Anzahl Gattungen
Bernsteinsee	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	2
Berzdorfer See	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	2
Cospudener See	7	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	4	4	2	1	7	8
Geierswalder See	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	2
Hainer See	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	9	3
Harthsee	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5	2
Markkleeberger See	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	2
Neuhauser See	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	2
Partwitzer See	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	6	4
Paupitzscher See	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Scheibe-See	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	2
Schladitzer See	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	2
Seelhausener See	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	6	3
Speicher Bärwalde	6	0	0	0	0	1	1	2	0	0	1	0	1	1	2	0	6	8
Speicher Dreiweibern	6	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	2	0	2	0	5	6
Störmthaler See	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	3	2	3	0	5	6
Werbelineer See	4	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	4
Zwenkauer See	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	4	4
Anzahl See		1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	8	6	6	13	1	18	

Im Rahmen des zu entwickelnden Konzeptes für die Bestimmung der Verdunstung aus Bergbaufol-gesehen ist daher in erster Linie die Gattung *Phragmites* relevant sowie nachfolgend die Gattung *Typha*. Beide gehören der Ordnung der Süßgrasartigen an und weisen daher physiologische Ähnlichkeiten auf, die bei einer Parametrisierung im Verdunstungsmodell genutzt werden können. Für eine raumdiskrete Verdunstungsmodellierung wäre es hilfreich, in weiteren Studien das flächenhafte Auftreten dieser bei-den Gattungen zu ermitteln (z. B. auf Basis von Fernerkundungsdaten, u. a. Orthofotos, unter Nutzung der Reflektionen in verschiedenen Wellenlängenbereichen der kurzwelligen Strahlung).

3 Grundlagen der Verdunstung

Im Folgenden wird gekürzt auf wichtige Grundlagen in Bezug auf die Verdunstung allgemein und in Bezug auf die Verdunstung aus Gewässern und aus ihrer Uferzone eingegangen. Für eine umfassende Darstellung wird auf OKE (1987), GARRATT J. R. (1991), BRUTSAERT (1982), DYCK & PESCHKE (1995) sowie SPANK (2024) verwiesen.

3.1 Verdunstung – allgemeine Grundlagen

3.1.1 Verdunstung und Verdunstungskomponenten in natürlichen Systemen

Nach DYCK & PESCHKE (1995), ist Verdunstung «der physikalische Vorgang, bei dem Wasser bei Temperaturen unter dem Siedepunkt vom flüssigen oder festen in den gasförmigen Aggregatzustand übergeht.» (S. 180).

Typischerweise werden bei der Verdunstung die Teilkomponenten Transpiration (T), Interzeption (I) und Evaporation (E) unterschieden (DYCK & PESCHKE, 1995; DVWK, 1996).

Transpiration (T): bezeichnet die physiologisch gesteuerte Abgabe von Wasserdampf durch Pflanzen an die Atmosphäre.

Evaporation (E): bezeichnet die rein durch physikalische Prozesse gesteuerte Verdunstung von Wasser aus der Bodenmatrix oder von Wasserflächen.

Interzeptionsverdunstung (I): bezeichnet die Verdunstung von Wasser, welches auf Pflanzenoberflächen während und nach Niederschlagsereignissen gespeichert wird. Diese Verdunstung unterliegt einer rein physikalischen Steuerung. Die Höhe der Interzeptionsverdunstung wird jedoch durch die Struktur der Pflanzen (z. B. Blattfläche, Höhe) und durch die meteorologischen Bedingungen (z. B. Andauer des Niederschlagsereignisses und dessen sich ändernde Intensität) beeinflusst. Dementsprechend ist der Anteil von I an der Gesamtverdunstung variabel.

Die Summe aus T, I und E wird als Evapotranspiration (ET)

$$ET = T + I + E \quad (1)$$

bezeichnet. Die Verdunstung freier Wasseroberflächen ergibt sich allein aus der Evaporation, da hier keine Transpiration und keine Interzeptionsverdunstung auftritt.

3.1.2 Verdunstung und die Kopplung von Wasser-, Energie- und Strahlungsbilanz

Die Evapotranspiration ist Teil des Wasserhaushalts (Gleichung 2), siehe auch (DYCK & PESCHKE, 1995).

$$P + R_{in} = ET + R_{out} + \Delta S \quad (2)$$

mit Niederschlag (P), Zustrom von Grund- und Oberflächenwasser (R_{in}), Evapotranspiration (ET), Abfluss von Grund- und Oberflächenwasser (R_{out}) und Wasserspeicheränderung im hydrologischen System (ΔS). Je nach betrachteter Raum- und Zeitskala kann ΔS ein oder mehrere Prozesse der Wasserspeicheränderung umfassen, wie z. B. die Wasserspeicheränderung in Oberflächengewässern und die Änderung des Bodenwasservorrats.

Phasenübergänge des Wassers von flüssig oder auch von fest zu gasförmig sowie umgekehrt sind mit Bindung von Energie bzw. Freisetzen von Energie verbunden. Die Energie, die bei Phasenübergängen des Wassers umgesetzt wird, ist als latenter Wärmestrom (LE) Teil der Energiebilanz. Die Energiebilanz für einen betrachteten Landschaftsausschnitt lässt sich wie folgt formulieren (siehe hierzu auch OKE, 1987):

$$R_n - G - \Delta Q = H + LE \quad (3)$$

mit Nettostrahlung (R_n), Bodenwärmestrom (G), Wärmespeicheränderung (ΔQ), sensiblen Wärmestrom (H) und dem latenten Wärmestrom (LE). Die linke Seite der Gleichung 3 wird auch als verfügbare Energie bezeichnet, die sich auf H und LE aufteilt (rechte Seite der Gleichung 3). Die Wärmeströme H und LE sind überwiegend turbulenter Natur, wobei der Energieaustausch vor allem in der vertikalen Richtung erfolgt. H und LE können jedoch auch nicht-turbulente Anteile (Advektion) umfassen, die insbesondere in heterogenen Landschaftsabschnitten relevant sind, jedoch schwer zu messen sind (siehe u. a. LEUNING et al., 2008; AUBINET et al., 2010; MODEROW et al., 2021a). Über solche Anteile ist es möglich, dass zusätzlich Energie in das System eingetragen wird, die dann ebenfalls zusätzlich für Verdunstungsprozesse zur Verfügung steht. Diese zusätzliche Energie kann Verdunstungswerte bedingen, die energetisch größer als R_n sind. In diesem Zusammenhang ist der sensible Wärmestrom relevant.

Die Nettostrahlung (R_n) ist Teil der Energiebilanz und ist das Ergebnis der Strahlungsbilanz (Gleichung 4) an der Erdoberfläche. Sie berechnet sich aus der Summe der kurzwelligen Strahlungsbilanz und der langwelligen Strahlungsbilanz. Die kurzwellige Strahlungsbilanz ergibt sich aus der eingestrahnten solaren Strahlung (K_{down}) abzüglich deren Reflexion an der betrachteten Oberfläche (K_{up}). Für einige Anwendungen wird die kurzwellige Strahlung weiter unterteilt in direkte kurzwellige Strahlung (gerichtete Strahlung, dominierend bei unbedecktem Himmel) und diffuse kurzwellige Strahlung (ungerichtete

Strahlung, dominierend bei bedecktem Himmel). Die langwellige Strahlungsbilanz ergibt sich aus der absorbierten thermischen Strahlung (L_{down} , Gegenstrahlung) abzüglich der thermischen Strahlung, die von der betrachteten Oberfläche (L_{up}) emittiert wird. L_{down} stammt dabei aus der Atmosphäre sowie bei Horizonteinschränkung von den umgebenden Raumstrukturen. Die Nettostrahlung ist variabel in Zeit und Raum und hängt u. a. von der Albedo α (Vermögen einer Oberfläche, solare Strahlung zu reflektieren) und auch von z. B. der Oberflächentemperatur und der Emissivität der betrachteten Oberfläche ab.

$$R_n = K_{\text{down}} - K_{\text{up}} + L_{\text{down}} - L_{\text{up}} \quad (4)$$

Über die Nettostrahlung (R_n) stehen Energie- und Strahlungsbilanz mit einander in Verbindung. R_n bestimmt maßgeblich die zur Verfügung stehende Energie und hat somit letztlich auch Einfluss auf die Höhe der Verdunstung.

Aufgrund dessen, dass die bei Verdunstungsprozessen umgesetzte Energie Teil der Energiebilanz ist, lässt sich die Evapotranspiration direkt aus dem latenten Wärmestrom (LE) errechnen.

$$ET = \frac{LE}{L_v} \quad (5)$$

wobei L_v die Verdampfungswärme bezeichnet. Diese beträgt näherungsweise $2,5 \cdot 10^6 \text{ J kg}^{-1}$ und ist leicht temperaturabhängig.

3.1.3 Verdunstung – grundlegende physikalische Steuerung

Der Verdunstungsprozess wird maßgeblich bestimmt durch:

1. die für die Verdunstung verfügbare Energie,
2. das für die Verdunstung verfügbare Wasser,
3. die Sättigung der oberflächennahen Luft mit Wasserdampf, und
4. die Ventilation (Abtransportieren gesättigter Luft, Heranführen ungesättigter Luft).

Punkt (1) bedingt, dass Verdunstung energielimitiert sein kann (siehe hierzu auch Gleichung 3, Energiebilanz) und Punkt (2), dass die Verdunstung wasserlimitiert sein kann. Für eine ausführliche Beschreibung dieser beiden Aspekte wird auf BUDYKO (1948) zitiert in BUDYKO & MILLER (1974) sowie auf Anwendungen und Weiterentwicklungen der Arbeit von BUDYKO in z. B. TOMER & SCHILLING (2009), RENNER (2014), VAN DER VELDE et al. (2013), GREVE et al. (2015) und WANG et al. (2016) verwiesen.

Punkt (3) sagt aus, dass die Verdunstung von der Sättigung der Luft mit Feuchte abhängig ist, was das Bestreben der Luft Wasserdampf aufzunehmen umschreibt. Dieses wird typischerweise mit dem Wasserdampfsättigungsdefizit (VPD, Englisch: vapour pressure deficit) wiedergegeben (Gleichung 6).

$$VPD = e_s - e \quad (6)$$

wobei e_s den Sättigungsdampfdruck¹ (abhängig von der Temperatur) und e den aktuellen Dampfdruck der Luft bezeichnen.

Punkt (4) besagt, dass die Luft über einer verdunstenden Oberfläche ausgetauscht werden muss, da sich sonst die der Oberfläche anliegende Luftschicht mit der Zeit aufsättigt und das Bestreben der Luft, Wasserdampf aufzunehmen, abnimmt bzw. bei vollständiger Sättigung zum Erliegen kommt. Wie und in welchem Ausmaß der Luftaustausch erfolgt, hängt von einer Vielzahl von Faktoren und deren Wechselwirkungen ab, z. B. der Charakteristik der Oberfläche wie Bewuchs und Rauigkeit, der Windgeschwindigkeit, der atmosphärischen Schichtung und der Ausprägung der Turbulenz. Eine vereinfachte Darstellung zur Wirkung ausgewählter Faktoren auf die Verdunstung enthält Tabelle 3. Für ausführliche und umfassende Beschreibungen wird auf OKE (1987), GARRATT J. R. (1991) und MONTEITH & UNSWORTH (2008) verwiesen.

Es ist zu beachten, dass die verschiedenen Treiber für die Verdunstung kleinräumig variieren können. Beispielsweise können bei lokal variierender Bodenfeuchte unterschiedliche Mengen an Wasser für die Verdunstung lokal zur Verfügung stehen. Beschattete und besonnte Bereiche wechseln kleinräumig und erfahren einen unterschiedlichen Energiegewinn über die Strahlung, was wiederum kleinräumig variierende Mengen an verfügbarer Energie bedeuten kann. Weiterhin sind atmosphärische Größen wie z. B. Strahlung und Lufttemperatur durch typische Jahresgänge (Sommer versus Winter) und Tagesgänge (Tag versus Nacht) gekennzeichnet, d. h. es besteht neben der räumlichen Variabilität auch eine zeitliche Variabilität. Darüber hinaus kann die Verdunstung selbst rückkoppelnde Effekte auf die Treiber der Verdunstung haben (z. B. durch Verringerung des VPD). Für eine ausführliche Beschreibung von Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Treibern und auch von Rückkopplungen der Verdunstung selbst auf die Treiber der Verdunstung sei auf SPANK (2024) sowie BRUTSAERT (1982) verwiesen.

¹ Es sei angemerkt, dass der Sättigungsdampfdruck der Luft allein von der Lufttemperatur abhängt. Der Sättigungsdampfdruck nimmt exponentiell mit der Lufttemperatur zu. Dies bedeutet, dass sich bei sonst gleichem Wassergehalt der Luft erhebliche Unterschiede im VPD schon bei kleinen Differenzen in der Lufttemperatur ergeben können.

Tabelle 3: Vereinfachte Darstellung der Wirkung ausgewählter Oberflächencharakteristika und meteorologischer Bedingungen auf die Verdunstung. Die zusammengehörenden (farblich gekennzeichnet) jeweils gegensätzlichen Paare werden immer relativ zu einander verglichen unter der Annahme, dass alle anderen Bedingungen gleich sind

Charakteristik	Wirkung auf den Wind bzw. Turbulenz	Wirkung auf Verdunstungsprozess	Verdunstungshemmend oder -fördernd?
glatte Oberfläche	weniger Windbrechung und dadurch weniger Turbulenz	weniger Abtransport von feuchter Luft und weniger Heranführen ungesättigter Luft	hemmend
raue Oberfläche	mehr Windbrechung und dadurch mehr Turbulenz	mehr Abtransport von feuchter Luft und mehr Heranführen ungesättigter Luft	fördernd
niedrige Vegetation	weniger Windbrechung und dadurch weniger Turbulenz	weniger Abtransport von feuchter Luft und weniger Heranführen ungesättigter Luft	hemmend
hohe Vegetation	mehr Windbrechung und dadurch mehr Turbulenz	mehr Abtransport von feuchter Luft und mehr Heranführen ungesättigter Luft	fördernd
wenig Wind	weniger Turbulenz	weniger Abtransport von feuchter Luft und weniger Heranführen ungesättigter Luft	hemmend
viel Wind	mehr Turbulenz	mehr Abtransport von feuchter Luft und mehr Heranführen ungesättigter Luft	fördernd
stabile atmosphärische Schichtung ^{#1}	eingeschränkter Austausch mit höheren Luftschichten	weniger Abtransport von feuchter Luft und weniger Heranführen ungesättigter Luft	hemmend
instabile atmosphärische Schichtung ^{#2}	besserer Austausch mit höheren Luftschichten	mehr Abtransport von feuchter Luft und mehr Heranführen ungesättigter Luft	fördernd

^{#1} Eine stabile atmosphärische Schichtung tritt typischerweise in klaren Nächten auf. Hier kühlt die Oberfläche sowie die bodennahe Luftschicht stark ab, wobei die Temperatur von unten nach oben

zunimmt. Die kältere bodennahe Luft kann ohne äußere Einflüsse nicht in die wärmeren Schichten aufsteigen. Der vertikale Austausch ist eingeschränkt.

#2 Eine instabile atmosphärische Schichtung findet sich typischerweise an Sommertagen mit hoher Einstrahlung. Hier erwärmt sich die Oberfläche stark und ebenso die bodennahen Luftschichten, wobei die Temperatur von unten nach oben abnimmt. Warme, weniger dichte Luft kann nach oben aufsteigen. Ein guter vertikaler Austausch ist möglich.

3.2 Verdunstung über freien Wasserflächen und der Uferzone

Zur Einleitung der räumlichen Gegebenheiten ist zunächst die Zonierung eines Sees darzustellen. Dabei gilt, dass sich die grundsätzliche Gliederung der bewachsenen Uferzone bei Bergbaufolgeseen trotz ihres künstlichen Ursprungs nicht wesentlich von der natürlich entstandener Gewässer unterscheidet. Grundsätzlich lassen sich die Lebensräume eines Sees in die Freiwasserzone (Pelagial) und die Bodenzone (Benthal) unterteilen, wobei letztere wiederum in die lichtarme bis lichtlose Tiefenzone (Profundal) sowie die lichtdurchflutete, pflanzen- und tierreiche Uferzone (Litoral) differenziert wird.

Das Litoral erstreckt sich dabei bis zu dem tiefsten Punkt der Uferregion, an dem noch grüne Pflanzen wachsen können; es umfasst trockene und zeitweise überflutete Bereiche sowie permanent unter Wasser liegende Zonen (BAUMGARTNER & LIEBSCHER, 1999). Die dortige Litoralvegetation entwickelt sich in Abhängigkeit von den Feuchtebedingungen, der Überflutungsdauer sowie morphologischen, klimatischen und limnochemischen Faktoren wie pH-Wert, Trophie und Karbonathärte (PIETSCH, 1998; NIXDORF et al., 2016), was insbesondere für Bergbaufolgeseen von hoher Relevanz ist. Diese Vegetation weist häufig eine charakteristische Zonierung auf (siehe Abbildung 1), welche wiederum die Verdunstungsraten der freien Wasserfläche und der bewachsenen Uferzone maßgeblich beeinflusst.

In Bezug auf die limnologische Definition lässt sich das Litoral als lichtdurchflutete Flachwasser- und Bodenzone beschreiben, die den Übergang zwischen Land und Freiwasser bildet. Das Pelagial hingegen bezeichnet den freien Wasserkörper außerhalb dieser Zonen, in dem Organismen wie Plankton frei schwimmen können. Das Profundal umfasst die tieferen Bereiche einschließlich des Gewässergrunds, in denen aufgrund mangelnder Lichtverhältnisse keine höheren Wasserpflanzen mehr wachsen können. Es ist jedoch anzumerken, dass die Abgrenzung zwischen Pelagial und Profundal in der Literatur variiert: Während etwa der USGS eine weite Definition nutzt, definiert das Bayerische Landesamt für Umwelt das Profundal enger als primär den lichtlosen Bodenbereich und ordnet die entsprechenden Wasserschichten des freien Wasserkörpers weiterhin dem Pelagial zu.

Im Rahmen der vorliegenden Projektbearbeitung wurden die Begriffe «Litoral» und «Pelagial» entlehnt, um unterschiedliche Verdunstungscharakteristiken über Standgewässern, hier insbesondere Bergbaufolgeseen, zu klassifizieren. Die physikalische Grundlage für diese Differenzierung liegt in der unterschiedlichen energetischen Steuerung des Verdunstungsprozesses. Im Litoral ist die Verdunstung direkt an die einfallende solare Nettostrahlung gekoppelt. Dies zeigt sich bei emersen Makrophyten durch eine direkte Korrelation zwischen Strahlungsenergie und Transpirationsrate, bei flachen Freiwasserflächen hingegen durch eine geringe Wärmespeicherkapazität des Wasserkörpers, was zu einer schnellen Erhöhung der Oberflächentemperatur führt.

Im Gegensatz dazu ist die Verdunstung über dem Pelagial zeitlich stark von der solaren Strahlung entkoppelt. Die eingetragene Energie wird hier primär in Wärme umgesetzt und im großen Volumen der vertikalen Wassersäule gespeichert. Infolgedessen reagiert die Wasseroberflächentemperatur als zentrale Steuerungsgröße sehr gedämpft und verzögert auf Strahlungsänderungen. Diese unterschiedliche energetische Steuerung bedingt neben atmosphärischen Grenzschichteffekten die Notwendigkeit verschiedener Verdunstungsmodelle für Litoral- und Pelagialbereiche. Somit stellt die ökologische Separation in Litoral und Pelagial trotz ihres biologischen Ursprungs einen physikalisch fundierten Proxy dar, der eine praktisch handhabbare Klassifikation des räumlich differenzierten Verdunstungsverhaltens über Bergbaufolgeseen ermöglicht.

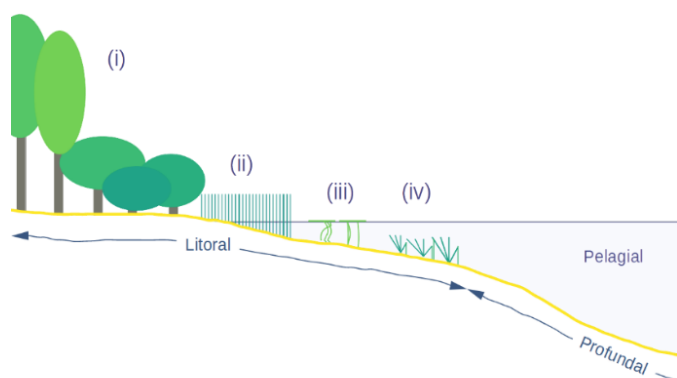


Abbildung 1: Schema einer typischen Zonierung der Uferregion eines stehenden Gewässers sowie Darstellung des Pelagials. (i) Uferwald, (ii) Schilfrohrzone, (iii) Schwimmblattpflanzenzone, (iv) Unterwasserpflanzenzone, vereinfachte Darstellung, eigene Grafik

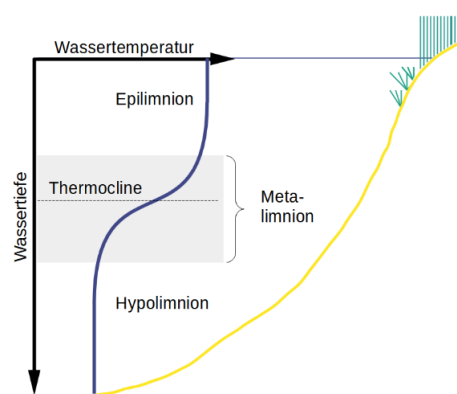


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines typischen Temperaturprofils eines Sees im Sommer (Sommerstagnation) in den gemäßigten Breiten und daraus resultierende vertikale Einteilung des Wasserkörpers (nach LAMPERT & SOMMER, 1999), eigene Grafik

3.2.1 Besonderheiten der Verdunstung von freien Wasserflächen und ihre Ursachen

Die folgenden Ausführungen basieren, sofern nicht anders angegeben, auf OKE (1987) und SPANK (2024) und adressieren dominierende Prozesse. Gleichzeitig wird auf die genannten Publikationen für ausführlichere Beschreibungen verwiesen. Die Besonderheiten der Verdunstung freier Wasserflächen lassen sich aus deren Strahlungs- und Wärmebilanz in Zusammenwirken mit atmosphärischen Prozessen herleiten.

Kurzwellige (solare) Strahlung wird in Wasser transmittiert, wodurch diese vergleichsweise tief in den Wasserkörper eindringen kann. Wie tief die Strahlung eindringen kann, ist abhängig von der Wellenlänge der kurzwelligen Strahlung, der Trübung des Wassers und möglichen Verschmutzungen bzw. Bedeckungen der Wasseroberfläche (z. B. durch Pollenstaub oder Schwimmblattpflanzen).

Die Albedo α (Reflexionsvermögen für kurzwellige Strahlung) weist für eine Wasserfläche eine hohe Abhängigkeit vom Sonnenstand auf. Dies führt zu einer tageszeitlichen und jahreszeitlichen Variabilität der Albedo selbst, aber auch des Eintrags von Energie in ein Gewässer. Steht die Sonne hoch über dem Horizont, das heißt bereits ab 10 bis 15°, so ist die Albedo sehr klein ($< 0,1$). Die Albedo von Wasserflächen ist somit signifikant kleiner als für die meisten terrestrischen Oberflächen, die mit Ausnahme von Nadelwäldern typischerweise zwischen 0,15 und 0,2 liegt. Dies bewirkt, dass ein sehr großer Anteil der einfallenden solaren Strahlung absorbiert wird (hoher Energieeintrag). Bei sehr niedrigen Sonnenständen (abends, morgens) steigt die Albedo jedoch stark an. Insbesondere in Dämmerungsphasen bei Sonnenauf- bzw. -untergang wird nahezu die gesamte einfallende solare Strahlung reflektiert, wodurch in diesen Zeiten nahezu keine solare Strahlung durch den Wasserkörper absorbiert wird (geringer Energieeintrag). Die Albedo ist weiterhin von der Höhe der Wasserwellen abhängig, wobei höhere Wellen im Allgemeinen zu einer höheren Albedo führen, die aber dennoch meist unter den Werten terrestrischer Oberflächen bleibt. Die Interaktionen zwischen Transmission, Absorption und Reflexion kurzwelliger (solarer) Strahlung im Wasserkörper bzw. an der Wasseroberfläche und deren komplexe Abhängigkeiten zu Gewässerstruktur, Wassergüte und meteorologischen Umweltgrößen haben erheblichen Einfluss auf die Wärmebilanz und damit schlussendlich auch auf das Verdunstungsverhalten eines Gewässers.²

Die emittierte langwellige Strahlung (L_{up}) einer Wasserfläche ist über einen Tag nahezu unverändert. Wieviel langwellige Strahlung emittiert wird, ist maßgeblich von der Oberflächentemperatur (T_s , im Kontext von Wasserflächen T_{water}) abhängig. T_{water} ändert sich über den Tag jedoch nur gering.

² Ausführliche Darstellungen zur Albedo von Wasseroberflächen finden sich in RICHTER (1988) und SPANK (2024).

Zur geringen Variabilität von T_{water} trägt die hohe Wärmekapazität von Wasser sowie der Umstand, dass die Strahlung vergleichsweise tief in den Wasserkörper eindringen kann, bei. Eine weitere Ursache ist, dass die aufgenommene Wärme durch Konvektion über ein großes Volumen verteilt wird. Auch der Umstand, dass der Oberfläche durch Verdunstung Wärme entzogen wird, ist Ursache für die geringe Variabilität von T_{water} über den Tag. Auf jahreszeitlicher Ebene zeigt sich insbesondere aufgrund der Wärmespeichereffekte im Wasserkörper eine zeitliche Verschiebung zwischen dem Maximum der einfallenden kurzwelligen Strahlung (K_{down}) und dem Maximum der Oberflächentemperatur um 1 – 2 Monate. Diese jahreszeitliche Verschiebung bedingt in den Herbstmonaten eine höhere T_{water} und folglich höhere langwellige Abstrahlung als für viele terrestrische Standorte. Die relativ geringe T_{water} im Sommer führt zu einer relativ geringen Energieabgabe über die langwellige Abstrahlung. Dies erhöht den sommerlichen Energiegewinn (größere R_n). Durch diese Besonderheiten im Strahlungsumsatz von freien Gewässerflächen ergibt sich, dass typischerweise der strahlungsbedingte Energiegewinn von Gewässern in der sommerlichen Jahreszeit höher ist als für viele terrestrische Standorte. In der winterlichen Jahreszeit hingegen unterscheidet sich dieser nicht sehr von terrestrischen Standorten. Liegt Eisbedeckung vor, so verkomplizieren sich die Verhältnisse, da eine Eisbedeckung unterschiedliche Charakteristika aufweisen kann (z. B. klar oder trüb, geschlossene Eisdecke oder durchbrochene Eisdecke). Jedoch ist die Verdunstung zu diesen Zeiten aufgrund der meteorologischen Bedingungen sehr gering und trägt somit kaum zur Verdunstung auf Jahresebene bei.

Die Nettostrahlung bestimmt im hohen Maße die verfügbare Energie (Gleichung 3). Zur verfügbaren Energie trägt ebenfalls die Wärmespeicheränderung (ΔQ) bei. Der Beitrag von ΔQ in der Energiebilanz wird für terrestrische Standorte auf Tagesebene und Jahresebene meist als vernachlässigbar bzw. sehr klein eingestuft (OKE, 1987; OLIPHANT et al., 2004). Bei Gewässern hingegen nimmt die ΔQ eine dominierende, verdunstungssteuernde Stellung ein. Da Wärme im Wasser über Konvektion über ein großes Volumen verteilt wird und die Wärmekapazität von Wasser groß ist, sind mit den Wärmespeicherprozessen erhebliche Energiemengen verbunden.

Auf tageszeitlicher Ebene kommt es tagsüber zu einer Erhöhung der Speicherung von Wärme im Gewässer, während nachts Wärmeabgabe aus dem Speicher in die Umgebung stattfindet. Ein analoges Verhalten ist typischerweise auf jahreszeitlicher Ebene zu beobachten (Zunahme der gespeicherten Wärme unter sommerlichen Bedingungen und Abnahme unter winterlichen Bedingungen). Da dadurch die verfügbare Energie am Tage bzw. in der sommerlichen Jahreszeit verringert wird und in der Nacht bzw. in der kälteren Jahreszeit vergrößert wird, hat dies Auswirkungen auf die Höhe sowie den Tages- und Jahresgang der Verdunstung.

Das am Wärmespeicherprozess beteiligte Wasservolumen ändert sich über das Jahr. Für Seen in gemäßigten Breiten findet im Allgemeinen jeweils eine dichtegetriebene Herbst- und Frühjahrsvollzirkulation statt, während für den Sommer und den Winter sich charakteristische Schichtungsverhältnisse über die Tiefe einstellen (dimiktische Schichtungs-dynamik). Für den Verdunstungsprozess sind dabei nur die Anteile des Wasserkörpers unmittelbar energetisch relevant, die im jahreszeitlichen Verlauf eine strahlungsbedingte Temperaturänderung erfahren, d. h. das Epilimnion oberhalb der Thermocline (Abbildung 2). Die Mächtigkeit der Schichten ist von Jahr zu Jahr variabel und hängt maßgeblich von den meteorologischen Prozessen zum Zeitpunkt der Ausbildung der Schichtung ab (z. B. Eintrag von Strahlungsenergie, Wind, Niederschlag). Bei der sommerlichen Schichtung ist der vertikale Temperaturgradient typischerweise größer als im Winter. Im Sommer können Starkwindereignisse diese Schichtung zumeist nicht auflösen. Die Starkwindereignisse können jedoch dazu führen, dass die Thermocline sich in größeren Tiefen etabliert. Dies bewirkt eine Vergrößerung des Wasservolumens, welches für die Wärmespeicheränderung unmittelbar relevant ist³. In Summe ergibt sich, dass die Wärmespeicheränderung in Seen einen großen Einfluss sowohl auf die Verdunstung als auch auf deren Oberflächentemperatur hat und daher nicht zu vernachlässigen ist.

Ähnlich wie für die zeitliche Verschiebung der Maxima zwischen K_{down} und T_{water} um circa 1–2 Monate ist eine solche Verschiebung zwischen T_{water} und der Lufttemperatur T_a im Jahresverlauf zu finden, wobei das Maximum von T_a dem Maximum von T_{water} vorausläuft. Eine solche Charakteristik lässt sich ebenfalls im Tagesgang feststellen. Dies führt dazu, dass sich am Tage eine oberflächennahe atmosphärische Schichtung einstellt, die die Verdunstung von der Gewässer Oberfläche eher einschränkt (schlechter Austausch mit höheren Luftschichten). In der Nacht stellt sich eine atmosphärische Schichtung ein, die die Verdunstung eher fördert (guter Austausch mit höheren Luftschichten). Im jahreszeitlichen Kontext bedingt dies, dass die oberflächennahe atmosphärische Schichtung im Frühherbst zumeist verdunstungsfördernd wirkt (siehe hierzu auch Abschnitt 3.2.3.2 zur atmosphärischen Stabilität).

Weiterhin bewirkt die zeitliche Verschiebung des Maximums von T_{water} gegenüber dem Maximum von T_a im Jahresgang um 1–2 Monate, dass im Frühherbst die Oberflächentemperatur T_{water} des Wassers im Jahresgang am größten ist, während die darüber befindliche Luft schon wieder relativ kühl ist. Dies hat Auswirkung auf den Unterschied zwischen dem Wasserdampfdefizit der kühleren Luftschichten (VPD , Gleichung 6) und dem Wasserdampfdefizit an der Oberfläche des Wassers (VPD_s) des Wassers.

³ Für ausführlichere Darstellungen zu Schichtungen von Seen verweisen wir auf LAMPERT & SOMMER (1999) und SPANK (2024)

Das Wasserdampfdefizit VPD_s an der Oberfläche des Wassers ist abhängig von der Oberflächentemperatur des Wassers:

$$VPD_s = e_s(T_{water}) - e \quad (7)$$

wobei $e_s(T_{water})$ den Sättigungsdampfdruck an der Wasseroberfläche in Abhängigkeit von T_{water} des Wassers angibt und e den Dampfdruck der Luft. Die hohe Oberflächentemperatur des Wassers im Frühjahr bewirkt, dass das VPD_s zu dieser Jahreszeit zumeist am größten ist. Der atmosphärische Verdunstungsanspruch unmittelbar an der Wasseroberfläche ist hoch. Demgegenüber steht, dass die darüber befindliche Luft selbst schon wieder relativ kühl ist. Das Wasserdampfsättigungsdefizit (VPD) ist somit gegenüber VPD_s kleiner, d. h. es kann weniger Wasser aufgenommen werden. Bei austauscharmen Bedingungen führt dies dazu, dass die Verdunstung gehemmt wird, obwohl es einen hohen Verdunstungsanspruch unmittelbar an der Wasseroberfläche gibt. Grund ist hier, dass die kühleren Luftschichten aufgrund des geringeren VPD schnell aufsättigen (Nebel). Dies hat einen insgesamt reduzierenden Effekt auf die Höhe der Verdunstung. Analoge Aussagen gelten für den Tagesgang (größtes VPD_s an der Wasseroberfläche in der Nacht, dem zeitgleich ein relativ geringes VPD in der direkt angrenzenden Luftschicht gegenübersteht).

Insgesamt bewirken die Wärmespeichereffekte im Wasserkörper und die damit gekoppelte zeitliche Entwicklung von T_{water} maßgeblich, dass die Verdunstung eines Gewässers im Tagesverlauf und im Jahresverlauf gegenüber terrestrischen Standorten zeitlich verzögert und in ihrem Ausmaß gedämpft ist.

Auch wenn hier die Verdunstung primär von Interesse ist, ist anzumerken, dass nicht nur die Verdunstung und der damit verbundene Energieumsatz (LE) von den Besonderheiten eines Gewässers betroffen sind, sondern ebenfalls der sensible Wärmestrom H , für den sich teilweise gegensätzliche Effekte finden lassen. Er kann zusätzlich als Energiequelle für die Verdunstung fungieren. Keinesfalls ist H als vernachlässigbar einzustufen (siehe hierzu die Ausführungen zur Energiebilanz in Abschnitt 3.1.2, sowie für eine umfassende Darstellung in SPANK, 2024).

Hervorzuheben ist die Rolle des Windes, der Einfluss auf die Durchmischung des Gewässers und die Wellenhöhe hat und somit die diskutierten Prozesse beeinflusst. Ebenso beeinflusst er die Turbulenz in der Atmosphäre, deren Durchmischung sowie den Austausch mit höheren Luftschichten (siehe hierzu auch den Abschnitt 3.2.3 zu atmosphärischen Randeffekten und zu der grundlegenden physikalischen Steuerung der Verdunstung, Abschnitt 3.1.3).

Abschließend ist darauf zu hinzuweisen, dass das Ausmaß der dargestellten Besonderheiten immer See-spezifisch ist. Dieses ist u. a. abhängig von der Form des Sees, der Oberfläche des Sees, der Seetiefe, der Trübung des Seewassers durch Schwebstoffe, der Einbettung des Sees in der Landschaft, der Ausrichtung des Sees zur Hauptwindrichtung und von den ganz konkreten meteorologischen Verhältnissen. Insbesondere den Eigenschaften, die die Wärmespeicherung bestimmen, ist ein großer Einfluss beizumessen.

3.2.2 Besonderheiten der Verdunstung aus dem Litoralbereich

Die Gesamtverdunstung aus der Litoralzone ($ET_{Litoral}$) setzt sich aus der Transpiration der Pflanzen (T), der Evaporation von den Wasseroberflächen zwischen den Pflanzen (E_{WL}) und der Evaporation aus dem von Wasser und Bewuchs unbedeckten Boden (E_B) sowie der Interzeptionsverdunstung (I) zusammen:

$$ET_{Litoral} = T + I + E_{WL} + E_B \quad (8)$$

Hierbei ist die Transpiration (T) die bedeutendste Komponente (HERBST & KAPPEN, 1999; SPANK, 2024). Durch ihre Transpiration entzieht die Litoralvegetation dem Boden bzw. dem Gewässer Wasser. Hieraus ergibt sich die grundsätzliche Bedeutung dieser Pflanzengemeinschaften für den Wasserhaushalt von Gewässern. So kann ufernahe Vegetation durch ihre Verdunstung den Grundwassergradienten derart beeinflussen, dass Flüssen Wasser entzogen wird (u. a. MEYBOOM, 1965; FRAHM, 2007). Ebenso haben Studien den Einfluss von Litoralvegetation auf den ufernahen Grundwasserstand von Seen gezeigt (HERBST, 1997) und auch generell auf deren Wasserhaushalt (u. a. BERNATOWICZ et al., 1976; HERBST & KAPPEN, 1999; SOJA et al., 2013).

Wie sehr Litoralvegetation den Wasserhaushalt von Seen beeinflussen kann, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab wie z. B. von der Größe des Sees und dessen Einbettung in der Landschaft, den meteorologischen Bedingungen, den hydrologischen Gegebenheiten, dem Boden und der Bodenfeuchte in der Litoralzone sowie der Zusammensetzung und der Struktur der Litoralvegetation selbst (SPANK, 2024; siehe auch WETZEL, 1999 und darin zitierte Literatur). Es sei angemerkt, dass die Änderung des Wasserstandes selbst wiederum einen Einfluss auf die Litoralvegetation hat, z. B. in Bezug auf deren Vitalität, Struktur oder Artenzusammensetzung (u. a. HOFMANN et al., 2008; EVTIMOVA & DONOHUE, 2016; DIETRICH, 2024).

Der Interzeptionsverdunstung wenden sich u. a. HERBST & KAPPEN (1999) zu. Sie bestimmten die Interzeptionsverdunstung für einen Schilfgürtel (*Phragmites*) eines Sees in Schleswig-Holstein und ermittelten maximale Werte um 4 mm d^{-1} . Je nach meteorologischen Bedingungen konnte die Interzeptionsverdunstung an einigen Tagen auch größer als die Transpiration bzw. die Verdunstung von der Seeoberfläche ausfallen (Abb. 2 in HERBST & KAPPEN, 1999). PERSSON & LINDROTH (1994) fanden für ihren

untersuchten, gut wasserversorgten Weidenbestand (Kurzumtriebsplantage nahe Uppsala in Schweden; *Salix* spp.) heraus, dass auf jährlicher Basis der Beitrag der Interzeptionsverdunstung zur Gesamtverdunstung zwischen 8 % und 14 % betrug (Untersuchung über 4 Jahre). Die Ergebnisse zeigen, dass die Interzeptionsverdunstung zwar einen deutlich kleineren Anteil an der Gesamtverdunstung als die Transpiration hat, jedoch einen relevanten Beitrag zur Gesamtverdunstung leistet.

Die von den Wasserflächen zwischen den Pflanzen ausgehende Verdunstung (E_{WL}) kann als eher klein eingeschätzt werden, da der atmosphärische Austausch aufgrund der hohen Pflanzendichte eingeschränkt ist (SPANK, 2024). Für die Verdunstung des unbewachsenen, vom Wasser nicht bedeckten Bodens (E_B), in den zumeist sehr dicht bewachsenen Litoralbereichen, kann zunächst die gleiche Annahme getroffen werden. Jedoch muss hier nach den jeweiligen konkreten Gegebenheiten entschieden werden und die Aussagen sind nicht pauschal übertragbar.

Die Evapotranspiration aus dem Litoralbereich ist häufig größer als die Evaporation von freien, offenen Wasserflächen (Pelagialbereich) und kann diese um das Doppelte und mehr übertreffen (siehe Tabelle 4 sowie OTIS, 1914; Zusammenstellung in WETZEL, 1999; HERBST & KAPPEN, 1999; GRABOWSKA et al., 2016). Für den Schilfgürtel sind sehr hohe Verdunstungsraten möglich, die energetisch mit R_n allein nicht erklärbar sind. Sie sind durch zusätzlichen advektiven Energieeintrag bedingt (HERBST & KAPPEN, 1999; siehe auch die Ausführungen zur Kopplung von Wasser-, Energie- und Strahlungsbilanz, Abschnitt 3.1.2). Das Verhältnis der $ET_{Litoral}$ zu der Verdunstung von offenen freien Wasserflächen ist jedoch standortspezifisch und hängt u. a. von der Jahreszeit und weiteren Einflüssen ab (siehe hierzu Abschnitt 3.2.1 zu den Besonderheiten der Verdunstung freier Wasserflächen sowie den Grundlagen, Abschnitt 3.1). Ob und welche Rolle die Verdunstung aus dem Litoralbereich in Bezug auf die Gesamtverdunstung aus dem Kontinuum Pelagial-Litoral spielt, hängt weiterhin davon ab, wie groß die freie Wasserfläche im Verhältnis zur Fläche des Litorals ist.

Tabelle 4: Literaturwerte des Verhältnisses Verdunstung aus dem Litoralbereich zu Verdunstung aus dem Pelagialbereich. Es ist zu beachten, dass unterschiedliche Methoden angewandt wurden, die verschiedenen Einschränkungen unterliegen (siehe hierzu SPANK, 2024). Auch hier sei darauf verwiesen, dass die Werte spezifisch für den untersuchten See sind.

Studie	See	Seetiefe ^{#1}	Vegetation Litoral	Methode Litoral	Methode Pelagial	Jahreszeiten	Zeitliche Auflösung	$\frac{ET_{Litoral}}{E_{Pelagial}}$
HERBST & KAPPEN (1999)	Belau-See	26	<i>Phragmites</i> spp.	Shuttleworth und Wallace	Penman	alle	Jahreswerte	1,5–2
PRICE (1994) ^{#2}	Lake Ontario	k. A.	<i>Typha</i> spp.	Bowen-Ratio-Methode	Penman	Sommer	Tageswerte	3,7–12,5 ^{#3}
	Offener Flachwasserbereich der mit Lake Ontario in Verbindung steht	< 1	<i>Typha</i> spp.	Bowen-Ratio-Methode	Penman	Sommer	Mittlerer Tageswert	0,97
SMID (1975)	Teich	maximal 0,3 ^{#4}	<i>Phragmites</i> spp.	Energiebilanzansatz	Verdunstungswanne ^{#5}	Sommer u. Herbst ^{#6}	Tageswerte	1–1,9
GRABOWSKA et al. (2016)	Messungen neben Raduńskie Górze – See	k. A.	<i>Phragmites</i> spp.	Verdunstungswanne	Verdunstungswanne	Sommerhalbjahr	Mittlere Monatswerte	1,2–2,8
RÖSLER et al. (2012)	Messungen neben Sława-See	k. A.	<i>Phragmites</i> spp.	Verdunstungswanne ^{#7}	Verdunstungswanne	Sommerhalbjahre	10-Tages-Mittelwerte	1,6–3,5

#¹ Allgemeine Angabe in Bezug auf das untersuchte Gewässer

#² Sowohl die Verdunstung über dem offenen See als auch über dem Flachwasserbereich wurden mit der Verdunstung aus demselben *Typha*-Bestand verglichen

#³ Die Spanne ergibt sich aus Unsicherheitsabschätzungen für die Nettostrahlung (R_n).

#⁴ Wassertiefe für Messung über *Phragmites*

#⁵ An einem anderen Teich, circa 22 km entfernt, schwimmende Verdunstungswanne im Teich

#⁶ Vier Tage mit hoher Einstrahlung und ohne Wolken

#⁷ Messungen auf Land in unmittelbarer Nähe zum See

Die messtechnische Erfassung der Verdunstung aus dem Litoral stellt generell eine Herausforderung dar (HERBST, 1997). Messungen zur Transpiration auf sehr kleiner Skala, wie z. B. Porometermessungen oder Saftflussmessungen, müssen entsprechend auf die Bestandesebene hochskaliert werden, was gegebenenfalls beträchtliche Unsicherheiten nach sich ziehen kann (HERBST, 1997; WANG et al., 2022). Andererseits schließt der Litoralbereich auf Grund seiner begrenzten Ausdehnung und heterogenen Gestalt die Anwendung vieler mikrometeorologischer Methoden, wie z. B. die Eddy-Kovarianz-Methode (Abschnitt 5.3.4.3) oder das Energiebilanzverfahren (Abschnitt 5.3.2), häufig aus (HERBST, 1997; für Anwendungsvoraussetzungen wie beispielsweise Eddy-Kovarianz und Bowen-Ratio-Methode siehe ALLEN et al., 2021; MAUDER et al., 2021).

Eine Alternative zu Messungen kann die Anwendung von Modellen sein, um die Evapotranspiration aus Litoralbereichen zu bestimmen. Jedoch sei festgehalten, dass Modelle immer eine Vereinfachung der tatsächlich stattfindenden Prozesse sind (u. a. MCGUFFIE & HENDERSON-SELLERS, 2014). Es stellt daher eine gute wissenschaftliche und ingenieurtechnische Praxis dar, Modellergebnisse mit Messungen zu vergleichen und einer kritischen, systematischen Betrachtung zu unterziehen, um zu analysieren, ob das betreffende Modell für den beabsichtigten Zweck geeignet ist (RYKIEL, 1996).

3.2.3 Besonderheiten aufgrund von atmosphärischen Randeffekten

3.2.3.1 Advektion

Die Advektion beschreibt den horizontalen Transport von Luftmassen mit spezifischen aerodynamischen (Wind) und thermodynamischen Eigenschaften (Temperatur und Feuchte) einer Oberfläche (Landumgebung) zu einer windwärts gelegenen Oberfläche mit abweichenden Eigenschaften (Gewässer). Der Transport mittels sogenannter Eddies (Luftpakete oder auch Luftwirbel) und die Ausbildung von Turbulenzstrukturen werden ausführlich in SPANK (2024) beschrieben. Dieser Transport hat die Ausprägung einer internen Grenzschicht auf der neuen Oberfläche (Gewässer) zur Folge (RAABE & FOKEN, 2003). Innerhalb dieser Grenzschicht erfolgt der Übergang zwischen den Eigenschaften der windzugewandten Oberfläche zu den Eigenschaften der windabgewandten Oberfläche (GARRATT, 1990). Diese besondere vertikale Schichtung beeinflusst die atmosphärischen Profile direkt über der Wasseroberfläche (RAABE & FOKEN, 2003) und erhöht die Verdunstung im Vergleich zu Gewässern ohne Advektion. Bei Gewässern mit trockener Umgebung führt die Advektion zur Erhöhung des Sättigungsdefizits über dem Gewässer und damit zu einem Anstieg der Verdunstung. Mit zunehmender Entfernung vom Gewässerrand nimmt der Advektionseinfluss bei stetigem Anwachsen der internen Grenzschichthöhe und der Ausprägung einer Gleichgewichts- und Übergangsgrenzschicht beständig ab. Die Dicke der internen Grenzschicht (d) wächst mit dem Abstand zum Gewässerrand (x) in Richtung Gewässermitte (Abbildung 3).

Für eine stabile atmosphärische Schichtung (Zunahme der Temperatur mit der Höhe) fanden RAABE & FOKEN (2003) nach Messungen an der südlichen Ostseeküste folgenden Zusammenhang:

$$d \approx ax^b \quad (9)$$

mit $a = 0,28$ und $b = 0,55$

BERGSTRÖM et al. (1988) geben eine analoge Beziehung für wechselnde thermische Stabilität auf Basis von Messungen an der Ostseeküste bei Gotland an:

$$d \approx 0,2x^{0,78-z/L} \quad (10)$$

wobei z die Messhöhe bezeichnet und L die Monin-Obukhov-Länge. Diese ist ein Maß zur Beschreibung der atmosphärischen Stabilität mit $L < 0$ m für labile atmosphärische Schichtung (starke Abnahme der Temperatur mit der Höhe) und $L > 0$ m für stabile atmosphärische Schichtung (Abnahme der Temperatur mit der Höhe).

In Abbildung 3 ist der Prozess der Advektion von Wärme und Feuchte aus einer trockenen Umgebung auf ein Gewässer und die Zunahme der Grenzschichtdicke dargestellt.

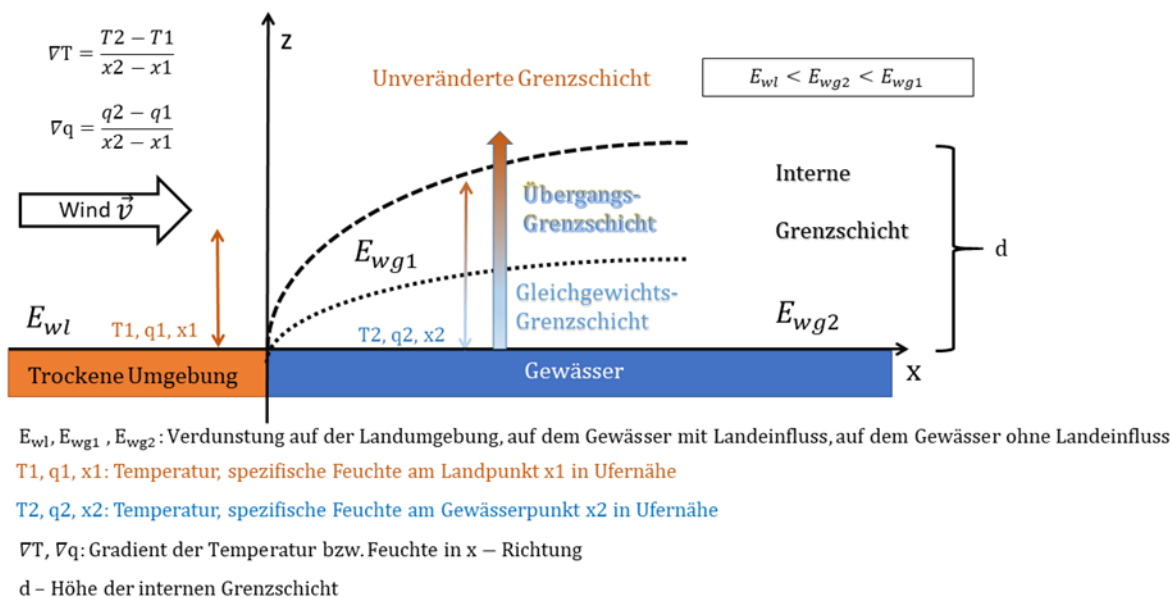


Abbildung 3: Advektion in Windrichtung x aus einer trockenen Umgebung und Ausbildung einer internen Grenzschicht über einem Gewässer (vereinfacht). Temperatur, Feuchte und Verdunstung am Gewässerrand (E_{wg1}) unterscheiden sich von den Bedingungen in der Gewässermitte (E_{wg2}).

Rechnerisch lässt sich die Advektion durch das skalare Produkt des Windvektors ($\vec{v}$) und des horizontalen Gradienten (∇) der transportierten Luftmasseneigenschaft (Wärme $\rightarrow$ T – Temperatur, q – Feuchte) beschreiben (siehe u. a. BRUTSAERT & SUGITA, 1991; WYNGAARD & COTÉ, 1974):

$$\begin{aligned} \text{Wärmetransport} &\triangleq \vec{v} \nabla T \\ \text{Feuchtetransport} &\triangleq \vec{v} \nabla q \end{aligned} \quad (11)$$

Die Intensität des advektiven Einflusses auf die Gewässerverdunstung hängt also von der Windstärke und dem horizontalen Unterschied von Temperatur und Feuchte auf dem Gewässer zu seiner Umgebung, sowie der Lage der internen Grenzschicht ab. Der stärkste thermisch-hygrische advektive Einfluss ist somit bei trockener, warmer und aerodynamisch glatter Umgebung (z. B. Ackerflächen an Sommertagen) zu erwarten.

3.2.3.2 Stabilität

Im Vergleich zu seiner Landumgebung ist die Amplitude der Oberflächentemperatur auf einem thermisch trägen Gewässer deutlich abgeschwächt. Typische Sommerwerte der Tagesamplitude liegen für Landoberflächen in den gemäßigten Breiten bei 10–15 K (SHARIFNEZHADAZIZI et al., 2019) und für große Binnenseen bei 1–5 K (CHEN et al., 2021). Dies führt dazu, dass die Oberfläche des Gewässers tagsüber im Vergleich zur Umgebung kühler ist. In Verbindung mit darüber liegender trockener Warmluft aus der Umgebung (siehe Abschnitt 3.2.3.1) erhöht sich die thermische Stabilität des Gewässers. In der Nacht ist das Gewässer im Sommer typischerweise wärmer als das Umland, was zu einer Erhöhung der Instabilität der darüber liegenden Atmosphäre führt. Die Veränderung der Stabilität modifiziert die Vertikalprofile von Wind, Lufttemperatur und Luftfeuchte, was die Verdunstung beeinflusst. Ansätze zur Beschreibung des Stabilitätseinflusses auf die Gewässerverdunstung finden sich z. B. bei MIRONOV (1991).

stabile Bedingungen:

$$E_{\text{stabil}} = \frac{k \rho_a u_* (q_z - q_w)}{\ln \frac{z_q}{z_{0q}} + 9 \frac{z_q - z_{0q}}{L}} \quad (12)$$

labile Bedingungen:

$$E_{\text{labil}} = \frac{k \rho_a u_* (q_z - q_w)}{\ln \frac{z_q}{z_{0q}} + \ln \left(\frac{\left(1 - \frac{6 z_{0q}}{L}\right)^{1/2}}{\left(1 - \frac{6 z_q}{L}\right)^{1/2}} \right)^2} \quad (13)$$

dabei bezeichnen E_{labil} , E_{stabil} den vertikalen turbulenten Wasserdampffluss über dem Gewässer bei labiler bzw. stabiler atmosphärischer Schichtung, k die von Karman Konstante (0,4; dimensionslos), ρ_a die Dichte der Luft, u die Schubspannungsgeschwindigkeit, q_z die spezifische Feuchte im Referenzniveau, q_w die spezifische Feuchte an der Oberfläche des Gewässers (= Sättigungsfeuchte), z_q die Höhe des Referenzniveaus, z_{0q} die Rauigkeitslänge des Gewässers und L die Monin-Obukhov-Länge. Die Rauigkeitslänge ist ein Parameter, der die Reibung eines Geländes mit dem Wind beschreibt. Sie repräsentiert eine imaginäre Höhe, bei der die Windgeschwindigkeit auf Null abfällt. Unterhalb der Rauigkeitslänge findet ausschließlich molekularer Impulsaustausch statt. Die Monin-Obukhov-Länge ist ein atmosphärisches Maß für die Stabilität in der bodennahen Atmosphäre. Sie beschreibt das Verhältnis von turbulent erzeugter Energie durch Auftrieb (thermische Auftriebskräfte) und Windscherung (Scherung entsteht, wenn sich die Windgeschwindigkeit unterschiedlich in x- und y-Richtung ändert). Sie ist ein Indikator für die vertikale Stabilität der atmosphärischen Grenzschicht und markiert die Höhe, in der die turbulente Energieproduktion durch Auftrieb und Scherung gleich groß ist.

Das additive Glied im Nenner beschreibt die Modifikation des Profils durch die Stabilitätsbedingung (log-lineares Profil). Im Falle der Stabilisierung der Atmosphäre über dem Gewässer am Tage ($L > 0$ m) verringert sich die Verdunstung. Bei labiler Schichtung in der Nacht ($L < 0$ m) steigt die Verdunstung über dem Gewässer im Vergleich zu einer neutralen Schichtung ($L \rightarrow \infty$) an.

3.2.3.3 Rauigkeitssprünge am Gewässerrand

Abrupte Rauigkeitsänderungen am Gewässerrand können zusätzliche Turbulenz erzeugen, welche die Verdunstung über dem Gewässer verstärkt. LIU et al. (1996) zeigten in Windkanalexperimenten und Simulationen mit einem mikroskaligen Strömungsmodell, dass beim Übergang von Wald zu einer glatten Oberfläche die turbulente kinetische Energie im Bereich von circa 5 Hindernishöhen Abstand um den Faktor 2–3 gegenüber einer größeren Entfernung zum Hindernis erhöht wird. Eine 2–3-fache Verstärkung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) wurde ebenfalls auf Basis von Large Eddy Simulationen (PEREZ et al., 2025) bzw. Simulationen mit einem RANS (Reynolds Averaged Navier Stokes) Modell (CINTOLESI et al., 2023) im Abwind von hohen Waldkanten berechnet.

Die TKE wird dabei wie folgt bestimmt:

$$TKE = \frac{1}{2} (\sigma_u^2 + \sigma_v^2 + \sigma_w^2) \quad (14)$$

mit der Standardabweichung (σ) und den Windgeschwindigkeitskomponenten u , v , w in den drei Raumrichtungen x , y und z . Die Simulationen von CINTOLESI et al. (2023) und PEREZ et al. (2025) zeigen, dass sich die Turbulenz erst nach einem Abstand von circa 20 Bestandeshöhen wieder der glatten Unterlage angepasst hat. PEDERSEN & LANGREDER (2007) ermittelten in Windkanalexperimenten in Abhängigkeit von der Bestandesdichte eine Verstärkung der Turbulenzintensität TI (Standardabweichung der Windgeschwindigkeit geteilt durch Mittelwert der Windgeschwindigkeit) zwischen 1,5 (geringe Walddichte) und 2,2 (mittlere Dichte) im Abwind des Bestandesrandes.

In den nachfolgenden Abbildungen ist beispielhaft die Modifikation des Turbulenz- und Strömungsfeldes auf einer Wasseroberfläche im Abstrom einer Waldkante, basierend auf Ergebnissen eines 2-dimensionalen RANS-Modells (HIRVAC-2D; ZIEMANN et al., 2020) dargestellt (Abbildung 4, Abbildung 5). In den ersten hundert Metern nach dem Rauigkeitssprung erhöht sich die TKE in Oberflächennähe um circa 50 % und die horizontale Windgeschwindigkeit (v_H) um circa 100 %. Die nachfolgende Anpassung an die Gewässeroberfläche erfolgt erst nach mehreren Hundert Metern (dem 15–20-fachen der Kantenhöhe). Für die Umgebungsgestaltung des Gewässers bedeutet dies, dass eine aufgelockerte, zum Ufer abgestufte höherwüchsige Vegetation diesen Kanteneffekt auf Wind und Turbulenz deutlich verringern kann.

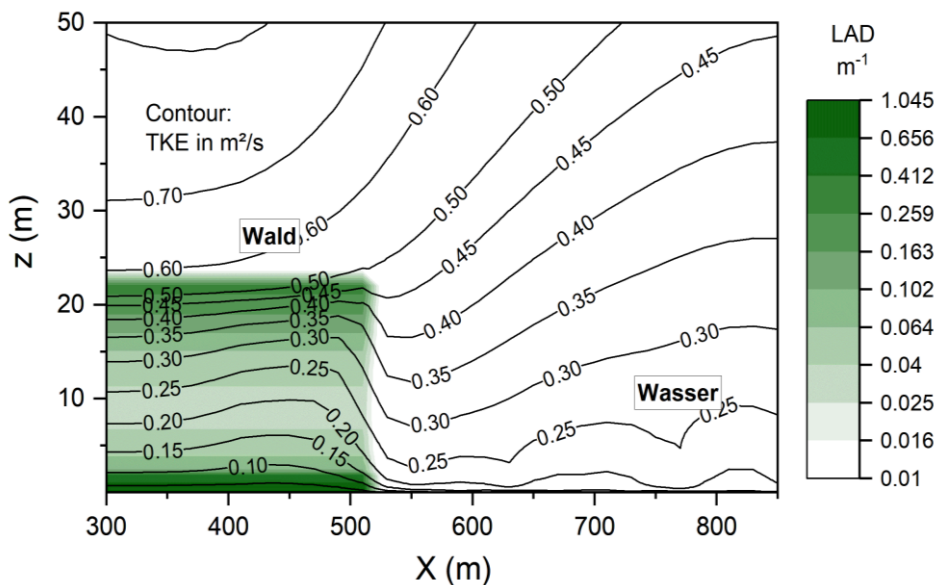


Abbildung 4: Verteilung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) an einem Rauigkeitssprung (Übergang Waldkante → Gewässer), basierend auf Simulationen mit dem Atmosphärischen Grenzschichtmodell HIRVAC-2D, LAD bezeichnet die Blattflächendichte (eigene Darstellung, Software OriginLab 2022)

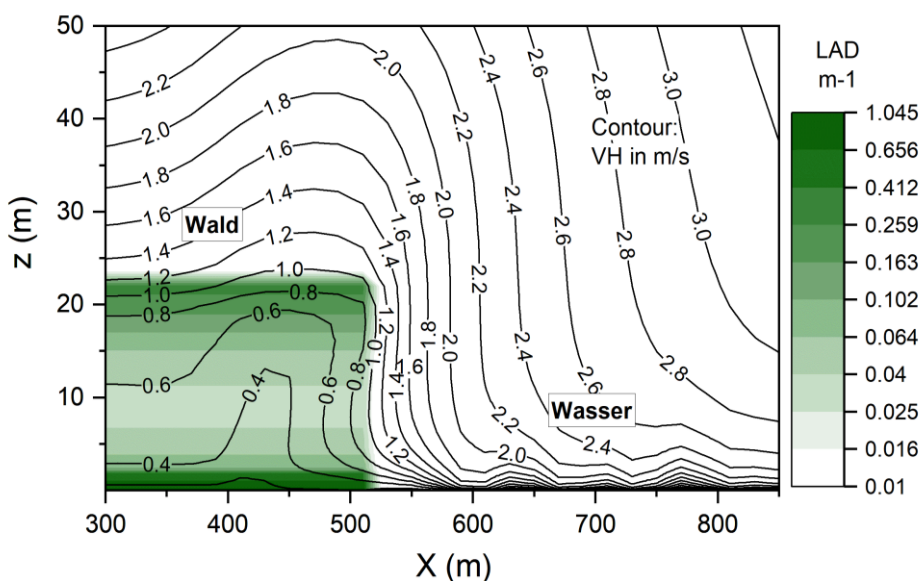


Abbildung 5: Verteilung der horizontalen Windgeschwindigkeit (v_H) an einem Rauigkeitssprung (Übergang Waldkante → Gewässer), basierend auf Simulationen mit dem Atmosphärischen Grenzschichtmodell HIRVAC-2D, LAD bezeichnet die Blattflächendichte (eigene Darstellung, Software OriginLab 2022)

3.2.3.4 Rauigkeitsänderung durch Windwellen

Durch windinduzierte Oberflächenwellen erhöht sich die Rauigkeit des Gewässers – mit direkten Auswirkungen auf das Wind- und Wasserdampfprofil und damit die Verdunstung (vgl. Formelansätze im Abschnitt 3.2.3.2 zur atmosphärischen Stabilität). Die auf das Windprofil bezogene aerodynamische

Rauigkeitslänge z_0 und die das Wasserdampfprofil bestimmende Rauigkeitslänge z_{0v} (entspricht z_{0q} im Abschnitt 3.2.3.2 zur atmosphärischen Stabilität) hängen von der Windgeschwindigkeit über der Wasseroberfläche ab. BRUTSAERT (1982) fasst dazu Ansätze für die Rauigkeitslängen über Gewässern von verschiedenen Autoren zusammen:

Der Basisansatz für die aerodynamische Rauigkeitslänge z_0 nach CHARNOCK (1955) für ein stationäres Wind- und Wasserwellenfeld lautet:

$$z_0 = \frac{u_*^2}{bg} \quad (15)$$

mit der Gravitationsbeschleunigung (g), der Schubspannungsgeschwindigkeit (u_*)⁴ und $b = 61-81$.

Ähnliche Werte für den Parameter b finden sich auf Basis von Messungen in der Dänischen Ostsee bei JOHNSON et al. (1998). Allerdings berücksichtigt der Ansatz nach Charnock nicht, dass die Rauigkeit der Wasseroberfläche bei sehr hoher Windgeschwindigkeit (> 25 m/s in 10 m Höhe) und kleinen Wellenzahlen kleiner wird (BREIVIK et al., 2022). Dies wird mit den Ansätzen in den Gleichungen 16 und 17 durch Differenzierung bzw. Einschränkung im Gültigkeitsbereich bzgl. Windgeschwindigkeit berücksichtigt:

$$z_0 = a u_*^b \quad (16)$$

mit $a = 1,69 \cdot 10^{-2}$, $b = -1$ für $u_* \leq 6,89 \text{ cm s}^{-1}$
 bzw. $a = 1,6 \cdot 10^{-4}$, $b = 1,0$ für $u_* > 6,89 \text{ cm s}^{-1}$

$$z_0 = 0,000714 u_* \quad (17)$$

für $u_* = 20 \dots 100 \text{ cm s}^{-1}$
 bzw. $u_{10} = 6 \dots 25 \text{ m s}^{-1}$

u_{10} bezeichnet die Windgeschwindigkeit in 10 m über der Oberfläche.

⁴ u_* gibt an, wie stark der Impuls durch Reibung von einer Oberfläche auf die Strömung übertragen wird. Sie ist kein direkt messbarer Geschwindigkeitswert der Strömung, sondern eine abgeleitete Größe, die die Dynamik der turbulenten Grenzschicht charakterisiert. In turbulenten Strömungen dient u_* häufig zur Normierung von Geschwindigkeitsprofilen oder Turbulenzgrößen.

Für die skalare Rauigkeitslänge des Feuchteprofils z_{0v} gibt BRUTSAERT (1982) folgende Beziehung an:

$$z_{0v} = 0,169 \exp(-1,40 u_*^{1/4}) \quad (18)$$

Für Schwachwindsituationen ($u_* = 2 \dots 20 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) schlagen BRUTSAERT & CHAN (1978) folgende Approximation von z_{0v} für aerodynamisch glatte Oberflächen vor:

$$z_{0v} = \beta z_{0v,r} + (1 - \beta) z_{0v,s} \quad (19)$$

wobei $z_{0v,r}$ wie folgt abgeschätzt wird

$$z_{0v,s} = 0,624 \frac{\nu}{u_*} \text{ mit } \nu = 1,48 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{s}^{-1} \quad (20)$$

und ν die kinematische Viskosität der Luft bezeichnet. $z_{0v,r}$ wird bestimmt zu:

$$z_{0v,r} = 0,169 \exp(-1,40 u_*^{1/4}) \quad (21)$$

Der Wichtungsfaktor β ergibt sich zu:

$$\beta = (u_* - 2) / 18 \quad (22)$$

3.2.3.5 Einfluss der Topographie der Umgebung

Topographische Einflüsse der Umgebung auf die Gewässerverdunstung ergeben sich aus der Wechselwirkung der Topographie mit Strahlung und Wind.

3.2.3.5.1 Einfluss der Topographie auf die Strahlung

Steile Böschungen im Uferbereich eines Gewässers verursachen eine Horizontüberhöhung. Dies hat zur Folge, dass das Gewässer am Morgen und am Abend durch das umliegende Gelände beschattet wird.

In nachfolgender Abbildung 6 ist beispielhaft der Schatteneffekt der Topographie (dunkle Fläche) am Ost- rand der Talsperre Klingenberg für den Tagesbeginn im Hochsommer dargestellt (21. Juni, 05:00 MEZ). Abbildung 7 zeigt, zu welchen Unterschieden der Schattenwurf in der einfallenden, kurzwelligen Strahlung führt. Die Schattenbereiche werden je nach Qualität des Schattenwurfes mehrheitlich nur durch Anteile der diffusen kurzwelligen Strahlung erreicht, d. h. die direkte kurzwellige Strahlung (direct insolation) beträgt hier, bei komplett deckendem Schattenwurf, 0 W m^{-2} .

Flächen, die nicht beschattet sind, kommen in den vollen Genuss der direkten und diffusen kurzwelligen Strahlung und erfahren eine entsprechend höhere einfallende kurzwellige Strahlung (total insolation, Summe aus diffuser und direkter, kurzwelliger Strahlung) (Abbildung 8).

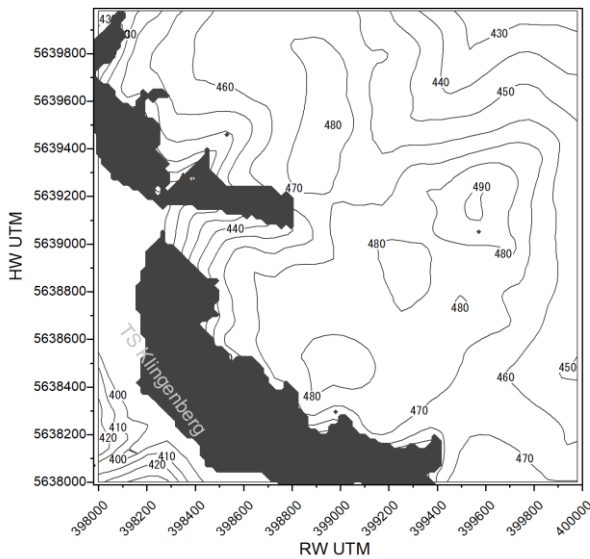


Abbildung 6: Schattenwurf am Ostrand der Talsperre Klingenberg (dunkles Feld) an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SOLWEIG2015a, OriginPro 2022b, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

Verglichen mit einer Ebene ohne Horizonteinschränkung reduziert sich die gesamte kurzwellige Einstrahlung zu diesem Zeitpunkt um etwa 24 % (Abbildung 9).

In der Jahressumme kann die solare Einstrahlung abhängig von Neigung und Ausrichtung der Geländenumgebung um bis zu 10% im Vergleich zu einer flachen Umgebung reduziert sein (ZHANG et al., 2024).

Nach JUNGHANS (1969) lässt sich der Winkel der Horizontüberhöhung γ' (Höhenwinkel des höchsten Geländepunktes ausgehend vom Fußpunkt des Geländes) folgendermaßen bestimmen:

$$\tan \gamma' = \frac{H_G \cos(A_f - A_s)}{c' + H_G \cot g'} \quad (23)$$

mit H_G der Höhe des Umgebungsgeländes, A_f bzw. A_s der Richtung des Geländeabschnitts bzw. der Sonne vom Berechnungspunkt aus, c' dem horizontalen Abstand zum Fußpunkt des Geländes und g' der Hangneigung.

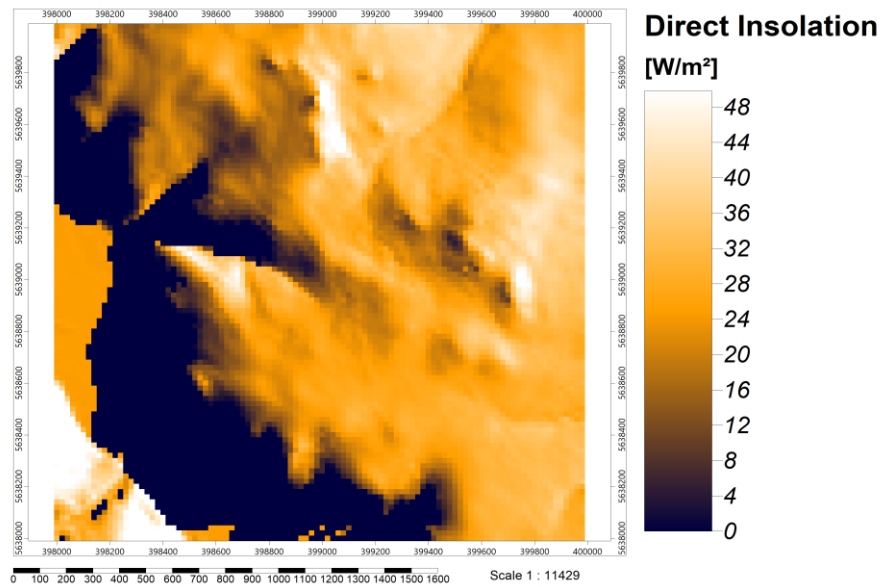


Abbildung 7: Direkte kurzwellige Einstrahlung (Direct Insolation) am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

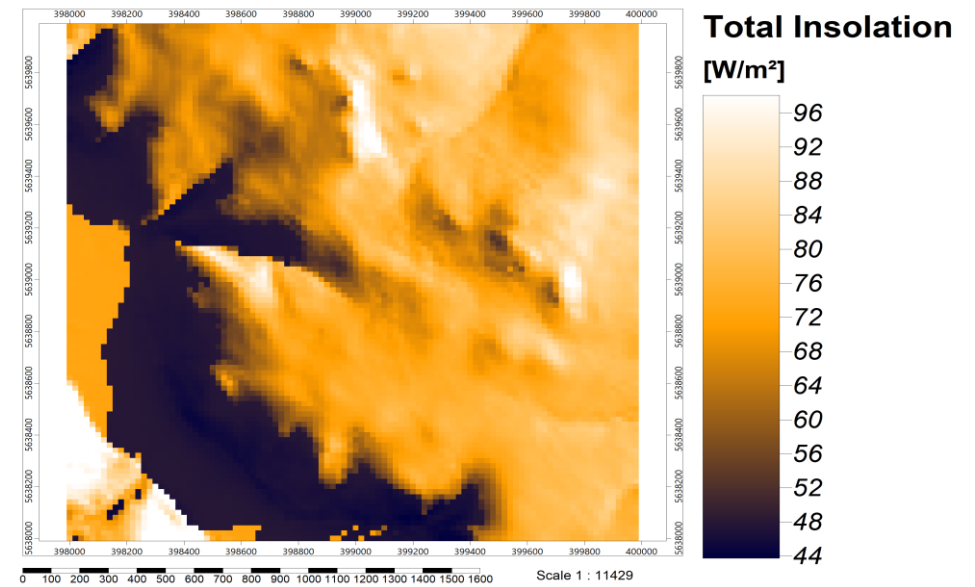


Abbildung 8: Gesamte kurzwellige Einstrahlung (Total Insolation) am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

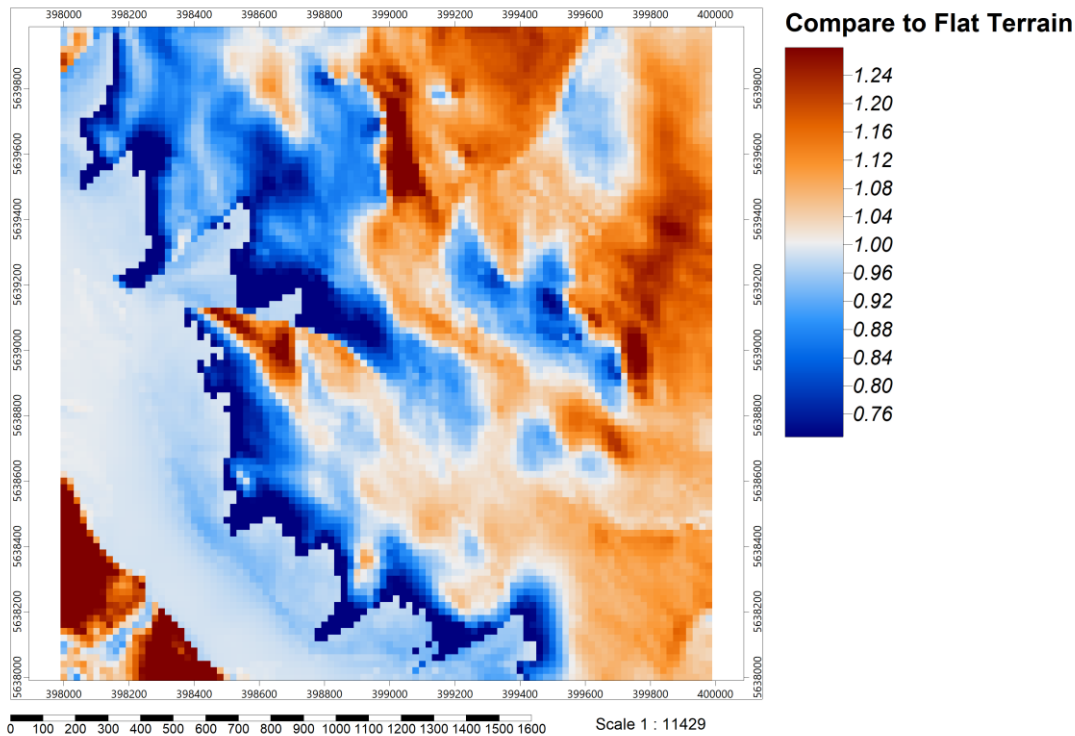


Abbildung 9: Verhältnis der gesamten kurzwelligen Einstrahlung mit und ohne Topographie am Ostrand der Talsperre Klingenberg an einem wolkenlosen Tag zur Sommersonnenwende um 05:00 MEZ infolge der Horizontüberhöhung des umliegenden Geländes. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

Einen geringeren Einfluss hat umgebendes Gelände auf die thermische (langwellige) Strahlung. Durch die Einschränkung der Himmelssichtbarkeit (beschrieben durch den Sky View Faktor – svf) wird ein Teil der langwelligen Gegenstrahlung der Atmosphäre durch die i. allg. größere langwellige Gegenstrahlung des Geländes ersetzt. Je größer der Sky View Faktor ist, desto größer ist die langwellige Gegenstrahlung in Richtung Gewässer.

Gleichzeitig wird ein kleiner Teil der langwelligen Abstrahlung des Gewässers von der thermisch «grauen» Umgebung reflektiert. Somit kann die langwellige Strahlungsbilanz (R_L) des Gewässers unter Einfluss einer erhöhten Geländeumgebung unter Vernachlässigung der Mehrfachreflektion vereinfacht geschrieben werden:

$$R_L = L_{down} - L_{up} \quad (24)$$

Die aufwärts gerichtete langwellige Strahlung (L_{up}) der Wasseroberfläche errechnet sich zu:

$$L_{up} = \varepsilon_{water} \cdot \sigma_{SB} \cdot T_{water}^4 \quad (25)$$

Die abwärts gerichtete langwellig Strahlung (L_{down}) ergibt sich wie folgt:

$$L_{down} = svf \cdot L_{down,atm} + (1-svf) \cdot L_{down,land} \quad (26)$$

mit $L_{down,atm}$ der abwärts gerichteten Strahlung aus der Atmosphäre,

$$L_{down,atm} = \varepsilon_{atm} \cdot \sigma_{SB} \cdot T_{atm}^4 \quad (27)$$

und $L_{down,land}$ der abwärts gerichteten Strahlung von der Landoberfläche

$$L_{down,land} = \varepsilon_{land} \cdot \sigma_{SB} \cdot T_{land}^4 \quad (28)$$

mit L_{down} , L_{up} der abwärts und aufwärts gerichteten langwelligen Strahlung, ε_{atm} , ε_{land} , ε_{water} dem langwelligen Emissionsvermögen der Atmosphäre (Emissivität, circa 0,7), der Landoberfläche der Umgebung (0,90–0,98) und der Wasseroberfläche (0,92–0,97) (BENDIX & LUTERBACHER, 2019), σ_{SB} der Stefan-Boltzmann-Konstanten ($5,6696 \cdot 10^{-8} \text{ Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$) sowie T_{atm} , T_{land} , T_{water} – der Temperatur der Atmosphäre bzw. der Land- oder Wasseroberfläche.

Abbildung 10 zeigt beispielhaft die Verteilung des Sky View Faktors am Ostrand der Talsperre Klingenberg.

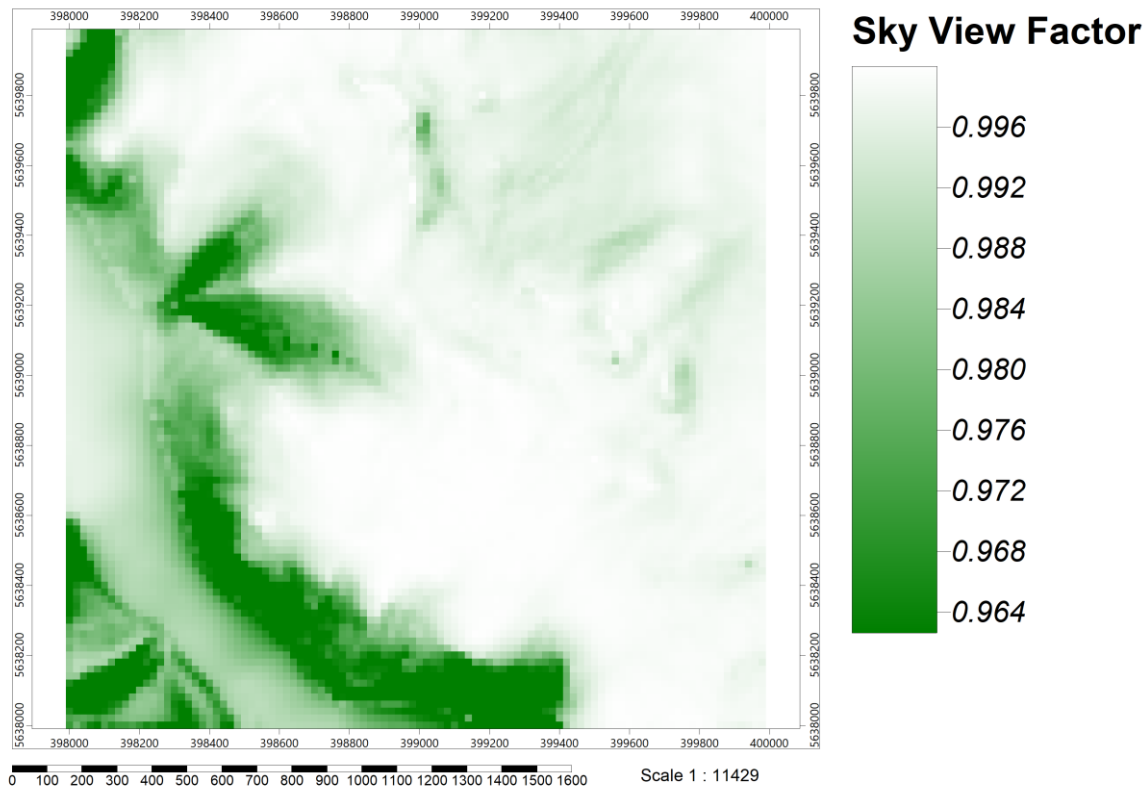


Abbildung 10: Sky View Faktor am Ostrand der Talsperre Klingenberg. Eigene Darstellung (Software SAGA 9.8.1, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

Unter Annahme, dass zu Beginn der Nacht die Land- und bodennahe Atmosphärentemperatur ungefähr gleich sind und die Wassertemperatur etwas höher ist, kann mit Formel 26 die Erhöhung der langwelligeren Strahlung (L_{down}) zum Gewässer aus der Umgebung beispielhaft abgeschätzt werden. Für das Beispiel in Abbildung 11 werden dabei folgende Annahmen getroffen: $T_{\text{land}} = T_{\text{atm}} = 20^{\circ}\text{C}$ (293 K); $T_{\text{water}} = 23^{\circ}\text{C}$ (296 K); $\epsilon_{\text{atm}} = 0,75$; $\epsilon_{\text{land}} = 0,95$.

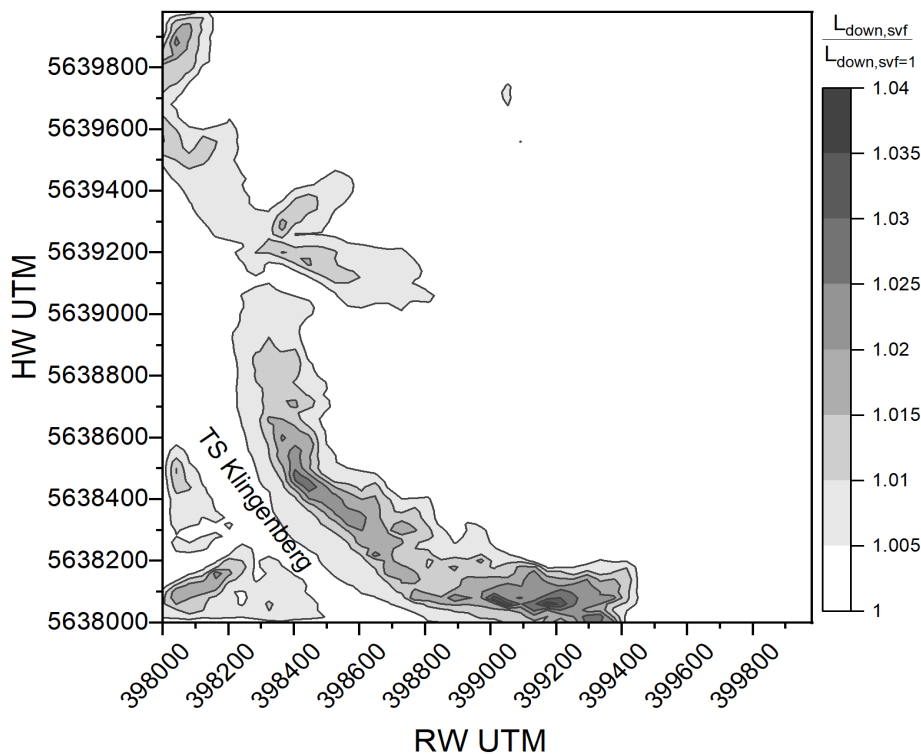


Abbildung 11: Verstärkung der langwelligen Gegenstrahlung durch die Horizonteinschränkung am Ostrand der Talsperre Klingenberg. Eigene Darstellung (Software, OriginPro 2022b, Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0)

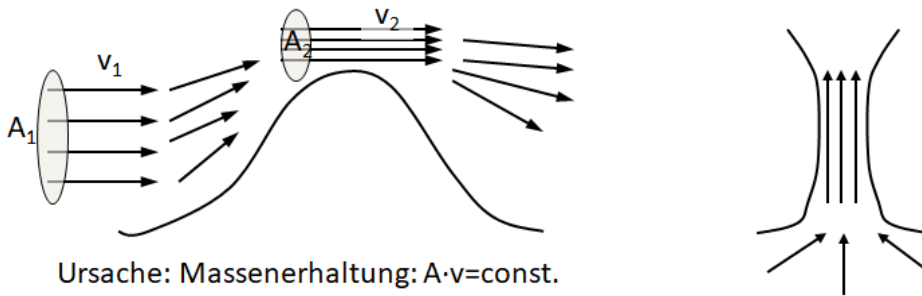
Das Ergebnis zeigt, dass die Erhöhung der nächtlichen Strahlungsbilanz (Verhältnis der nächtlichen langwelligen Einstrahlung mit und ohne Horizontüberhöhung größer als 1) infolge Horizontüberhöhung im Beispiel der Talsperre Klingenberg nur wenige Prozent beträgt (Verhältnis 1,04: Erhöhung um 4% gegenüber der Einstrahlung ohne Horizontüberhöhung). Der topographische Einfluss auf die Erhöhung der nächtlichen langwelligen Einstrahlung und damit auf die Erhöhung der nächtlichen Verdunstung am Gewässerrand ist damit im Vergleich zur Wirkung der Beschattung auf die kurzwellige Strahlung am Tage infolge Horizontüberhöhung als gering einzuschätzen.

3.2.3.5.2 Einfluss der Topographie auf die Strömung

Gelangt ein Windfeld in ein topographisch gegliedertes Gelände, so ist es gezwungen, Hindernisse zu umströmen bzw. zu überströmen (z. B. Hügel).

Dabei kommt es aus Gründen der Massenerhaltung bei Durchströmen eines veränderten Querschnitts (z. B. in Tälern) entweder zur Verstärkung oder zur Abschwächung der Strömung (Abbildung 12).

a) Verstärkung durch Strömungsverengung (Taleinengungen, Kuppen, Bergrücken)



b) Abschwächung durch Windschatten im Lee von Hindernissen und Strömungsdivergenz (Talerweiterungen)



Abbildung 12: Verstärkungs- und Abschwächungseffekte an Kuppen und in Tälern aus Gründen der Massenerhaltung (schematisch, eigene Darstellung, v – Windgeschwindigkeit, A – Strömungsquerschnitt)

Das durch Topographie modifizierte Strömungsfeld kann die Verdunstung im Uferbereich von Gewässern im Vergleich zu Gebieten ohne topographischen Einfluss modifizieren.

Abschätzungen zu geländeabhängigen Verstärkungsfaktoren der Strömung finden sich u. a. bei FLEMMING (1982). Die topographieabhängige Modifikation der Strömung unter Berücksichtigung der Landnutzung wurde im Forschungsprojekt QuWind100 zur Erstellung klimatologischer Windkarten für die Planung von Windenergieanlagen untersucht (STARKE et al., 2019).

Topographieeffekte auf die mittleren Windverhältnisse lassen sich u. a. mit diagnostischen massenkonsistenten Windmodellen untersuchen (RATTO et al., 1994; SHERMAN, 1978). In diesen Modellen wird ein vorgegebenes Strömungsfeld durch einen iterativen Prozess an die darunterliegende Topographie so lange angepasst, bis an den Rändern des Modellgebiets «Divergenzfreiheit» herrscht (die räumliche Änderung der Windkomponenten im dreidimensionalen Raum muss am Modellrand minimal sein). Das Verzicht auf die Lösung der vollständigen prognostischen Strömungsgleichungen wie in einem Atmosphärenmodell lässt die Berechnung von Strömungsfeldern auf herkömmlichen PC zu. Jedoch muss beachtet werden, dass das Ergebnis typische mittlere Strömungsverhältnisse, aber keine thermischen Effekte wie lokale Kaltluftflüsse oder lokale thermische Windsysteme darstellen kann.

Beispielhaft ist in den folgenden beiden Abbildungen (Abbildung 13, Abbildung 14) die Wirkung der Topographie auf das Strömungsfeld für einen Taleinschnitt mit wechselnder Ausrichtung (Weißeritztal bei Tharandt) und einen isolierten Berg (Landeskrone bei Görlitz) basierend auf Simulationen mit einem diagnostischen Windmodell dargestellt. Gut erkennbar ist die Verstärkung und Umlenkung des Windes am Einzelhindernis, während in den Tälern je nach Talausrichtung sowohl Verstärkung als auch Abschwächung und unterschiedliche Ablenkungen des Windes auftreten können.

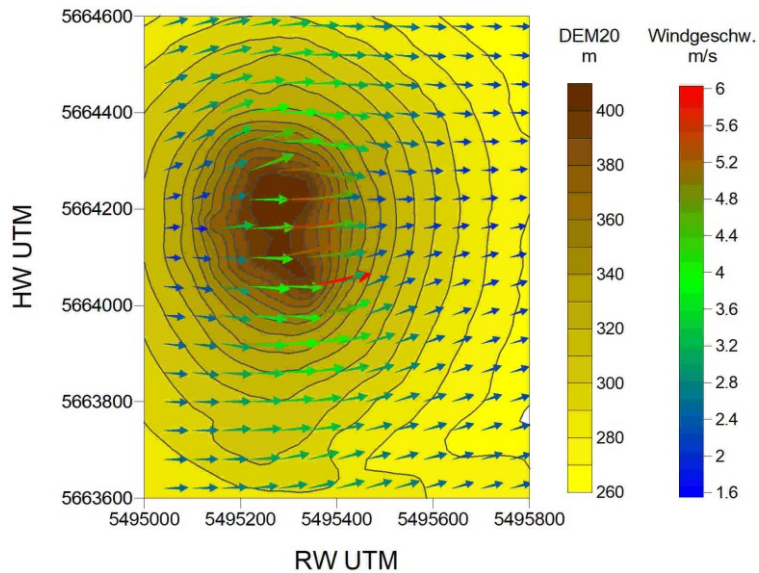


Abbildung 13: Strömungsbeeinflussung (Wind in 10 m über Grund) durch einen isolierten Berg (Landeskrone). Eigene Darstellung (Software Golden SURFER 8), basierend auf Simulationen mit dem massenkonsistenten Windfeldmodell WiTrak (KERSCHGENS et al., 1995), Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0

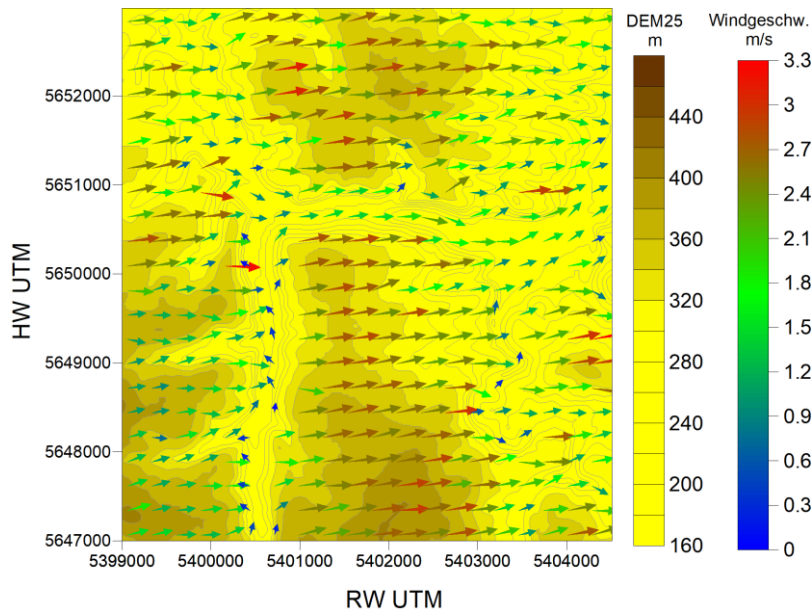


Abbildung 14: Strömungsbeeinflussung (Wind in 10 m über Grund) durch Taleinschnitte (Weißeritztal bei Tharandt). Eigene Darstellung (Software Golden SURFER 8), basierend auf Simulationen mit dem massenkonsistenten Windfeldmodell WiTrak (KERSCHGENS et al., 1995), Datengrundlage DGM20 Freistaat Sachsen GeoSN, dl-de/by-2-0

3.2.3.5.3 Einfluss der Topographie auf lokale Kaltluftflüsse

In klaren, windschwachen Nächten des Sommerhalbjahres, wenn die nächtliche Strahlungsbilanz der Landoberflächen deutlich negativ wird und kein nennenswerter Luftaustausch mit der wärmeren Umgebung stattfindet, kann sich im topographisch gegliederten Umfeld eines Gewässers lokale Kaltluft bilden. Voraussetzung dafür ist, dass bestimmte Abschnitte der Landoberfläche unter den o. g. atmosphärischen Voraussetzungen lokal stärker abkühlen als deren Umgebung. Gut geeignet dafür sind Oberflächen, deren Bodenwärmespeicher klein bleibt, so dass abgegebene Bodenwärme die nächtliche Abkühlung nicht nennenswert verzögert. Gute «Kaltluftbildner» sind in diesem Zusammenhang z. B. kurzgehaltene Grasflächen und trockene Ackerböden (VDI, 2024).

Bei ausreichendem Gefälle fließt die so gebildete lokale Kaltluft, die eine höhere Dichte als ihre Umgebung aufweist, abhängig von der Schwerkraft zum Gewässer. Die Stärke und Richtung des Kaltluftabflusses hängt außerdem von der Rauigkeit der Unterlage, der Orientierung und dem Querschnitt des Geländes sowie dem Vorhandensein von Strömungshindernissen in der Kaltluftbahn ab (VDI, 2024). Gelangt die Kaltluft auf das Gewässer, werden beim Überfließen der Temperatur- und Feuchtegradient über der verhältnismäßig warmen nächtlichen Gewässeroberfläche verstärkt. Dies führt zu einer Intensivierung der Gewässerverdunstung. Je größer die Temperatur- und Feuchtedifferenz zwischen Gewässeroberfläche und der darüber liegenden Kaltluft ist, umso stärker ist die Korrelation zur Verdunstung (ZHANG & LIU, 2014).

Zur Abschätzung der potentiellen Wirkung lokaler Kaltluft im topographisch gegliederten Umfeld eines Gewässers können Kaltluftabflussmodelle eingesetzt werden. Dabei handelt es sich um vereinfachte atmosphärische Strömungsmodelle, die den Kaltluftabfluss in Abhängigkeit vom Abkühlungsbetrag der Kaltluft, der Geländetopographie und der Geländerauigkeit berechnen (SIEVERS & KOßMANN, 2016). Dies hat den Vorteil, dass in solchen Modellen Fallsituationen auch für größere Gebiete (bis 1.000 km²) mit feiner Auflösung (5–10 m) auf einem herkömmlichen PC in wenigen Stunden gerechnet werden können. In der nachfolgenden Abbildung 15 ist der Fluss lokaler Kaltluft basierend auf Simulationen mit dem Modell KLAM_21 (SIEVERS & KOßMANN, 2016) im Bereich der Talsperre Hohenwarte (Thüringen) beispielhaft dargestellt. Deutlich erkennbar ist das Abfließen der Kaltluft aus den Seitentälern auf die Oberfläche der Talsperre.

Die hier exemplarisch dargestellten Effekte lokaler Kaltluft auf die Gewässerverdunstung hängen in entscheidendem Maße von der Topographie der Umgebung des als Pilotgewässers ausgewählten Bergbaufolgesees ab (siehe dazu Kapitel 6.3.1)

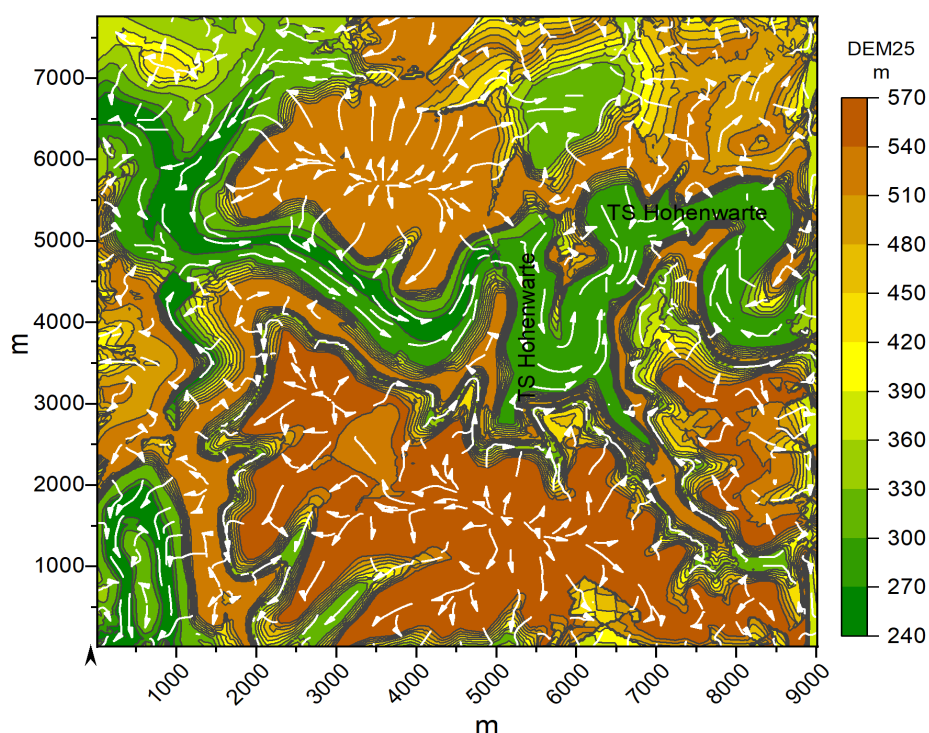


Abbildung 15: Fließwege der lokalen Kaltluft im Bereich der Talsperre Hohenwarte mit Topographie (DEM25), 3 Stunden nach Sonnenuntergang. Basis: Kaltluftsimulation mit KLAM_21. Eigene Darstellung (OriginPro 2022b)

3.2.3.5.4 Lokale thermische Zirkulationssysteme

Lokale thermische Zirkulationssysteme entstehen unter autochthonen Wetterbedingungen (Sommerhalbjahr, wolkenarm und windschwach, s. a. Abschnitt 3.2.3.5.2) und bei großen thermischen Unterschieden zwischen zwei benachbarten Oberflächen. Bei Gewässern mit einer Ausdehnung von mindestens 5 km (SEGAL et al., 1997) führt der große thermische Unterschied zur benachbarten Landoberfläche zur Ausbildung von Land-See-Wind-Systemen. Bei diesem lokalen Windsystem strömt tagsüber die bodennahe Luft vom kälteren Gewässer zum wärmeren Umland. Nachts kehrt sich die Strömung um und kühlere Luft vom Umland strömt auf das Gewässer (BUCKLEY & KURZEJA, 1997). Die Wirkung dieses «Landwindes» über dem Gewässer ähnelt der von lokaler Kaltluft, die aus höherem Gelände zum Gewässer strömt. Allerdings ist das beteiligte Luftvolumen beim nächtlichen Landwind vertikal deutlich mächtiger ausgedehnt (mehrere 100 m, BUCKLEY & KURZEJA, 1997; TSUJIMOTO & Koike, 2013) als das Volumen im Zusammenhang mit lokalen Kaltluftflüssen (Meter bis Dekameter; VDI, 2024), was eine größere Reichweite des nächtlichen Landwindes in das Gewässer hinein (mehrere Kilometer) zur Folge hat (BUCKLEY & KURZEJA, 1997). Der nächtliche Landwind als Teil der Land-See-Wind Zirkulation hat in den gemäßigten Breiten seine stärkste Ausprägung im Herbst, wenn der nächtliche Temperaturkontrast zwischen Land und Gewässer am größten ist (FEDERICO et al., 2010). In den Subtropen ist dies jedoch im Frühjahr der Fall (CASE et al., 2002). Die mit dem Landwind verbundene Zunahme der Windgeschwindigkeit, des vertikalen Temperaturgradienten und der Turbulenz (BUCKLEY & KURZEJA, 1997) verstärken die nächtliche Verdunstung über dem Gewässer.

4 Stand der Forschung zur raumdiskreten Modellierung der Seeverdunstung

4.1 Modellierung der Verdunstung freier Wasserflächen

4.1.1 Modellkonzepte

SPANK (2024) gibt einen umfassenden Überblick über genutzte Modellkonzepte zur Bestimmung der Verdunstung freier Wasserflächen, wobei 11 verschiedene Gruppen von Modellkonzepten unterschieden werden. Von diesen verschiedenen Modellkonzepten wird der Dalton-Ansatz aus der Gruppe der Bulk-Ansätze, auch bezeichnet als Stoff- oder Massentransfermodelle, als der am besten geeignete Ansatz für offene, ausgedehnte Gewässer herausgearbeitet (SPANK, 2024; siehe auch DVWK, 1996; HARWELL, 2012, LI & ZHAO, 2018; RODRIGUES et al., 2021 sowie SPANK et al., 2025). Alle anderen in SPANK (2024) ausführlich diskutierten Modellkonzepte unterliegen Einschränkungen, die sich aus methodischer Sicht oder mit Hinblick auf die messtechnischen Anforderungen in Bezug auf Eingangsparameter ergeben. In die Bewertung fließen neben methodischen Aspekten, wie die Erfüllung von Anwendungsvoraussetzungen für bestimmte Ansätze und die Beachtung der Verdunstungsspezifika freier Wasserflächen auch die Übertragbarkeit auf andere Standorte ein. Tabelle 5 zeigt hierzu einen Überblick über die verschiedenen Modellkonzepte, deren grundsätzlichen Ansatz, über Herausforderungen und Einschränkungen bei deren Anwendung und gibt eine Einschätzung zu deren Eignung.

Die in Tabelle 5 in den Modellgruppen (i), (ii) und (iii) aufgeführten Modelle basieren rein auf empirischen Zusammenhängen. Dies schließt die Übertragbarkeit und Anwendbarkeit der Modellgleichungen auf andere Gewässer bzw. unbeobachtete Systemzustände, wie sie sich z. B. unter Berücksichtigung klimatischer Veränderungen ergeben können, aus bzw. schränkt diese stark ein. Insgesamt werden diese Modelltypen auch meist nur durch meteorologische Variablen angetrieben. Es werden Umweltgrößen, die den Verdunstungsprozess über freien Wasserflächen maßgeblich steuern, nicht berücksichtigt. Sie finden nur implizit durch in der Natur auftretende Querkorrelationen Berücksichtigung. Entsprechend sind diese Modelltypen zur verlässlichen Approximation der über den Wasserflächen von Bergbaufolgeseen auftretenden Gewässerverdunstung gänzlich ungeeignet.

Strahlungsgetriebene Modelle (Modellgruppe iv) berücksichtigen den physikalisch-begründeten primären energetischen Antrieb des Verdunstungsprozesses. Es wird jedoch vernachlässigt, dass die in den Wasserkörper eingetragene Strahlungsenergie zunächst in Wärme umgesetzt wird, welche im Wasserkörper gespeichert wird. Entsprechend vernachlässigen Modellansätze der Gruppe (iii) den tatsächlichen energetischen Antrieb. Dieses Defizit wird in der praktischen Anwendung durch eine empirische an den Standort angepasste Kalibrierung der zugehörigen Modellparameter kompensiert, wodurch diese Modelle trotz ihres physikalisch-basierten Hintergrunds zu rein empirischen Ansätzen degradiert werden. Diese können nur mit entsprechender Kalibrierung und Inkaufnahme deutlicher, methodisch

bedingter Unsicherheit angewendet werden. Für die hier adressierte Anwendung der verlässlichen Approximation der Gewässerverdunstung von Bergbaufolgeseen scheiden diese Modelltypen aus.

Bulk-Ansätze (Modellgruppe v), welche auch als Stoff- oder Massen-Transfermodelle bezeichnet werden und zu denen auch der bereits benannte Dalton-Ansatz gehört, sind nach Einschätzung der Autoren die einzigen Ansätze, die sich tatsächlich zur Modellierung der Verdunstung über freien Wasserflächen eignen. Diese Modelle berücksichtigen den Verdunstungsprozess antreibenden Gradienten zwischen Sättigungsdampfdruck bei Wasseroberflächentemperatur und tatsächlichem Dampfdruck der darüber liegenden Luftschicht mit der zugehörigen Ventilation. Entsprechend ist der tatsächliche physikalische Treiber der Verdunstung über freien Wasserflächen klar implementiert. Herausfordernd ist die Parametrisierung der Windfunktion, die den Einfluss des Windes auf die Verdunstung adressiert. Die Parametrisierungen variieren u. a. in Abhängigkeit von der Gewässergröße und der Rauigkeit des Umlands. Dennoch können bereits Standardparametrisierungen bei Beachtung der zugehörigen Anwendungsvooraussetzungen und unter Beachtung der unvermeidbaren Unsicherheiten robuste Erstabschätzungen liefern. Die Verbesserung der Parametrisierung inklusive der Entwicklung physikalisch-basierter Ansätze zur numerischen Darstellung der Windfunktion sind dabei gegenwärtige wissenschaftliche Aufgaben. Ein großer weiterer Vorteil der Bulk-Ansätze bzw. des Dalton-Ansatzes ist die vergleichsweise einfach zu realisierende Bereitstellung der notwendigen Treibervariablen. Das sind: Windgeschwindigkeit (u), Lufttemperatur (T_a), relative Luftfeuchte (RH) und Wasseroberflächentemperatur (T_{water}). Im Falle der Wasseroberflächentemperatur kann auf Wassertemperaturdaten aus den obersten 50 cm als Proxy ausgewichen werden, da bei großen Wasserflächen, wie den hier adressierten Bergbaufolgeseen, auch in Phasen der sommerlichen Stagnation eine ausreichende Durchmischung innerhalb dieses Tiefenbereichs angenommen werden kann.

Modelle der Gruppen (vi) und (vii) sind zur Modellierung der Verdunstung großer Seen unter praktischen Gesichtspunkten ungeeignet. Diese Einschätzung ergibt sich insbesondere durch die Berücksichtigung der unvermeidbaren Messunsicherheiten bei den gemessenen vertikalen Temperaturprofilen im Gewässerkörper, welche notwendig sind, um die Wärmespeicherung im Wasserkörper berechnen zu können. Aufgrund der hohen Wärmespeicherkapazität von Wasser ($c_w = 4,186 \cdot 10^3 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$) führen kleinste Messtoleranzen in der Temperaturbestimmung von $\pm 0,1 \text{ K}$ und in der Verortung der Tiefenlamelle ($\pm 2 \text{ cm}$) zu unbrauchbaren Ergebnissen. Aufgrund der Nichterfüllbarkeit der erforderlichen Messgenauigkeit unter praktischen Bedingungen scheiden diese Modelltypen aus und werden als ungeeignet eingestuft.

Skalierungsansätze (Modellgruppe viii) nutzen die Gras-Referenzverdunstung oder Ansätze zur Berechnung der potentiellen Verdunstung. Diese als Basis definierte und als Referenz bezeichnete Bemessungsgröße wird mit einem empirisch zu ermittelndem Faktor auf die tatsächlich über der Zielfläche

auftretende Verdunstung skaliert. In der Anwendung setzt diese Methodik somit Messdaten der Verdunstung von der Zielfläche und eine strenge Synchronität und lineare Korrelation zwischen der benutzten Referenzverdunstung und der tatsächlichen Verdunstung über der Zielfläche voraus. Wie in SPANK (2024) beschrieben, ist aber bei großen Wasserflächen weder eine Synchronität und noch eine Korrelation zwischen Referenzverdunstung und Gewässerverdunstung a priori gegeben. Zusätzlich zu diesem Sachverhalt ist zu berücksichtigen, dass die ermittelten Skalierungsfaktoren einen starken empirischen Charakter haben, was die Übertragung und damit die universelle Anwendung des Modells ausschließt oder zumindest stark einschränkt und letztlich eine Einstufung dieser Modellgruppe als ungeeignet bedingt.

Modelle der Gruppen (ix), (x) und (xi) repräsentieren Spezialanwendungen und wurden nur der Vollständigkeit halber aufgeführt. Im Falle der komplexen thermodynamischen Gewässermodelle (Modellgruppe ix) ist der Datenbedarf und der zugehörige Parametrisierungsaufwand sehr hoch und steht in keinem Verhältnis zu der erwartbaren Qualität der modellierten Verdunstungswerte. Die Gleichgewichtstemperaturmethode (Modellgruppe x) wird nur in einer Publikation (FINCH & HALL, 2001) beschrieben. Entsprechend gibt es für dieses Modell bzw. diesen Modelltyp keine fundierte Erfahrungsgrundlage zu Limitierungen und Unsicherheiten, was die Anwendung im Rahmen dieses Projekts ausschließt. Die in Gruppe (xi) zusammengefassten Sonderlösungen beziehen sich ebenfalls primär auf im wissenschaftlichen Bereich anzutreffende Modellkonzepte. Ähnlich Gruppe (x) sind diese Modelltypen aufgrund des experimentellen Charakters bzw. der Fokussierung auf bestimmte Gewässertypen als ungeeignet einzustufen. Vor diesem Hintergrund sind daher die Modelltypen (ix), (x) und (xi) ungeeignet, um zu einer verlässlichen und pragmatischen Modellierung der Verdunstung über freien Wasserflächen wie der von Bergbaufolgeseen zu gelangen. Für eine ausführliche Darstellung und Diskussion aller in Tabelle 5 aufgeführten Modellgruppen bzw. -konzepte wird auf SPANK (2024) verwiesen.

Tabelle 5: Überblick über verschiedene Modellkonzepte und Ansätze zur Abschätzung der Verdunstung freier Wasserflächen, nach SPANK (2024), ergänzt um Angaben aus HOJJATI et al. (2020) sowie eigene Angaben zur Bewertung

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(i)	Temperaturgesteuerte Ansätze	Berechnung der Verdunstung in Abhängigkeit von Lufttemperatur/Wassertemperatur unter Verwendung empirisch ermittelter Korrelationen	standortspezifische Kalibrierung notwendig	empirischer Ansatz; begrenzte zeitliche Auflösung (Monat); standortsspezifische Kalibrierung notwendig; Neukalibrierung bei Änderung Standortbedingungen notwendig → laut DWA, 2018; DWA, 2024 sowie VDI, 2025 ungeeignet
(ii)	Tageslängen-Temperatur-Ansätze	Erweiterung von (i) um jahreszeitliche variable Tageslänge	wie (i)	wie (i)
(iii)	Luftfeuchtegesteuerte Ansätze	Berechnung der Verdunstung unter Verwendung des Wasserdampfdefizits berechnet als Differenz zwischen Sättigungsdampfdruck bei Luft- oder Wasseroberflächentemperatur und tatsächlichen Dampfdruck der oberflächennahen Luftschicht und unter Verwendung empirisch ermittelter Korrelationen	wie (i)	wie (i)

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(iv)	Strahlungsgesteuerte Ansätze	Verdunstung wird als Funktion der solaren Einstrahlung beschrieben, gegebenenfalls in Kombination mit Ansätzen aus (i) oder (ii)	wie (i)	Zwischenstellung zwischen empirischen und physikalisch basierten Modellansätzen Meist bauen die Ansätze auf Korrelationsbeziehungen zwischen Strahlungsinput und Verdunstung auf. Dadurch wird nicht beachtet, dass der energetische Antrieb des Verdunstungsprozesses freier Wasseroberflächen in hohem Maße aus dem Wärmespeicher des Wasserkörpers stammt und daher keine direkte Abhängigkeit der Verdunstung von der augenblicklich einfallenden Strahlung besteht. → nicht geeignet

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(v)	Bulk-Ansätze (auch als Stoff- oder Massen-Transfermodelle bezeichnet, inklusive Dalton)	Berechnung der Verdunstung als Funktion der Windgeschwindigkeit und des Wasserdampfdefizits als Differenz zwischen Sättigungsdampfdruck bei Wasseroberflächentemperatur und tatsächlichen Dampfdruck der Luft	Parametrisierung der Windfunktion	Zwischenstellung zwischen empirischen und physikalisch basierten Modellansätzen; verschiedene empirische Parametersätze in Abhängigkeit vom Fetch^{#1} verfügbar, jedoch auch physikalisch-basierte Parametrisierung vorstellbar etablierte Methode zur Berechnung der Gewässerverdunstung, die zu robusten und plausiblen Ergebnissen führt; benötigte Variablen mit relativ wenig Aufwand messbar (Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Luftfeuchte, Wasseroberflächentemperatur) → bestmöglicher Ansatz zur Modellierung der Verdunstung freier Wasserflächen
(vi)	Energiebilanzansätze	Berechnung LE über die Energiebilanz als Restglied der Energiebilanz	sehr genaue Bestimmung aller benötigten Komponenten der Energiebilanz insbesondere Wärmespeicheränderung notwendig	Physikalisch basierter Ansatz; Unsicherheiten in der Bestimmung der Wärmespeicheränderung des Wasserkörpers können zu sehr großen Unsicherheiten in der ermittelten Verdunstung führen^{#2}; Unsicherheiten aller anderen Energiebilanzkomponenten summieren in LE auf → nicht geeignet

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(vii)	Kombination von Energie- und Massentransfer	Berechnung der Verdunstung über eine Kombination von Energie- und Massentransfer	sehr genaue Bestimmung aller benötigten Komponenten der Energiebilanz insbesondere Wärmespeicheränderung notwendig	Physikalisch basierter Ansatz; Unsicherheiten in der messtechnischen Bestimmung der Wärmespeicheränderung des Wasserkörpers können zu sehr großen Unsicherheiten in der ermittelten Verdunstung führen; Anwendungsvoraussetzung, dass sich die Oberflächentemperatur und die Lufttemperatur der angrenzenden Luftschicht kaum unterscheiden, ist bei freien Wasserflächen nicht erfüllt → nicht geeignet
(viii)	Skalierung von Referenzverdunstungen ^{#3}	Verdunstung der Zieloberfläche wird in Beziehung mit einer Referenzverdunstung gesetzt und ein Skalierungsfaktor abgeleitet	mehrfährige Datenreihen zur Ableitung der Beziehung	Zwischenstellung zwischen empirischen und physikalisch basierten Modellansätzen begrenzte Übertragbarkeit der Skalierungsfaktoren zwischen den Jahren sowie zwischen verschiedenen Standorten; Referenzverdunstung beachtet nicht den Sachverhalt, dass die Seenverdunstung zentral aus der Wärmespeicherung im Wasserkörper gesteuert wird → nicht geeignet

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(ix)	Komplexe thermodynamische Gewässermodelle	Verdunstung wird als Restglied der Energiebilanz iterativ ermittelt, anschließend wird meist ein Bulk-Ansatz zur Lösung prognostischer Aufgaben angepasst	Bathymetriedaten; sehr aufwendig in Parametrisierung und Kalibrierung	Modellkopplung aus empirischen und physikalisch basierten Teilmodellen Verdunstung ist meist keine Zielgröße, sondern wird zum Kalibrieren limno-physikalischer Zielgrößen z. B. Schichtung und Wassertemperatur verwendet. Modelle müssen für jedes Gewässer neu parametrisiert und kalibriert werden. → nicht geeignet
(x)	Gleichgewichtstemperaturmethode	Ansatz beruht auf Herstellung eines energetischen Gleichgewichts zwischen Wasserkörper und darüber befindlicher Luftschicht, welches die sich einstellende Wassertemperatur definiert	Anwendung eines kaum erprobten und verifizierten Ansatzes	nur für vollständig durchmischte Gewässer anwendbar; nur in einer Publikation (FINCH & HALL, 2001) beschrieben und angewandt, daher liegen keine ausreichenden Erkenntnisse zu der physikalischen Sinnhaftigkeit, den Limitierungen und den Unsicherheiten vor → nicht geeignet

Nr.	Modellgruppe	Beschreibung	Herausforderung	Bewertung und Bemerkungen
(xi)	Sonderlösungen für kleine und flache Gewässer z. B. Panin et al. (2006) und Granger & Hedstrom (2011)	Beachtung der energetischen Wechselwirkung mit Umland und des Effekts der Gewässertiefe	je nach Ansatz teilweise aufwendigere Eingangsdaten, z. B. Informationen zur Wellenhöhe, atmosphärische Schichtung, H und LE von tiefen Seen oder auch Differenz zwischen Lufttemperatur über Land und über dem Gewässer	Zwischenstellung zwischen empirischen und physikalisch basierten Modellansätzen Nur für sehr kleine und sehr flache Gewässer → nicht geeignet

^{#1} Fetch oder auch Windwirklänge oder Streichlänge ist die Wegstrecke, die der Wind bis zum Messpunkt über der zu bemessenden Oberfläche über diese zurückgelegt hat. Ist diese zu kurz, so ist das gemessene Signal durch Anteile beeinflusst, die auf windabwärts gelegene andere Oberflächen zurückgehen.

^{#2} Siehe hierzu auch SPANK (2024)

^{#3} Als Referenzverdunstung wird im Allgemeinen ET_0 nach ALLEN et al. (1998) verwandt, die dem Ansatz nach Penman-Monteith sehr ähnlich ist, jedoch einen fest definierten Oberflächenwiderstand verwendet und von einer gut wasserversorgten Grasfläche mit geringer Wuchshöhe ausgeht.

4.1.1.1 Ansatz nach Dalton

Der Dalton-Ansatz zählt zu den Bulk-Ansätzen. Er wird international als geeignet für offene und ausgedehnte Wasserflächen eingeschätzt und entsprechend häufig angewandt, um Tageswerte der Verdunstung zu erhalten (DVWK, 1996; HARWELL, 2012; LI & ZHAO, 2018; RODRIGUES et al., 2021; SPANK et al., 2025). Seine Attraktivität ist ebenfalls durch die einfache Verfügbarkeit der erforderlichen Eingangsdaten bedingt. Der Dalton-Ansatz geht auf DALTON (1802) zurück, der den Zusammenhang zwischen Wind, Temperatur und Verdunstung beschrieben hat. Er kann durch folgende Gleichung dargestellt werden:

$$E = f(u) (e_s(T_s) - e) \quad (29)$$

mit der Evaporation (E), dem Dampfdruck in der Luft (e), dem Sättigungsdampfdruck (e_s) in Abhängigkeit von der Oberflächentemperatur des Wassers (T_s) und einer Windfunktion ($f(u)$).

Für $f(u)$ wurde im Laufe der Jahre eine Vielzahl von Beschreibungen entwickelt (MCJANNET et al., 2012), wobei zumeist folgende Gleichung genutzt wird:

$$f(u) = Au + B \quad (30)$$

mit den Parametern A und B. Mit dem Parameter A wird dabei die Auswirkung des Zusammenspiels von Wasserdampfsättigungsdefizit VPD_s (hier Wasserdampfsättigungsdefizit in Abhängigkeit von der Oberflächentemperatur des Wassers; Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) und Wind (Heranführen und Abtransport von Luft) auf die Verdunstung berücksichtigt. Parameter B berücksichtigt die luftfeuchteinduzierte Konvektion (feuchte Luft ist leichter als trockene Luft). Dies bedeutet, dass mit B der Verdunstungsprozess bei Windstille oder auch bei sehr geringem Wind fassbar ist.

Setzt man Gleichung 30 in Gleichung 29 ein, so ergibt sich folgende, häufig verwandte Gleichung:

$$E = (A u + B)(e_s(T_s) - e) \quad (31)$$

In der Literatur sind verschiedenste Parametrisierungen für Parameter A und B zu finden (Tabelle 6). Vor einer Anwendung einer gewählten Parametrisierung ist zu prüfen, unter welchen Bedingungen diese angewandt werden kann. Gegebenenfalls sind z. B. Umrechnungen des Windes auf andere Höhen über Grund oder der angewandten Feuchtemaße notwendig.

Für weitere Informationen zum Dalton-Ansatz selbst und zu einer Sammlung weiterer Parametrisierungen verweisen wir auf MCJANNET et al. (2012), SPANK (2024) und SPANK et al. (2025).

Für den Dalton-Ansatz ist es möglich, basierend auf den Unsicherheiten der Eingangsdaten Aussagen zu Unsicherheit der ermittelten Verdunstung abzuleiten. Dazu eignen sich beispielsweise Ansätze, die Monte-Carlo-Simulationen verwenden, wie z. B. in SPANK et al. (2013).

Tabelle 6: Zusammenstellung publizierter Parametersätze für die Parameter A und B der Gleichung 30 zur Berechnung von Tageswerten von E in mm d⁻¹. Tabelle entnommen SPANK (2024), S. 22

Referenz	A in mm m ⁻¹ s hPa ⁻¹ d ⁻¹	B in mm m ⁻¹ s hPa ⁻¹ d ⁻¹
PENMAN (1948, zitiert in McMAHON et al., 2013)	0,137	0,132
WMO (1966)	0,125	0,173
RICHTER 1975	0,084	199
DVWK (1996)	0,094	130
HILLEL (1980)	0,142	0,132
MCJANNET et al. (2012) ^{#1}	0,084	0,118
RODRIGUES et al. (2023)	0,120	0,130

^{#1} Die hier angegebene Parametrisierung bezieht sich auf einen Fetch von mehr als 1 km.

4.1.1.2 Bewertung der Ansätze für das Pelagial

Entsprechend der Darstellungen in Kapitel 4.1.1.1 und Tabelle 5 ist der Dalton-Ansatz aus der Gruppe der Bulk-Ansätze der einzige geeignete Ansatz zur Berechnung der Verdunstung über dem Pelagialbereich ausgedehnter Wasserflächen, der sich sowohl in Hinblick auf die Qualität der Simulationsergebnisse als auch in Bezug auf die Verfügbarkeit bzw. Beschaffung der notwendigen Eingangsdaten eignet. Er ermöglicht eine lückenlose zeitliche Abdeckung sowie eine zeitliche Auflösung von ≤ 1 Tag, was die Möglichkeit der Abbildung von Tagesgängen einschließt. Darüber hinaus erlaubt er raumdiskrete Aussagen und berücksichtigt implizit advektive Effekte. Die grundsätzliche Komplexität des Ansatzes sowie seine Umsetzung sind gering, was ihn besonders praktikabel macht.

In Bezug auf die Ergebnisqualität wird eine hohe Qualität der Modellergebnisse erwartet. Zudem besteht die Möglichkeit, Unsicherheiten zu quantifizieren. Der Datenbedarf und die erforderliche Rechenzeit sind gering. Kosten für die Beschaffung vorhandener Daten sind als mittel und die Kosten für Messungen gering einzustufen.

Es sei an der Stelle klar darauf hingewiesen, dass selbst wenn die Zielsetzung die Abschätzung der Verdunstung auf monatlichen Zeitskalen verfolgt, die Modellierung mindestens auf Tagesbasis oder besser noch höherer zeitlicher Auflösung (z. B. Stundenbasis) erfolgen muss, um die maßgebenden

physikalischen Prozesse exakt abzubilden zu können. Nur in dieser Weise ist eine der Realität entsprechende und physikalisch-basierte und damit übertragbare Verdunstungsmodellierung möglich.

4.2 Modellierung der Verdunstung für das Litoral

4.2.1 (Evapo)transpiration

Im Folgenden wird eine Übersicht dazu gegeben, welche Ansätze in der Literatur genutzt werden, um die Verdunstung aus dem Litoralbereich zu bestimmen. Die Ausführungen stützen sich auf die Ergebnisse einer Literaturrecherche, die im Zeitraum April – Juni 2025 durchgeführt wurde, wobei die Plattformen google.scholar und perplexity.ai genutzt wurden. Weiterhin wurde zitierte Literatur aus SPANK (2024) durchgesehen sowie Literatur, die Schlüsselliteratur wie z. B. HERBST et al. (1999) zitieren. Insgesamt wurden mehr als 450 Publikationen gesichtet. Es zeigte sich, dass es nur eine sehr begrenzte Anzahl von Publikationen gibt, die sich explizit mit der Berechnung der Verdunstung aus dem Litoralbereich von Seen befassen. Die nachfolgende Zusammenstellung enthält daher zum einen Publikationen, die typische Litoralvegetation zum Gegenstand haben (z. B. *Salix* spp., *Phragmites* spp.) und zum anderen Publikationen, die die Verdunstung aus dem Litoral entlang von Flüssen und aus ausgedehnten Feuchtgebieten adressieren.

Viele Arbeiten, die sich mit der Verdunstung aus dem Litoralbereich befassen, trennen nicht scharf zwischen Transpiration und Evapotranspiration, sodass in dem folgenden Abschnitt sowohl Arbeiten aufgeführt werden, die die Transpiration separat adressieren als auch Arbeiten, die die Evapotranspiration in ihrer Gesamtheit zum Gegenstand haben.

Tabelle 7 und Tabelle 8 enthalten eine Übersicht zu den recherchierten Ansätzen, die im Folgenden kurz vorgestellt werden.

4.2.1.1 Penman-Monteith

Der Penman-Monteith Ansatz (MONTEITH J. L., 1965) kombiniert die Energiebilanz mit dem Massentransfer von Wasser. Er baut auf den Arbeiten von Penman (PENMAN, 1948; PENMAN, 1952; zitiert in MONTEITH J. L., 1965) auf und erweitert den Ansatz von Penman so, dass der Einfluss der Stomata der Pflanzen auf die Evapotranspiration grundsätzlich abgebildet werden kann. Es wird davon ausgegangen, dass der betrachtete Bestand als einschichtig angenommen werden kann (Big leaf). Gleichung 32 gibt den Penman-Monteith-Ansatz wieder, entsprechend ALLEN et al. (1998):

$$ET = \frac{1}{L_v} \frac{s (R_n - G) + \rho_a c_p \frac{(e_s - e)}{r_a}}{s + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \quad (32)$$

mit Evapotranspiration (ET), Nettostrahlung (R_n), Bodenwärmestrom (G), Sättigungsdampfdruck (e_s) in Abhängigkeit von der Lufttemperatur, Wasserdampfdruck der Luft (e), Luftdichte bei konstantem Druck (ρ_a), spezifische Wärmekapazität von Luft (c_p), Anstieg der Sättigungsdampfdruckkurve (s) in Abhängigkeit von der Lufttemperatur, Psychrometerkonstante (γ), aerodynamischer Widerstand (r_a), Gesamtoberflächenwiderstand bzw. Bestandeswiderstand (r_c) sowie Verdampfungswärme (L_v).

Die besondere Herausforderung bei der Anwendung der Penman-Monteith Gleichung besteht in der Ableitung von repräsentativen Widerständen insbesondere von r_c (u. a. DYCK & PESCHKE, 1995; SCHRÖDTER, 1985; WU et al., 2024), da diese u. a. in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen und der Bodenfeuchte sowie in Abhängigkeit von der Pflanzenart variieren können (OKE, 1987).

Der Ansatz von Penman-Moneith wird in der detektierten Literatur angewandt, um die ET in Litoralbereichen mit Segge (*Carex*), Weide (*Salix*), Rohrkolben (*Typha*), Schilf (*Phragmites*) oder Gras zu bestimmen (FRAHM, 2007; SUN & SONG, 2008; DUDLEY et al., 2019). Darüber hinaus ist die Anwendung von Penman-Monteith für Wälder allgemein mit zahlreichen Studien belegbar und ist in angewandten Modellen implementiert (z. B. FALGE et al., 2005; FISCHER et al., 2008; LAUNIAINEN et al., 2019).

4.2.1.2 Shuttleworth und Wallace

SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) greifen den Ansatz von Penman-Monteith auf und erweitern diesen zu einem Zwei-Schicht-Modell. Dadurch wird es grundsätzlich möglich, lückige Bestände zu betrachten, in denen die Verdunstung aus einer zweiten Schicht (Boden) eine nicht unwesentliche Rolle spielen kann. Hierfür werden zusätzlich Widerstände eingeführt, die die Beeinflussung der Verdunstung in der zweiten Schicht durch die atmosphärischen Austauschbedingungen sowie durch den Boden selbst beschreiben. Die Gesamtverdunstung ergibt sich als gewichtete Summe der Verdunstungen der beiden betrachteten Schichten, wobei die Wichtung von den Verdunstungswiderständen der beiden Schichten abhängt (Gleichung 33 und folgende).

$$ET = \frac{1}{L_v} (C_c PM_c + C_s PM_s) \quad (33)$$

mit ET der Evapotranspiration und L_v der Verdampfungswärme. C_c und C_s sind Koeffizienten, die aus den Verdunstungswiderständen errechnet werden (Gleichung 34 und 35). PM_c und PM_s entsprechen der Verdunstung berechnet nach Penman-Monteith für einen geschlossenen Bestand (PM_c) bzw. der

Verdunstung einer Bodenoberfläche (PM_s). Hierbei steht das tiefgestellte c für «canopy» (Kronendach) und das tiefgestellte s für «soil» (Boden).

Die Koeffizienten C_c und C_s berechnen sich dabei wie folgt:

$$C_c = \frac{1}{\left(1 + \frac{R_c R_a}{R_s (R_c + R_a)}\right)} \quad (34)$$

$$C_s = \frac{1}{\left(1 + \frac{R_s R_a}{R_c (R_s + R_a)}\right)} \quad (35)$$

mit

$$\begin{aligned} R_a &= (s + \gamma) r_a^a \\ R_s &= (s + \gamma) r_a^s + \gamma r_s^s \\ R_c &= (s + \gamma) r_a^c + \gamma r_s^c \end{aligned} \quad (36)$$

wobei s für den Anstieg der Dampfdrucksättigungskurve und γ die Psychrometerkonstante steht. r_s^c bezeichnet den Gesamtoberflächenwiderstand der Kronenschicht, r_a^c den zugehörigen aerodynamischen Widerstand, r_s^s den Gesamtoberflächenwiderstand des Bodens und r_a^s den zugehörigen aerodynamischen Widerstand und r_a^a den aerodynamischen Widerstand, der einem aerodynamisch bedingten Austausch zwischen der Bestandesoberfläche und der gewählten Referenzhöhe (z. B. Messhöhe über einem Bestand) entgegensteht.

Für eine detaillierte Beschreibung dieses Ansatzes wird auf SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) verwiesen.

Wie für Penman-Monteith stellt auch bei dem Ansatz nach Shuttleworth und Wallace die Abschätzung der Widerstände eine wesentliche Herausforderung bei der Anwendung dieses Ansatzes dar. Weiterhin muss für beide Schichten jeweils das Wasserdampf-sättigungsdefizit und die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Energie vorliegen bzw. entsprechend abgeschätzt werden.

HERBST & KAPPEN (1999) nutzen den Ansatz von SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985), um die Transpiration von Schilf (*Phragmites* spp.) sowie die Evaporation zu bestimmen, die von den Wasserflächen zwischen den Schilfhalmen ausgeht. Die Publikation von HERBST & KAPPEN (1999) ist gleichzeitig eine der wenigen Arbeiten, die das Litoral von Seen zum Gegenstand haben. Die Anwendung des Ansatzes von Shuttleworth

und Wallace ist für Wälder bzw. Kurzumtriebsplantagen (u. a. *Salix*) in der Literatur belegt (z. B. HERBST et al., 1999; IRITZ et al., 2001; VOROBESKII et al., 2024).

4.2.1.3 Priestley-Taylor

PRIESTLEY & TAYLOR (1972) entwickelten eine Formel zur Bestimmung der Verdunstung mit der Grundannahme, dass Advektion vernachlässigbar ist. In einem solchem Falle könne man für eine ausgedehnte homogene Fläche⁵ annehmen, dass sich ein Gleichgewicht zwischen der Luftmasse, die über eine solche Fläche streicht und eben dieser Fläche einstellt (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972 ; MONTEITH & UNSWORTH, 2008). In diesem Zusammenhang wird auch von Gleichgewichtsverdunstung gesprochen. Die Effekte von Wind und Turbulenz würden in einem solchem Fall in den Hintergrund treten, was eine Reduzierung der Gleichung auf Einflüsse der Strahlung und Luftfeuchte zulässt (Gleichung 37).

$$ET_q = \frac{1}{L_v} \alpha_{PT} \frac{s R_n}{s + \gamma} \quad (37)$$

wobei ET_q die Gleichgewichtsverdunstung bezeichnet, L_v die Verdampfungswärme, α_{PT} den Priestley-Taylor Faktor, s den Anstieg der Dampfdrucksättigungskurve, R_n die Nettostrahlung und γ die Psychrometerkonstante. PRIESTLEY & TAYLOR (1972) geben für α_{PT} einen Wert von 1,26 an (niedrige, gut wasser-versorgte Vegetation). Spätere Studien hätten laut MONTEITH & UNSWORTH (2008) jedoch gezeigt, dass dieser Faktor stärker variieren kann, und zwar in Abhängigkeit von den Eigenschaften der betrachteten Oberfläche. Dieser Ansatz findet Anwendung für die Bestimmung der Evapotranspiration von Schilf (*Phragmites* spp.) in ausgedehnten Feuchtgebieten (SUN & SONG, 2008; CUTRELL & SOYLU, 2009). Vor diesem Hintergrund ist dieser Ansatz für die Bestimmung der Verdunstung aus dem Litoral von Bergbaufol-geseen als nicht geeignet anzusehen, da das Litoral von Bergfolgeseen im Allgemeinen keine homo-gene, ausgedehnte Fläche darstellt und advektive Effekte als typisch anzunehmen sind (siehe u. a. SPANK, 2024; SHEN, 1998).

⁵ Eine ausgedehnte homogene Fläche ist eine Fläche deren Charakteristik (z. B. Wuchshöhe, Temperatur, Feuchte) sich nicht in einem größeren horizontalen Umkreis ändert. Typischerweise betragen diese horizontalen Distanzen mehr als 100 m (FOKEN, 2006).

4.2.1.4 Skalierung von Referenzverdunstungen

Eine Vielzahl von Studien nutzt einen Ansatz aus ALLEN et al. (1998), um die Verdunstung aus Litoralbereichen zu bestimmen (Gleichung 38):

$$ET = k_c ET_0 \quad (38)$$

mit ET der Evapotranspiration der betrachteten Vegetation, k_c dem Skalierungsfaktor (Crop coefficient) und ET_0 der Grasreferenzverdunstung nach Allen et al. (1998). Charakteristisch für ET_0 ist, dass ein fester Oberflächenwiderstand (r_c) verwandt wird, der repräsentativ für kurzes, gut wasserversorgtes Gras ist. Ebenso ist die Albedo (Reflexionsvermögen für solare Strahlung) mit 23% definiert (ALLEN et al., 1998).

Um Angaben zu k_c zu erlangen, müssen entweder Messungen der entsprechenden Verdunstungen vorliegen oder geeignete Werte der Literatur entnommen werden (z. B. PEREIRA et al., 2024). Auch wenn so jahreszeitlich variierende Werte für k_c erhalten werden können, wird immer wieder darauf hingewiesen, dass k_c vom Standort abhängig ist und auch zwischen den Jahren für gleiche Jahreszeiten für ein und denselben Standort stark variieren kann (PERSSON & LINDROTH, 1994; FERMOR et al., 2001; PEACOCK & HESS, 2004; ZHOU & ZHOU, 2009; ANDA et al., 2014). Dadurch ist eine Übertragbarkeit von k_c zwischen Standorten und zwischen den Jahren nur eingeschränkt gegeben.

Grundsätzlich ist es möglich, ET_0 in Gleichung 38 auch durch anders bestimmte Verdunstungen zu ersetzen. So bestimmt Kalmar (1982) (zitiert in EITZINGER et al., 2009 und SOJA et al., 2013) eine analoge Beziehung zwischen gemessener Verdunstung aus einem Schilfgürtel und der Evaporation einer freien Wasserfläche, d. h. ET_0 wurde hier durch die Evaporation der freien Wasserfläche ersetzt (bestimmt mit einem Dalton-Ansatz, KALMAR, 1982 zitiert in EITZINGER et al., 2009). Die Verwendung der Evaporation von einer freien Wasserfläche als Referenzverdunstung sehen HERBST & KAPPEN (1999) kritisch. Die Ergebnisse ihrer Studie zeigen, dass die Verdunstung aus dem Schilfgürtel eine größere Abhängigkeit von unterschiedlichen Wetterbedingungen zeigt als die Verdunstung von der freien Wasseroberfläche (Pelagial).

Studien in vergleichbaren Klimaten wie in Deutschland nutzen den Ansatz entsprechend Gleichung 38 häufig, um die Evapotranspiration von Schilf (*Phragmites*) abzuschätzen (z. B. FERMOR et al., 2001; PEACOCK & HESS, 2004; ZHOU & ZHOU, 2009; ANDA et al., 2014; ANDA et al., 2015).

4.2.1.5 Berechnung aus Änderung des Grundwasserstandes

Grundsätzlich ist es möglich, die Verdunstung für Vegetation im Litoral mit flurnahem Grundwasserstand aus den Tagesschwankungen des Grundwasserstandes abzuschätzen (HAYS, 2003 zitiert in FRAHM, 2007). Die Methode benötigt als Eingangsgrößen die Tagesmaxima des Grundwasserstandes (typischerweise am frühen Morgen) und die Tagesminima (typischerweise am späten Nachmittag) sowie den zugehörigen Speicherkoeffizienten für den Grundwasserleiter bzw. den anstehenden Boden, um Tageswerte für die Verdunstung zu erhalten (HAYS, 2003 zitiert in FRAHM, 2007). Hierfür müssen die Grundwasserstände in der Zielvegetation kleinräumig gemessen werden (FRAHM, 2007), um die Grundwasserabsenkung, die beispielsweise eine kleine Weidengruppe bewirkt, erfassen zu können. Wenn solche Messungen nicht verfügbar sind, bedingt dies eine entsprechende kleinräumige Modellierung. Weitere Einschränkungen bei der Anwendung dieser Methoden bestehen darin, dass die Änderung des Grundwasserstandes allein durch die Transpiration der Pflanzen verursacht sein muss. Dies schließt eine Anwendung dieser Methode für Tage mit Niederschlag oder Überstau aus (FRAHM, 2007). Auch für Situationen, in denen das lokale Grundwasser aufgrund sich ändernder hydraulischer Gradienten im Untergrund exfiltrieren oder infiltrieren würde, käme eine Anwendung dieser Methode nicht in Betracht.

4.2.1.6 Berechnung aus Änderungen der Bodenfeuchte

GARCÍA-ARIAS et al. (2014) betrachten die Evapotranspiration aus der Litoralvegetation entlang von zwei Flüssen für jeweils einen Abschnitt und betonen die Bedeutung des Bodenwassers in ihrer Arbeit. Ihr primäres Ziel ist jedoch nicht die Verdunstung zu bestimmen, sondern letztlich die räumliche Verteilung bestimmter Pflanzen abzuschätzen. Für die Verdunstung verfolgen sie einen Ansatz, der analysiert, welche Wasserspiegelhöhen sich in ufernahen Bereichen bei welchem Durchfluss einstellen, leiten daraus relevante Größen für den Bodenwasserhaushalt ab und schätzen dann ab, welche Verdunstung für welche Vegetation unter diesen Umständen möglich ist. Die maximal mögliche Verdunstung kann dabei nicht größer sein als die potentielle Verdunstung. Die meteorologischen Bedingungen fließen über Niederschlag und indirekt über die potentielle Verdunstung ein. Für die Parametrisierung der Pflanzen werden Plant Functional Types (PTF) (WULLSCHLEGER et al., 2014) genutzt. Diese fassen Pflanzen mit ähnlichen Eigenschaften und ähnlichen Funktionsweisen im Ökosystem zusammen (WULLSCHLEGER et al., 2014). Mit diesen Grundlagen entwickeln GARCÍA-ARIAS et al. (2014) ein eigenes Modell (RibAV), welches mit einem räumlichen Raster arbeitet, wobei Unterschiede in der Geländehöhe kleiner als 10 m sein sollten.

Grundzüge des Modells finden Eingang in ein Modell für die Biomasseentwicklung von Flussufervegetation, wobei zusätzlich die Niederschlagsinterzeption in dem hydrologischen Teil Beachtung findet (GARCÍA-ARIAS & FRANCÉS, 2016). Für das Modell RibAV konnten keine weiteren Anwendungen außer den bereits genannten detektiert werden (Stand 05.06.2025). Das Modell RibAV ist als Download unter

Angabe von Kontaktdaten auf der Homepage der Hydrological and Environmental Modeling Research Group der Universität von Valencia (Spanien) verfügbar (<https://gimha.upv.es/en/software/ribav/> am 05.11.2025). Für das weiterentwickelte Modell von GARCÍA-ARIAS & FRANCÉS (2016) ist der Programmcode auf Anfrage erhältlich (GARCÍA-ARIAS & FRANCÉS, 2016).

Kritisch einzuschätzen ist, dass ein Vergleich in den detektierten Publikationen mit gemessenen Verdunstungswerten nicht vorgenommen wird. Daher kann keine Aussage zur Modellgüte in Hinblick auf die Verdunstung getroffen werden. Weiterhin finden meteorologische Gegebenheiten nur in einem sehr begrenzten Maße Eingang. Ebenfalls ist anzumerken, dass der vorgestellte Ansatz der Einschränkung unterliegt, dass es für die Modellierung der räumlichen Verteilung der Vegetation entwickelt wurde und daher nicht auf eine präzise Abbildung der Verdunstung hin optimiert ist.

Ebenso wie GARCÍA-ARIAS et al. (2014) betrachten DUDLEY et al. (2019) die Bodenwasserbilanz und verknüpfen diese in ihrem Modell mit dem Penman-Monteith-Ansatz, um die Verdunstung von Flussumflutungsvegetation zu bestimmen (*Salix*, *Typha* sowie Gras und flach wurzelnde Ufervegetation).

Tabelle 7: Übersicht über die recherchierten Ansätze zur Bestimmung der Evapotranspiration aus dem Litoral. Für weitergehende Informationen siehe die entsprechenden Abschnitte im Text bzw. die dort zitierte Literatur

Ansatz	Beschreibung	Benötigter Input	Herausforderungen	Erfassung advektiver Effekte	Limitierungen
Penman-Monteith	Berechnung der Verdunstung über eine Synthese aus Energiebilanz und Massentransfer für einen einschichtigen Bestand	Strahlung, Temperatur, Feuchte, Wind, LAI ^{#1} , Verdunstungswiderstände	Abschätzung der Verdunstungswiderstände	nein	
Shuttleworth und Wallace	Erweiterung von Penman-Monteith für lichte Bestände	Strahlung, Temperatur, Feuchte, Wind, Verdunstungswiderstände	Abschätzung der Verdunstungswiderstände	nein	
Priestley-Taylor	Berechnung der Verdunstung in Abhängigkeit von Strahlung und Feuchte	Strahlung, Temperatur, Feuchte, Priestley-Taylor-Faktor $\alpha_{PT}^{#2}$	Große, ausgedehnte Flächen der interessierenden Vegetation für die Anwendung notwendig	nein	keine Beachtung aerodynamischer Effekte
Skalierung einer Referenzverdunstung	tägliche Verdunstung der Zieloberfläche wird in Beziehung gesetzt mit einer Referenzverdunstung und ein Skalierungsfaktor abgeleitet	ermittelte Beziehung zwischen der Zielverdunstung und einer Referenzverdunstung	mehrfährige Datenreihen zur Ableitung der Beziehung	(implizit ^{#3})	nur sehr begrenzte Übertragbarkeit der Skalierungsfaktoren zwischen den Jahren sowie zwischen verschiedenen Standorten

Ansatz	Beschreibung	Benötigter Input	Herausforderungen	Erfassung advektiver Effekte	Limitierungen
Schwankung Grundwasserstand (Ansatz nach HAYS, 2003)	Ableitung der täglichen Verdunstung aus der Änderung des flurnahen Grundwasserstandes	zeitlich hochaufgelöste (< 1 d) flurnahe Grundwasserstände in der Zielvegetation, Speicherkoeffizienten für den flurnahen Grundwasserleiter	Messung bzw. Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster flurnaher Grundwasserstände	implizit	Änderungen Grundwasserstand darf nur durch Transpiration bedingt sein, Anwendung bei Niederschlag und Überstau sowie bei Infiltration aus bzw. Exfiltration in andere Schichten nicht möglich
Schwankung Bodenfeuchte (Ansatz GARCÍA-ARIAS et al., 2014)	Berechnung der täglichen Verdunstung aus der Verknüpfung von Bodenfeuchteänderungen mit Durchflüssen im betreffenden Fluss und den daraus resultierenden räumlichen Grundwasserständen	Informationen zum Durchfluss des betreffenden Flusses und den damit verbundenen Grundwasserständen, Informationen zum Boden, Daten zur Berechnung einer potentiellen Verdunstung (mindestens Temperatur)	Anpassung des für die Ufervegetation von Flüssen entwickelten Modells auf Seen, Heterogenität der Bodenfeuchte	implizit ^{#4}	nur für Topographien mit Höhenunterschieden < 10 m, Modell optimiert für Abbildung der räumlichen Verteilung von Vegetation, Kein Vergleich mit gemessenen Verdunstungsdaten detektierbar

- #¹ LAI – Blattflächenindex (Quadratmeter Blattfläche pro Quadratmeter Bodenfläche). Informationen zum LAI sind notwendig je nach gewähltem Ansatz zur Abschätzung der Verdunstungswiderstände
- #² PRIESTLEY & TAYLOR (1972) geben für α_{PT} einen Wert von 1,26 an. Spätere Studien hätten laut MONTEITH & UNSWORTH (2008) jedoch gezeigt, dass dieser Faktor über einen weiten Bereich variieren kann.
- #³ Bei Verwendung von Messungen auf Grundlage von Verdunstungsgefäßen als Referenzverdunstung können teilweise advective Effekte erfasst sein, z. B. bei Verwendung von Verdunstungswannen. Jedoch muss hier auf deren grundsätzliche Anwendbarkeit geachtet werden (siehe SPANK, 2024)
- #⁴ GARCÍA-ARIAS et al. (2014) begrenzen die maximal mögliche Verdunstung auf die potentielle Verdunstung.

4.2.2 Evaporation aus den Wasserbereichen zwischen den Pflanzen

Insgesamt konnte nur eine Publikation recherchiert werden, die die Verdunstung von Wasserflächen zwischen den Pflanzen adressiert (HERBST & KAPPEN, 1999). Hierbei kommt der Ansatz nach SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) zur Anwendung, wobei die Wasseroberfläche als zweite Schicht des betrachteten Schilfbestandes parametrisiert wird. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Werten konnte nicht vorgenommen werden, da keine Messwerte verfügbar waren.

4.2.3 Evaporation aus dem unbewachsenen Boden

DUDLEY et al. (2019) berechnen die Verdunstung aus dem Boden für ausgewählte Auenbereiche von zwei Flüssen und passen hierfür den Ansatz von Penman-Monteith (entnommen ALLEN et al., 1998) entsprechend an. PERSSON & LINDROTH (1994) verwenden einen Penman-Ansatz, um die Verdunstung aus dem Boden für einen gut wasserversorgten Weidenbestand zu bestimmen.

4.2.4 Interzeptionsverdunstung

Der Prozess, der Wasser, welches auf Pflanzenoberflächen gespeichert ist, mittels Verdunstung wieder der Atmosphäre zuführt, wird als Interzeptionsverdunstung bezeichnet. Diese wird in einigen wenigen Studien für den Litoralbereich bzw. für typische Pflanzen des Litoralbereichs adressiert.

HERBST & KAPPEN (1999) berechnen die Interzeptionsverdunstung für einen Schilfbestand unter Verwendung von Penman-Monteith, wobei der Ansatz auch die Betrachtung eines teilweise benetzten Bestandes zulässt (Beachtung Transpiration für diese Situationen). Für den benetzten Bestand wird der Bestandeswiderstand Null gesetzt. Weiterhin fließt in die Berechnung das Verhältnis von Interzeptionsspeicherkapazität und aktueller Menge des interzeptierten Wassers im Bestand ein. Die Interzeptionsspeicherkapazität wird unter Verwendung des Blattflächenindexes approximiert. Einen ähnlichen Ansatz, ebenfalls unter Verwendung von Penman-Monteith und der Möglichkeit der Betrachtung eines teilweise benetzten Bestandes, verwenden PERSSON & LINDROTH (1994) für einen bewässerten Weidenbestand (*Salix*).

4.2.5 Bewertungsmatrix – Ansätze Litoral

Die folgenden Tabellen enthalten Bewertungsmatrizen für die Verdunstungsbestimmung aus dem Litoral. Es ist grundsätzlich zu beachten, dass solche Matrizen durch einen hohen Abstraktionsgrad gekennzeichnet sind und daher z. B. nicht jedem Teilprozess der Verdunstung oder der modelltechnischen Umsetzung gerecht werden können. Auch wenn die Bewertungen begründet erfolgen, sind die Bewertungen auch immer ein Kompromiss und nicht frei von Subjektivität. Alle Kriterien der Bewertungsmatrizen werden kurz textlich begründet. Bewertungen mit der Einteilung gering, mittel, hoch schätzen die verschiedenen Ansätze immer relativ zueinander ein.

Eignung für die Bestimmung in verschiedenen Litoralbereichen

Die Ansätze nach Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace werden sowohl als geeignet für die Schilf- und Röhrichtzone als auch den Uferwald eingeschätzt, da hierzu Anwendungen in der Literatur belegt sind, z. B. für Schilf (z. B. HERBST & KAPPEN, 1999, bzw. für Pflanzen mit ähnlichen Wassernutzungsstrategien z. B. Goodrich et al., 2000). Ebenfalls ist die Anwendung für Wälder sowie die Implementierung in Modellen belegt (z. B. IRTZ et al., 2001; FEDERER, 2002; FALGE et al., 2005; LAUNIAINEN et al., 2019). Für die Anwendung von Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace auf Schwimmblattpflanzen konnten keinerlei relevante Studien eruiert werden, sodass eine Eignung nicht eingeschätzt werden kann.

Der Ansatz von Priestley-Taylor ist für Flächen ohne nennenswerte Advektion entwickelt worden (MONTEITH & UNSWORTH, 2008), d. h. dieser Ansatz ist nur für allseitig ausgedehnte Flächen anwendbar. Der Litoralbereich von Bergbaufolgeseen erfüllt diese Voraussetzung typischerweise nicht (enge Abfolge von freier Wasserfläche zu Schilfgürtel zu Uferwald) (siehe Abschnitt 3.2.2 und Abschnitt 4.2.1.3 zu Priestley-Taylor). Aus diesem Grunde wird der Ansatz hinsichtlich dieses Kriteriums als nicht geeignet eingeschätzt.

Die Skalierung von Referenzverdunstungen für Schilf (*Phragmites*) findet sich in zahlreichen Studien (z. B. ZHOU & ZHOU, 2009, ANDA et al., 2014). Die Übertragbarkeit des Skalierungsfaktors k_c zwischen den Jahren und zwischen Standorten (siehe Abschnitt 4.2.1.4) ist nur eingeschränkt möglich. Für Schwimmblattpflanzen konnten keine Arbeiten zu k_c recherchiert werden. Der Ansatz wird daher nur als bedingt geeignet eingeschätzt, um unterschiedliche Bereiche des Litorals zu adressieren.

Die Ansätze, die allein aufgrund von Grundwasserstandsschwankungen Verdunstungswerte ableiten, sind nur anwendbar, sofern die Grundwasserstandsschwankungen rein auf die Transpiration zurückzuführen sind (z. B. keine Anwendbarkeit bei Niederschlag oder Überstau; siehe Abschnitt 4.2.1.5). Dies schränkt die Nutzung dieses Ansatzes in Hinblick auf die Schilf- und Röhrichtzone stark ein. Die Anwendung dieses Ansatzes für den Uferwald kann gegebenenfalls ebenso den genannten Einschränkungen unterliegen. Eine Anwendung für Schwimmblattpflanzen ist nicht möglich. Daher wird der Ansatz für Schwimmblattpflanzen als nicht geeignet eingestuft.

Möglichkeit der lückenlosen zeitlichen Abdeckung

Sowohl mit den Ansätzen nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace und Priestley-Taylor als auch von Skalierungsverdunstungen sind grundsätzlich zeitlich lückenlose Berechnungen möglich, sofern die notwendigen Eingangsdaten vorliegen.

Die Ansätze, die die Verdunstung allein auf Grundlage von Grundwasserstandschwankungen oder Bodenfeuchteänderungen bestimmen, lassen eine Anwendung in Zeiten mit Überstau oder Niederschlag nicht zu, sodass sich hier zwangsläufig Lücken in diesen betreffenden Zeiträumen ergeben (siehe Abschnitt 4.2.1.5 und 4.2.1.6).

Möglichkeit der zeitlichen Auflösung ≤ 1 d

Mit den Ansätzen nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace und Priestley-Taylor ist es grundsätzlich möglich, zeitliche Auflösungen von ≤ 1 d zu simulieren. Eine zeitliche Auflösung von deutlich kleiner als einem Tag ermöglicht es, die verdunstungssteuernden Prozesse und insbesondere den Effekt der Advektion repräsentativer nachzubilden, was die Genauigkeit tendenziell erhöht. Die Skalierungsansätze, z. B. auf Grundlage der Gras-Referenzverdunstung, werden im Allgemeinen nur für Tageswerte angewandt (z. B. ZHOU & ZHOU, 2009; ANDA et al., 2015). Eine Anwendung auf kleinerer zeitlicher Skala ist jedoch grundsätzlich möglich, erhöht jedoch signifikant die den Skalierungsansätzen innewohnenden Unsicherheiten. Die Bestimmung der Verdunstung aus Grundwasserschwankungen kann methodisch bedingt nur in einer zeitlichen Auflösung von mindestens einem Tag und gegebenenfalls größer erfolgen (siehe FRAHM, 2007). Für ein stabiles Signal bei Verwendung von Bodenfeuchteänderungen sind Tageswerte zu bevorzugen.

Möglichkeit raumdiskreter Aussagen

Mit den Ansätzen nach Penman-Monteith sowie Shuttleworth und Wallace ist es bei entsprechender Implementierung im Gesamtmodell möglich, raumdiskrete Informationen zu gewinnen. Für den Ansatz nach Priestley-Taylor gilt dies nur bedingt, da für dessen Anwendung ausgedehnte homogene Flächen Voraussetzung sind. Sowohl im Falle von Verdunstungsabschätzungen auf Grundlage von Schwankungen des Grundwasserstandes als auch aus Variationen der Bodenfeuchte allein sind die lokalen Verhältnisse mit allen Zu- und Abflüssen zu beachten sowie alle anderen Gegebenheiten, die diese Größen verändern können (z. B. Niederschlag, Überstau und im Falle der Bodenfeuchte kapillarer Aufstieg). Hierzu liegen in der Regel keine umfassenden Informationen vor, sodass raumdiskrete Abgrenzungen und Abschätzungen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Diese beiden Ansätze werden daher als nicht geeignet eingestuft. Die Anwendung der Skalierung von Referenzverdunstungen wird als bedingt geeignet eingeschätzt, da die Referenzverdunstungen und auch der Skalierungsfaktor für unterschiedliche Bereiche des Litorals vorliegen müssten.

Möglichkeit Beachtung advektiver Effekte

Mit den Ansätzen nach Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace ist eine Beachtung advektiver Effekte nach entsprechender Implementierung in den Energieterm der Grundgleichungen möglich. In der praktischen Anwendung wird dieser Aspekt jedoch oftmals durch eine theoretisch falsche, im Ergebnis jedoch zielführende Parametrisierung bzw. Kalibrierung, implizit umgangen. Der Ansatz von

Priestley-Taylor ist explizit für nicht advektive Bedingungen entwickelt worden (MONTEITH & UNSWORTH, 2008). Daher ist es fragwürdig, für diesen Ansatz Methoden zu entwickeln, die dann wieder Advektion beachten.

Werden als Referenzverdunstung Werte einer gemessenen Verdunstung mit Verdunstungswannen genutzt, so können hier advektive Effekte der Verdunstung miterfasst worden sein. Jedoch ist die Ausprägung von advektiven Effekten zeitlich variabel, so dass hier auch eine hohe Unsicherheit gegeben ist. Bei der Anwendung dieses Ansatzes für einen konkreten Tag ist nicht davon auszugehen, dass die advektiven Effekte so gegeben sind, wie diese in dem Skalierungsfaktor implizit enthalten sind. Solche Unsicherheiten ergeben sich ebenfalls bei alleiniger Verwendung von Grundwasserstandsschwankungen bzw. Bodenfeuchteänderungen.

Komplexität des Ansatzes (als Grundidee)

Hier wird beurteilt, wie die Komplexität des Grundansatzes zu beurteilen ist. Die Komplexität wird als hoch eingestuft, wenn komplexere Gleichungen zu Grunde liegen (Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace) und viele beeinflussende Faktoren der Verdunstung explizit berücksichtigt werden. Der Ansatz von Priestley-Taylor stellt einen Ansatz für ausgedehnte homogene Flächen dar (siehe Abschnitt 4.2.1.3). Dies erlaubt eine Reduzierung der explizit in die Formel eingehenden Faktoren im Vergleich zu Penman-Monteith oder Shuttleworth und Wallace. Daher wird die Komplexität des Ansatzes als mittel eingestuft. Für die Skalierung von Referenzverdunstung ist die Beurteilung abhängig von der verwendeten Referenzverdunstung. Die Grasreferenzverdunstung (ET_0 , nach ALLEN et al., 1998) unterscheidet sich von Penman-Monteith u. a. durch den fest definierten Oberflächenwiderstand. Dementsprechend würde die Komplexität mit mittel bewertet werden. Bei Verwendung von gemessenen Referenzverdunstungen (z. B. Verdunstungswanne) fließen Faktoren, die die Verdunstung beeinflussen, im Allgemeinen nur implizit ein. Die Komplexität würde entsprechend mit gering bewertet werden. Gleiches trifft zu, bei alleiniger Verwendung von Grundwasserstandsschwankungen bzw. Bodenfeuchteschwankungen zur Bestimmung der Verdunstung (Tabelle 9).

Komplexität in der Umsetzung

Die Komplexität in der modelltechnischen Umsetzung wird für Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace mit gering bis mittel bewertet, da zwar die meteorologischen Eingangsdaten vergleichsweise einfach zu beschaffen sind, jedoch geeignete Abschätzungen der benötigten Verdunstungswiderstände sich recht aufwendig gestalten können (u. a. DYCK & PESCHKE, 1995; SCHRÖDTER, 1985; WU et al., 2024). Der Ansatz nach Priestley-Taylor ist bezogen auf die Modellgleichungen deutlich einfacher gestaltet als die Ansätze nach Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace. Eine vernünftige Parametrisierung bzw. Kalibrierung des Priestley-Taylor-Faktors kann sich jedoch ebenfalls aufwendig gestalten. Daher wird die Komplexität in der modelltechnischen Umsetzung ebenfalls mit gering–mittel

bewertet. Ebenso ergibt sich eine niedrigere Komplexität in der modelltechnischen Umsetzung bei der Skalierung einer Referenzverdunstung. Die modelltechnische Umsetzung der Bestimmung der Verdunstung aus Grundwasserstandschwankungen und Bodenfeuchteänderungen ist als eher hoch einzustufen, da hierfür geeignete Grundwasserdaten bzw. Bodenfeuchtemessungen zum Einsatz kommen müssten, die entsprechend räumlich hochaufgelöst sein müssen oder eine entsprechend räumliche Auflösung modelltechnisch erreicht werden muss. Das bedeutet einen erheblichen Aufwand in Bezug auf Datenaufbereitung und -interpretation und mögliche notwendige Datenerhebungen.

Erwartete Qualität der berechneten Verdunstung

Bei qualitativ hochwertigen Daten und einer guten Abschätzung der Verdunstungswiderstände können für die Ansätze nach Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace Modellergebnisse erwartet werden, die den Tagesgang und den Jahresgang der Verdunstung sehr gut abbilden und ebenso die absoluten Werte plausibel abschätzen. Die Ansätze als solche können keine advektiven Effekte auf die Verdunstung abbilden. Jedoch ist es möglich, durch entsprechende Implementierungen die Auswirkung von Advektion zu beachten. Daher wird hier die erwartete Qualität der Modellergebnisse als mittel bis hoch eingeschätzt. Da Priestley-Taylor in seiner grundlegenden Konzeption für Oberflächen ohne Advektion entwickelt wurde (MONTEITH & UNSWORTH, 2008), wird die erwartete Qualität als gering eingeschätzt (nicht vernachlässigbare Rolle der Advektion im Litoral). Für die Ermittlung der Verdunstung allein aus Grundwasserstandschwankungen bzw. Bodenfeuchteschwankungen wird die erwartete Qualität der Ergebnisse mit gering bewertet. Herausforderungen stellen hier u. a. die Heterogenität der Bodenfeuchte, die ausreichende Menge an Inputdaten sowie vor allem die alleinige, eindeutige Rückführbarkeit der Grundwasserstandsänderungen bzw. Bodenfeuchteänderungen auf die Transpiration dar. Weiterhin ist die Literatur begrenzt, auf deren Grundlage eine Einschätzung getroffen werden kann. Die erwartete Qualität der Ergebnisse, die mit Skalierungen von Referenzverdunstungen erzielt werden können, werden mit gering bewertet. Grund ist hier, dass der k_c -Faktor (siehe Abschnitt 4.2.1.4) zwischen den Jahren für einen Standort und zwischen verschiedenen Standorten nur begrenzt übertragbar ist. Dies bedeutet, dass die ermittelten Tageswerte und auch die Jahresgänge mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein können (siehe Abschnitt 4.2.1.4).

Möglichkeit der Abschätzung der Unsicherheiten in der berechneten Verdunstung

Für die Ansätze nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace sowie Priestley-Taylor ist es grundsätzlich möglich, über eine Variation der Eingangsdaten eine Abschätzung der Unsicherheit der berechneten Werte vorzunehmen. Hierzu bietet sich der Ansatz nach SPANK et al. (2013) an, der Monte-Carlo-Simulationen nutzt und dies auf die Ergebnisse eines Wasserhaushaltsmodells anwendet. Daher ist es möglich, für diese Ansätze die Modellunsicherheit grundsätzlich abzuschätzen. Ebenso wäre dies auch für die Ansätze alleinig basierend auf Grundwasserdaten bzw. Bodenfeuchtedaten möglich.

Jedoch gilt dies nur, sofern die Schwankung des Grundwasserstandes bzw. der Bodenfeuchte allein durch Transpiration bedingt ist. Ist dies nicht der Fall, dann ist eine Abschätzung der Unsicherheiten kaum möglich, da viele Faktoren beitragen, sich überlagern können und eine eindeutige Zuordnung auf die Ursachen nicht möglich ist. Eine sinnvolle Quantifizierung der Unsicherheiten ist unter diesen Umständen nur sehr eingeschränkt möglich. Für den Ansatz, bei dem Referenzverdunstungen skaliert werden, stellt sich die Situation vergleichbar dar. In der gängigen Praxis wird im Allgemeinen ein Monats- oder Tagesbezogener k_c -Wert (Skalierungsfaktor) verwendet (z. B. MILANI & TOSCANO, 2013; Anda et al., 2014). Dies bedeutet, dass k_c eingeschränkt repräsentativ ist, wenn sich Änderungen im Jahresverlauf der meteorologischen Größen im Vergleich zum Zeitraum, in dem die Beziehung abgeleitet wurde, ergeben. Ebenso können andere Einflüsse, wie z. B. abweichende Wuchshöhen oder sich ändernde Umgebungsbedingungen, nicht *à priori* abgebildet werden. Dies führt dazu, dass auch die Quantifizierung der Unsicherheit für diesen Ansatz eine Herausforderung darstellt. Grund dafür sind die verschiedenen Einflussfaktoren, die implizit in k_c erfasst sind. Eine Rückführung von Unsicherheiten auf beitragende Größen ist kaum möglich. Daher wird eine vernünftige Quantifizierung der Unsicherheit nur eingeschränkt möglich sein.

Datenbedarf

Der Datenbedarf für die Ansätze nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace ist hoch, da neben verschiedenen meteorologischen Variablen ebenfalls Angaben zu den Verdunstungswiderständen notwendig sind. Für eine sinnvolle Abschätzung, insbesondere von r_c , ist die Verwendung von Bodenfeuchtedaten sinnvoll bzw. eine Berechnung dieser. Letzteres entfällt für den Ansatz nach Priestley-Taylor, für den gleichfalls keine Winddaten notwendig sind (MONTEITH & UNSWORTH, 2008), sodass der Datenbedarf hier mit mittel bewertet wird. Der Datenbedarf bei der Verwendung von Referenzverdunstungen wird als mittel bis hoch bewertet. Zwar verwendet die am häufigsten genutzte Referenzverdunstung ET_0 (ALLEN et al., 1998) einen festen Oberflächenwiderstand, jedoch werden gleichzeitig lange Zeitreihen benötigt, um möglichst viele Zustände abbilden zu können.

Um raumdiskrete Aussagen zur Verdunstung auf alleiniger Basis von Grundwasserstandsschwankungen bzw. Bodenfeuchteänderungen zu erlangen, sind eine Vielzahl von Messungen notwendig, um verschiedene Bereiche hinsichtlich unterschiedlicher Vegetationscharakteristik und Bodenbeschaffenheit erfassen und abgrenzen zu können. Daher wird der Datenbedarf hier als hoch eingeschätzt.

Kosten für die Beschaffung von (vorhandenen) Daten

Für die Ansätze nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace sowie Priestley-Taylor kann davon ausgegangen werden, dass zumindest in Bezug auf vergangene Zeitabschnitte frei verfügbare Daten wie z. B. aus ReKIS (<https://rekis.hydro.tu-dresden.de/>) genutzt werden können, sodass hier die Kosten mit gering angesetzt werden.

Ähnliches gilt für die Skalierung von Referenzverdunstungen, jedoch nur wenn die Beziehung zwischen Referenzverdunstung und Zielverdunstung bereits abgeleitet wurde. Für die beiden Ansätze, die auf Grundwasserstandsänderungen bzw. Bodenfeuchteänderungen basieren, ist davon auszugehen, dass diese Daten nicht in der notwendigen kleinräumigen Auflösung verfügbar sind. Daher werden hier keine Angaben vorgenommen. Es ist zu beachten, dass dies nur sehr grobe Einschätzungen sind und immer mit einer nicht vorsehbaren Kostenentwicklung zu rechnen ist.

Kosten für begleitende Messungen

Für die Ansätze nach Penman-Monteith, Shuttleworth und Wallace sowie Priestley-Taylor werden jeweils Zeitreihen verschiedener meteorologischer Eingangsgrößen benötigt, die zumindest für die Pilotstandorte vor Ort gemessen werden sollten. Die möglichen Kosten werden mit mittel eingeschätzt. Ähnliches gilt für den Ansatz, der eine Referenzverdunstung skaliert. Für den Ansatz, der allein Grundwasserstandsänderungen nutzt, werden mögliche Kosten für Messungen mit hoch angesetzt. Die Messungen der Bodenfeuchte (Ansatz, der allein auf Bodenfeuchteänderungen beruht), werden bezüglich der Kosten ebenfalls als mittel eingeschätzt, wobei hier sehr viele Messungen notwendig wären. Es ist zu beachten, dass diese Einschätzungen nur sehr grobe Einschätzungen darstellen können, da die Kosten je nach Messverfahren und Qualität der Messinstrumente stark schwanken können. Auch können nicht vorhersehbare Kostenentwicklungen eintreten.

Fazit

Ziel war es, Methoden zu eruieren, mit denen sowohl die Verdunstung aus den Makrophytenbeständen als auch aus der terrestrischen Ufervegetation bestimmt werden kann. Um methodisch bedingte Unterschiede zu reduzieren, sollten dieselben Ansätze für die Makrophytenvegetation und die terrestrische Vegetation gewählt werden. Dies ist sowohl mit den Ansätzen von Penman-Monteith als auch von Shuttleworth und Wallace möglich. Beide Ansätze wurden bereits für Makrophyten und auch für terrestrische Vegetation angewandt. Für die terrestrische Vegetation ist es sinnvoll, die Abhängigkeit ihrer Verdunstung von der Bodenfeuchte bzw. dem flurnahen Grundwasserstand zu beachten, da dies maßgeblich die ET bestimmt. Die Verknüpfung von Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace mit der Bodenfeuchte bzw. dem Grundwasserflurabstand ist ein gängiger Ansatz, um der Abhängigkeit des Bestandeswiderstands von der Bodenfeuchte Rechnung zu tragen (siehe u. a. FALGE et al., 2005). Da die Ansätze Penman-Monteith und Shuttleworth und Wallace gleichermaßen für die terrestrische Ufervegetation und Makrophyten geeignet sind, ist mit ihnen auch eine Modellierung der raumdiskreten Verdunstung möglich.

Tabelle 8: Bewertungsmatrix Ansätze zur Verdunstungsbestimmung im Litoral – Teil 1: Eignung der verschiedenen Ansätze zur Verdunstungsbestimmung in verschiedenen Litoralbereichen, mögliche zeitliche Auflösungen, Möglichkeit der raumdiskreten Aussagen sowie Abbildung von advektiven Effekten

Ansatz	Eignung für die Bestimmung der ET aus verschiedenen Litoralbereichen			Möglichkeit lückenlose zeitliche Abdeckung	Möglichkeit Zeitliche Auflösung $\leq 1d$	Möglichkeit raumdiskreter Aussagen	Möglichkeit Beachtung advektiver Effekte
	Schilf- und Röhricht-zone^{#1}	Schwimmblatt-pflanzen	Uferwald				
Penman-Monteith	ja	k. A. ^{#2}	ja	ja	ja	ja	ja ^{#3}
Shuttleworth und Wallace	ja	k. A. ^{#2}	ja	ja	ja	ja	ja ^{#3}
Priestley-Taylor	nein	nein	nein	ja	ja	bedingt	nein
Skalierung einer Referenzverdunstung	bedingt	k. A. ^{#2}	bedingt	ja	Tageswerte	bedingt	implizit
Schwankung Grundwasserstand ^{#4}	bedingt	nein	bedingt	nein	Tageswerte	nein	implizit
Schwankung Bodenfeuchte ^{#5}	bedingt	nein	bedingt	nein	Tageswerte	nein	implizit

#¹ Hier nur in Bezug auf *Phragmites*. Alle anderen Gattungen werden in der Literatur nur selten oder nicht beschrieben.

#² k. A. – keine Aussage möglich aufgrund fehlender oder nur einzelner Literaturangaben

#³ Die Ansätze in ihrer Grundform lassen keine Beachtung von Advektion zu. Jedoch können auf Basis von Sensitivitätsrechnungen Implementierungen entwickelt werden, die eine Abbildung der Advektion auf die Verdunstung zulassen.

#⁴ gemeint ist hier die alleinige Verwendung von Grundwasserstandsschwankungen zur Bestimmung der Verdunstung

#⁵ gemeint ist hier die alleinige Verwendung von Bodenfeuchteschwankungen zur Bestimmung der Verdunstung

Tabelle 9: Bewertungsmatrix – Ansätze zur Verdunstungsbestimmung im Litoral – Teil 2: Einschätzung der Komplexität des Ansatzes als solches, der Komplexität in der Umsetzung, der erwarteten Qualität der Modellergebnisse, der grundsätzlichen Möglichkeit, die Unsicherheiten zu quantifizieren, dem Datenbedarf, der Rechenzeit und der Kosten

Ansatz	Komplexität des Ansatzes	Komplexität in der Umsetzung	Erwartete Qualität Modellergebnisse	Möglichkeit Quantifizierung der Unsicherheit	Datenbedarf	Rechenzeit	Kosten Beschaffung vorhandener Daten^{#1}	Kosten Messungen^{#1}
Penman-Monteith	hoch	gering-mittel	mittel-hoch	ja	hoch	gering-mittel	gering	mittel
Shuttleworth und Wallace	hoch	gering-mittel	mittel-hoch	ja	hoch	gering-mittel	gering	mittel
Priestley-Taylor	mittel	gering-mittel	gering	ja	mittel	gering-mittel	gering	mittel
Skalierung einer Referenzverdunstung	gering-mittel ^{#2}	gering	gering	nur eingeschränkt	mittel-hoch	gering	gering ^{#3}	mittel
Schwankung Grundwasserstand ^{#4}	gering	hoch	gering	nur eingeschränkt	hoch	hoch	k. A ^{#5}	hoch
Schwankung Bodenfeuchte ^{#6}	gering	hoch	gering	nur eingeschränkt	hoch	mittel	k. A ^{#5}	mittel

#¹ Die Kostenabschätzungen können allenfalls nur sehr grobe Einschätzungen darstellen, da sich nicht vorsehbare Preisentwicklungen ergeben können. Für die Messungen ist weiterhin zu beachten, dass die Kosten in Abhängigkeit von Messmethode und gewähltem Messgerät variieren können. Weiterhin können die Kosten für Installation, Betrieb und Wartung der Messungen variieren.

#² Die Beurteilung ist abhängig von der genutzten Referenzverdunstung.

#³ unter der Annahme, dass die Beziehung zwischen der Zielverdunstung und der Referenzverdunstung bereits abgeleitet wurde

#⁴ Gemeint ist hier die alleinige Verwendung von Grundwasserstandsschwankungen zur Bestimmung der Verdunstung

#⁵ Es ist davon auszugehen, dass die vorhandenen Daten die notwendige räumliche Auflösung nicht abdecken können, daher können hier keine Angaben vorgenommen werden.

#⁶ Gemeint ist hier die alleinige Verwendung von Bodenfeuchteschwankungen zur Bestimmung der Verdunstung

4.3 Modellierung der Verdunstung mittels maschinellen Lernens

Machinelles Lernen wird zunehmend genutzt, um Lücken in Datenreihen von meteorologischen Messwerten inklusive Verdunstungsdaten zu füllen (KÖRNER et al., 2018; ZHU et al., 2022; QIAN et al., 2024), aber ebenso, um die Verdunstung mittels dieser Ansätze zu modellieren und zu simulieren (DOU & YANG, 2018; XU et al., 2018; GRANATA et al., 2020; MODEROW et al., 2021b). Hierbei wird auch die Verdunstung aus Feuchtgebieten (GRANATA et al., 2020; STAPLETON et al., 2022; ZHANG et al., 2022) und Talsperren bzw. Seen (ALTHOFF et al., 2020; ABD-ELATY et al., 2023; ULIANA et al., 2024; ESHETU et al., 2025) adressiert. Anwendung finden hier beispielsweise Künstliche Neuronale Netzwerke (MAIER & DANDY, 2000), Random Forest (BREIMAN, 2001), Support Vector Machine (VAPNIK, 1998) sowie Gradient Boosting (FRIEDMAN et al., 2000; FRIEDMAN J. H., 2001). Allen Ansätzen ist gemein, dass die Modelle unter Verwendung geeigneter Prädiktoren (z. B. Strahlung, Feuchte, Tag des Jahres) darauf trainiert werden, die Zielgröße (hier: Evapotranspiration) möglichst präzise abzubilden. Hierfür werden die Daten des Trainingszeitraums genutzt. An einem weiteren Zeitraum, der nicht für das Training verwandt wird, wird das Modell dann getestet. Hieraus ergibt sich eine wesentliche Voraussetzung für die erfolgreiche Anwendung des maschinellen Lernens, nämlich die Verfügbarkeit einer ausreichend großen Menge relevanter Daten, die idealerweise die gesamte Varianz der Zielgröße (hier: Evapotranspiration) und deren Abhängigkeit von Einflussgrößen (z. B. Strahlung, Wind) umfasst. Diese Daten sollten qualitativ hochwertig sein, da anderenfalls zwar gut angepasste Modelle erhalten werden können, deren Aussagen jedoch fehlerbehaftet sind und zu falschen Schlussfolgerungen führen können (XU et al., 2021; ZHU et al., 2023; OLAWADE et al., 2024).

Häufig bedeutet die Verwendung von Methoden des maschinellen Lernens eine Verbesserung der simulierten Werte gegenüber herkömmlichen Modellierungsansätzen wie Boden-Pflanze-Atmosphärenmodellen oder Fernerkundungsansätzen (HU et al., 2021; MODEROW et al., 2021b; ZHANG et al., 2022) bezüglich des relativen Verlaufs (höhere Korrelationskoeffizienten bzw. Bestimmtheitsmaße) und der Größenordnung der Verdunstungswerte (kleinere mittlere quadratische Fehler) (HU et al., 2021; MODEROW et al., 2021b; ZHANG et al., 2022). Insgesamt zeigen die Ergebnisse der unterschiedlichen Studien ein hohes Potential für die Anwendung von Methoden des maschinellen Lernens zur Verdunstungsmodellierung auf.

In Bezug auf die Verdunstung aus dem Kontinuum Pelagial-Litoral ergibt sich, dass eine Modellierung der Verdunstung möglich ist, sofern eine ausreichend große und qualitativ hochwertige Datengrundlage gegeben ist. Weiterhin ist es möglich, unter dieser Voraussetzung eine lückenlose, zeitliche Abdeckung, eine Quantifizierung der Unsicherheiten und raumdiskrete Aussagen zu erhalten. Advektive Effekte können Eingang finden, sofern diese in den Daten enthalten sind. Durch die Wahl entsprechender Variablen, die in die Modellierung eingehen, kann eine große Bandbreite verdunstungsrelevanter Faktoren beachtet werden. Weiterhin ist die Komplexität der Ansätze, die dem maschinellen Lernen

zugrunde liegen, hoch. Daher wird die Komplexität als hoch eingeschätzt. In der modelltechnischen Umsetzung ist der Ansatz des maschinellen Lernens als mittel einzuschätzen. Bei sorgfältiger Anwendung und entsprechender Datengrundlage können Modellergebnisse von mittlerer bis hoher Modellqualität erwartet werden. Der Datenbedarf ist aufgrund der notwendigen umfangreichen Datengrundlage als hoch einzuschätzen. Die erwartbaren Kosten sind mit mittel zu bewerten, wobei diese Aussage aufgrund dynamischer, nicht beeinflussbarer Preisentwicklungen mit hoher Unsicherheit behaftet ist.

Tabelle 10: Bewertungsmatrix für Maschinelles Lernen zur Bestimmung der Evapotranspiration – Teil 1: Eignung zur Verdunstungsbestimmung verschiedener Bereiche im Kontinuum Pelagial-Litoral, mögliche zeitliche Auflösungen, Möglichkeit der raumdiskreten Aussagen, sowie Abbildung von advektiven Effekten. Die Aussagen sind nur gültig, sofern eine ausreichende, qualitativ hochwertige Datengrundlage zur Verfügung steht.

Ansatz	Eignung für die Bestimmung der ET aus verschiedenen Bereichen des Kontinuums Pelagial-Litoral				Möglichkeit lückenlose zeitliche Abdeckung	Möglichkeit zeitliche Auflösung $\leq 1d$	Möglichkeit raum-diskreter Aussagen	Möglichkeit Beachtung advektiver Effekte
	Pelagial	Schilf- und Röhrichtzone	Schwimmblattpflanzen	Uferwald				
Maschinelles Lernen	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	implizit

Tabelle 11: Bewertungsmatrix für Maschinelles Lernen zur Bestimmung der Evapotranspiration – Teil 2: Einschätzung der Komplexität des Ansatzes als solches, der Komplexität in der Umsetzung, der erwarteten Qualität der Modellergebnisse (Aussage nur gültig bei einer ausreichenden, qualitativ hochwertigen Datengrundlage), der grundsätzlichen Möglichkeit, die Unsicherheiten zu quantifizieren, dem Datenbedarf, der Rechenzeit und der Kosten. Die Einschätzungen gering–mittel–hoch erfolgt relativ zu den recherchierten Ansätzen für das Litoral, d. h. die Ansätze werden hierzu untereinander verglichen (siehe Abschnitt 4.2.5 sowie Tabelle 9).

Ansatz	Komplexität des Ansatzes (Grundidee)	Komplexität in der Umsetzung	Erwartete Qualität Modellergebnisse	Möglichkeit Quantifizierung Unsicherheit	Datenbedarf	Rechenzeit	Kosten Beschaffung vorhandener Daten	Kosten Messungen
Maschinelles Lernen	hoch	mittel	mittel – hoch	ja	hoch	gering–mittel	keine–gering	mittel

4.4 Modellierung der Gewässerverdunstung mit Atmosphärenmodellen

Atmosphärenmodelle sind ein geeignetes Werkzeug, um die Verdunstung von Gewässern unter Berücksichtigung atmosphärischer Randeffekte und unter Anwendung von gebräuchlichen Verdunstungsansätzen (s. o.) zu bestimmen. Da hierbei das thermische Verhalten des Gewässers am unteren Rand des Atmosphärenmodells eine entscheidende Rolle spielt, wird im Allgemeinen die Kombination eines Atmosphärenmodells mit einem thermischen Gewässermodell verwendet. Tabelle 12 enthält hierzu einige Beispiele zu genutzten Kombinationen von Atmosphären- und thermischen Gewässermodellen.

Tabelle 12: Beispiele für angewandte Kombinationen aus Atmosphärenmodellen und thermischen Gewässermodellen

Name des Atmosphärenmodells	Auflösung (km)	Thermisches Gewässermodell	Literaturquelle
MESO-NH	2–3	FLAKE	Lac et al., 2018
WRF	1–10	WRF lake	Guo et al., 2022
RegCM2	50	RegCM2 lake	Small et al., 1999
CCLM	7	FLAKE	Benjamin et al., 2022
Community Land Model	1	CLM lake	Thiery et al., 2014

Eine weitere Übersicht über weitere Gewässermodelle in Kombination mit mesoskaligen Atmosphärenmodellen geben XIAO et al. (2016).

Hinweis zur praktischen Modellanwendung:

Die beschriebenen Modellkombinationen sind grundsätzlich geeignet, die Auswirkung von regionalklimatischen Änderungen auf die Gewässerverdunstung zu modellieren. Für die praktische Modellanwendung in der Bergbaufolgelandschaft gibt es die folgenden wesentliche Einschränkungen:

Die maximale Modelauflösung mesoskaliger Atmosphärenmodelle beträgt 1 km. Feinere Auflösungen erfordern eine Anpassung der Turbulenzbeschreibung in Bodennähe (Large Eddy Simulation) und sind deshalb für Langzeitanwendungen auf absehbare Zeit mit den vorhandenen Computerressourcen nicht umsetzbar. Aber auch für typische Modelauflösungen werden größere Computerressourcen benötigt. Eine globale 30-Jahres-Simulation mit einer räumlichen Auflösung von 5 km benötigt z. B. circa 34 Millionen CPU-Stunden (<https://destine.ecmwf.int/news/the-fast-development-of-destines-climate-change-adaptation-digital-twin/>, abgerufen am 17.07.25). Heruntergerechnet auf eine Gebietssimulation in den ostdeutschen Bundesländern werden circa 10.000 CPU-Stunden benötigt, was auf einem 16-Kern-PC mit 1–2 Monaten Rechenzeit verbunden ist. In Großrechenzentren reduziert sich die Rechenzeit bei der Modellierung mit mehreren Hundert CPU-Kernen auf nur wenige Tage. Die Nutzung von Großrechnern ist jedoch außerhalb von (internen) Forschungsprojekten mit Kosten verbunden (typisch

sind 1–10 Cent pro CPU-Stunde). Dieser Hintergrund muss bei der Entwicklung des Modellkonzeptes berücksichtigt werden.

4.5 Nutzung von Satellitendaten zur Bestimmung der Verdunstung

Die Nutzung von Satellitendaten zur Bestimmung der Verdunstung aus dem Litoral bzw. aus sehr großen Feuchtgebieten wird in der Literatur beschrieben. Grundsätzlich finden hier zwei Ansätze Anwendung. Der erste Ansatz nutzt satellitengestützte Aussagen zum Zustand der Vegetation und verknüpft diese mit bodengebundenen Messungen der Verdunstung. Daraus werden Beziehungen abgeleitet, die dann für Zeiträume und Gebiete vergleichbarer Charakteristik genutzt werden, für die keine bodengebundenen Messungen zur Verfügung stehen. NAGLER et al. (2009) und NAGLER et al. (2013) wenden diesen Ansatz für ausgedehnte terrestrische Litoralvegetation entlang eines Flusses an. MURRAY et al. (2009) bauen auf NAGLER et al. (2009) auf und wenden die erstellten Ansätze auf weitere Gebiete an. Für die Beschreibung des Zustands der Vegetation kommt zumeist entweder der NDVI (Normierter Differenz-Vegetationsindex) oder EVI (Enhanced Vegetation Index) zum Einsatz (TUCKER, 1979; LIU & HUETE, 1995; MATSUSHITA et al., 2007). Der zweite Ansatz nutzt die Energiebilanz der Oberfläche, um auf die Verdunstung zu schließen. Die Energie, die bei der Verdunstung umgesetzt wird, ist Teil der Energiebilanz der betrachteten Oberfläche. Über deren Höhe kann auf die Menge des verdunsteten Wassers geschlossen werden. Für diesen Ansatz werden benötigte flächenhafte Informationen aus den Satellitendaten gewonnen, wie z. B. die Albedo oder die Oberflächentemperatur, um die Energiebilanz aufstellen zu können. Dieser Ansatz wurde von YAO et al. (2010) für ein ausgedehntes Feuchtgebiet in China angewandt. RODRIGUES et al. (2021) wenden diesen Ansatz auf mehrere große Talsperren in Brasilien an.

Die Möglichkeit von flächenhaften Informationen bedingt eine hohe Attraktivität von Satellitendaten. Jedoch liegen Einschränkungen in der räumlichen und zeitlichen Auflösung und in den Aussagen zum relativen Verlauf und der mengenmäßigen Abschätzung der Verdunstung vor. NAGLER et al. (2009) und MURRAY et al. (2009) arbeiten mit einer räumlichen Auflösung von 250 m. Die von RODRIGUES et al. (2021) und YAO et al. (2010) genutzten Landsat-Daten haben in den genannten Arbeiten räumliche Auflösungen zwischen 30 m und 100 m ermöglicht (abhängig von den verwendeten Spektralkanälen und der Generation der genutzten Satelliten). Diese Auflösungen sind zu grob, um satellitengestützt sauber zwischen Pflanzenbeständen, die emers sind (z. B. *Phragmites* spp.) und terrestrischer Ufervegetation im Falle der zu betrachteten Bergbaufolgesseen unterscheiden zu können. Die betrachtete Fläche sollte eine größere Ausdehnung als die räumliche Auflösung des Satelliten selbst haben, um Mischinformationen aus verschiedenen Landbedeckungen zu vermeiden (PARIS et al., 2023). Typischerweise ist die Heterogenität der Landoberfläche besonders hoch in Bereichen, wo unterschiedliche Landbedeckungen bzw. Ökosysteme aneinandergrenzen. Dies ist ein Umstand, der auf den Litoralbereich zutrifft. Untersuchungen von SHARMA et al. (2016) haben ergeben, dass gerade Bereiche mit heterogener Landoberfläche durch

einen erhöhten Fehler bei der Verdunstungsbestimmung auffallen. Anhand von RGBI-Orthofotos ist es möglich, neben diesen vier Kanälen einen NDVI-Wert zu berechnen. Dieser kann als Wert für die Vitalität des Pflanzenbestandes und somit zur Detektion von Litoralvegetation verwendet werden.

Eine weitere Herausforderung stellt die notwendige Verwendung von Daten polarumlaufender Satelliten dar. Diese lassen keine kontinuierliche Beobachtung eines Gebietes zu. Weiterhin müssen die genutzten Szenen wolkenfrei sein. Dies führt dazu, dass nur ausgewählte Tage betrachtet werden können und bedingt Einschränkungen in der zeitlichen Auflösung. So betrachten RODRIGUES et al. (2021) einen sehr langen Zeitraum über die Jahre 1985–2018. In diesem Zeitraum konnten jedoch nur 35 Aufnahmen genutzt werden, bei denen (fast) alle betrachteten Talsperren abgedeckt waren. Dabei gab es auch Jahre ohne geeignete Aufnahmen. Der gleiche Umstand führt dazu, dass NAGLER et al. (2009), NAGLER et al. (2013) und MURRAY et al. (2009) mit 16-Tage-Werten arbeiten. YAO et al. (2010) haben für ihr betrachtetes Gebiet sechs Aufnahmen in zwei Jahren nutzen können. Die begrenzte zeitliche Auflösung führt dazu, dass der Jahresverlauf der Verdunstung nur eingeschränkt abgebildet werden kann. Die abgeleiteten Beziehungen zwischen Vegetationseigenschaften (ausgedrückt als NDVI oder EVI) und gemessenen Verdunstungen stellen starre Beziehungen dar und können daher ebenfalls nicht als allgemein gültig angenommen werden.

Eine aktuelle Arbeit von KRÖCHER et al. (2025) beleuchtet den Einsatz von Satellitendaten für die Bestimmung der Verdunstung in der Lausitz kritisch. Grundlage für deren Betrachtung bilden Satellitenmessungen sowie bodengebundene Messungen der Verdunstung über verschiedenen Landbedeckungen der Lausitz. Ein wesentliches Ergebnis ist, dass die mit Hilfe von Satellitendaten ermittelte Verdunstung relevante Abweichungen bezüglich der absoluten Verdunstung aufweisen kann (siehe hierzu auch XIE et al. (2024)). Weiterhin wird der relative Verlauf über das Jahr nicht immer korrekt erfasst. Dies zeigt sich u. a. auch teilweise in der Arbeit von MURRAY et al. (2009, Abb. 2B).

Auch wenn die Entwicklungen bei den Satellitendaten sehr dynamisch sind und diese Datenquelle durch ihre oft große räumliche Abdeckung von Landschaftsausschnitten attraktiv ist, kann eine Anwendung von Satellitendaten zur Bestimmung der Verdunstung zum derzeitigen Zeitpunkt nicht empfohlen werden.

5 Entwicklung des Modellkonzeptes

Aufbauend auf den im Rahmen der DFG-geförderten Forschungsprojekte «TREGATA» (DFG- Projektnummer: 288267759) (DFG, 2026b) und «MEDIWA» (DFG- Projektnummer: 445326344) (DFG, 2026a) durchgeführten Analysen, physikalisch-basierten theoretischen Überlegungen (SPANK, 2024) und den hier umfangreich durchgeführten Recherchearbeiten stellt sich heraus, dass die Berechnung bzw. Modellierung der verdunstungsbedingten Wasserverluste über den Wasserflächen von Bergbaufolgeseen nur gesamtheitlich unter Berücksichtigung der Charakteristik des Umlands, den zwischen Gewässer und Umland stattfindenden Wechselwirkungen (insbesondere Advektion und Entwicklung der oberflächennahen atmosphärischen Turbulenzstruktur) und getrennt für Litoral und Pelagial erfolgen muss und nur in dieser Weise zu verlässlichen Ergebnissen führt. Im Weiteren sind die ufernahen terrestrischen Bereiche in die Verdunstungsbetrachtung bzw. in die Quantifizierung der verdunstungsbedingten Wasserverluste des Sees einzubeziehen, wenn die Speisung der auf diesen Flächen auftretenden Verdunstung durch Kapillarsog oder Grundwasserbewegung mit dem Wasserkörper gekoppelt oder direkt durch diese erfolgt.

Grundsätzlich wird ein turbulenzbeschreibendes (RANS) oder turbulenzauflösendes (LES) meteorologisches Grenzschichtmodell benötigt, um die maßgebenden verdunstungssteuernden meteorologischen Umweltgrößen raumdiskret und unter Beachtung der übergeordneten meteorologischen Bedingungen und der zwischen Gewässer und Umland stattfindenden Wechselwirkungen nachzubilden. Insbesondere müssen Effekte wie Advektion und die Charakteristik der bodennahen atmosphärischen Turbulenzstruktur als Proxy für das tatsächliche Energiedargebot und das stattfindende Entrainment, was vereinfacht dem Abtransport des durch den Verdunstungsprozess freigesetzten Wasserdampfs durch turbulenzbedingte Durchmischungs- und Transportprozesse in der oberflächennahen Luftschicht bezeichnet, flächendifferenziert und spezifisch für die jeweilige Ortskoordinate aus meteorologischen Messdaten von lokalen Messstationen modelliert werden. Diese so modellierten ortsdiskreten Daten werden fortsetzend als Eingangsdaten von den nachgeschalteten Verdunstungsmodellen benötigt.

Die Berechnung der Verdunstung muss bedingt durch die unterschiedliche Charakteristik der verdunstenden Oberfläche getrennt für Pelagial, Litoral und umgebende terrestrische Landschaften erfolgen. Aus pragmatischen Gründen werden hier Pelagial und freie ausgedehnte Wasserflächen im Litoral zusammengefasst und als «freie Wasserflächen» bezeichnet. In Bezug auf das Litoral sollten diese freien Wasserflächen nicht oder nur in vernachlässigbarer Weise durch emerse oder auf der Wasseroberfläche schwimmende Makrophyten beeinflusst sein, was überschlägig einer Größenausdehnung der vom Bewuchs freien Wasserflächen von mindesten einem Dekameter entspricht. In dem Zusammenhang sei angemerkt, dass submerse Makrophyten in dieser Betrachtung vernachlässigt werden können, da sie

keinen direkten Einfluss auf die Verdunstung an der Wasseroberfläche nehmen. Wie im Kapitel 4.1 erläutert kann die Verdunstung dieser freien Wasserflächen nur mittels Bulk-Ansätzen bzw. dem zu dieser Modellgruppe gehörigen Dalton-Ansatz in sinnvoller Weise modelliert werden.

5.1 Zum Unterschied zwischen diagnostischen und prognostischen Modellen

Diagnostisches Modell

Bei einem diagnostischen Modell wird die Zielgröße unter Verwendung bekannter Variablen für jeden Zeitschritt separat berechnet (PIELKE, 1985; MCGUFFIE & HENDERSON-SELLERS, 2014). Im Falle der Berechnung der Verdunstung einer freien Wasserfläche nach dem Ansatz nach Dalton bedeutet dies, dass Mess- oder Modellwerte für die Oberflächentemperatur des Sees, den Dampfdruck der Luft und zur Windgeschwindigkeit vorliegen müssen. Die Berechnung als solche wirkt sich nicht auf zukünftige Zustände aus, d. h. der berechnete Wert des nächsten Zeitschrittes hängt nicht vom berechneten Wert des vorherigen Zeitschrittes ab (MCGUFFIE & HENDERSON-SELLERS, 2014).

Aus diesen grundsätzlichen Eigenschaften ergeben sich Vor- und Nachteile beim Einsatz von diagnostischen Modellen.

Vorteile:

- **Hohe Genauigkeit:** Durch die direkte Nutzung aktueller, vor Ort erhobener Messdaten können systematische Abweichungen von den realen Bedingungen reduziert werden. Dies ermöglicht es, dass die Ergebnisse die tatsächlichen Umweltbedingungen am Messstandort mit hoher Genauigkeit widerspiegeln.
- **Geringer Zeit- und Rechenaufwand:** Die zugrundeliegenden mathematischen Operationen sind einfach und bedingen einen relativ geringen Zeit- und Rechenaufwand.
- **Einfache Umsetzung:** Diagnostische Modelle basieren auf etablierten Ansätzen mit wenig Bedarf an spezialisierten Modellierungskenntnissen. Zusätzliche komplexe Modellentwicklungen sind im Allgemeinen nicht notwendig.
- **Hohe Flexibilität gegenüber neuen Eingangsdaten:** Ergebnisse für neue Eingangsdaten können schnell erreicht werden, d. h. es ist möglich, zeiteffektiv Informationen zum Verhalten der Zielgröße bei veränderten Umweltbedingungen zu erhalten. Dies bedingt in Kombination mit den relativ geringen Rechenzeiten, dass viele Rechenläufe in einem bestimmten Zeitraum möglich sind, um die Auswirkung unterschiedlicher Bedingungen auf die Zielgröße abschätzen zu können (Variantenrechnungen).

Nachteile:

- **Hoher Messaufwand:** Um aktuelle, ortsbezogene, Eingangsdaten zur Verfügung zu haben, müssen entsprechende Messungen vorhanden sein. Dies bedingt die Installation und den dauerhaften Betrieb von Messstationen (z. B. Messbojen) vor Ort.
- **Abhängigkeit von Messfehlern und räumlicher Repräsentativität:** Unsicherheiten entstehen hauptsächlich aus Messfehlern und der Frage, wie repräsentativ einzelne Messpunkte für das Gewässer sind.

Prognostische Modelle

Bei einem prognostischen Modell hängen die berechneten Werte des nächsten Zeitschritts von den berechneten Werten des vorherigen Zeitschrittes ab (PIELKE, 1985; MCGUFFIE & HENDERSON-SELLERS, 2014). Es kommen zeitabhängige partielle Differentialgleichungen zum Einsatz, um das Verhalten über die Zeit beschreiben zu können (PIELKE, 1985), z. B. entsprechende Gleichungen für den Energie- und Stoffaustausch. Diese teilweise komplexen Gleichungssysteme müssen hierbei numerisch gelöst werden (dabei werden aus Differentialen kleine Differenzen und die Gleichungen werden durch einen iterativen Prozess zu jedem Zeitschritt gelöst). Es werden eine Vielzahl von Eingangsdaten benötigt, um das Modell betreiben und die Startbedingungen und Randbedingungen definieren zu können (STOHL et al., 1997). Für das Beispiel der Oberflächentemperatur eines Sees wären z. B. Informationen zur Morphologie des Sees, Informationen zu den thermischen Eigenschaften, zur Albedo und meteorologischen Treibervariablen notwendig. Die Oberflächentemperatur des Sees wird als Ergebnis von Energieaustausch- und Speicherprozessen berechnet. Diese Oberflächentemperatur kann dann entsprechend für den Ansatz nach Dalton zur Bestimmung der Verdunstung freier Wasserflächen verwandt werden.

Aus diesen grundsätzlichen Eigenschaften ergeben sich Vor- und Nachteile beim Einsatz von prognostischen Modellen.

Vorteile:

- **Universelle Anwendung:** Ein gut angepasstes prognostisches Modell kann nach der Initialisierung auch mit begrenzter Datenbasis und für Szenarienrechnungen eingesetzt werden.
- **Abbildung physikalischer Prozesse:** Die Nachbildung verschiedener physikalischer Prozesse und deren Zusammenwirken erlauben es, dass die Auswirkungen und Relevanz dieser Prozesse durch spezifische Szenarien herausgearbeitet werden können.

Nachteile:

- **Eingeschränkte Genauigkeit:** Prognostische Modelle sind stark von der Modellparametrisierung abhängig und den Annahmen, die hierfür getroffen werden müssen. Systematische Fehler können durch Vereinfachungen entstehen, Fehler pflanzen sich durch die Verknüpfung von Teilmodellen fort.
- **Nicht-triviale Umsetzung und hoher Entwicklungsaufwand:** Die Modellentwicklung als solche sowie notwendige umfangreiche Tests zur Prüfung des Modells sind zeit- und ressourcenintensiv.
- **Hoher Zeit und Rechenaufwand:** Die numerische Integration komplexer Gleichungssysteme geht einher mit einem hohen Bedarf an Rechenressourcen. Die benötigte Zeit ist höher als für prognostische Modelle.
- **Eingeschränkte Flexibilität gegenüber neuen Eingangsdaten:** Prognostische Modelle sind zwar grundsätzlich auf neue Standorte übertragbar. Jedoch müssen abweichende Bedingungen in den Eingangsdaten beachtet werden. Für verlässliche Ergebnisse sind sorgfältige Validierungen und Anpassungen notwendig. Dies kann auch eintreten, wenn für einen See bereits ein angepasstes Modell vorliegt, sich jedoch Änderungen in wesentlichen Charakteristiken ergeben (z. B. Änderungen in der Geometrie und in den thermischen Eigenschaften). Dies bedingt in Kombination mit den relativ hohen Rechenzeiten, dass weniger Rechenläufe in einem bestimmten Zeitraum möglich sind, um die Auswirkung unterschiedlicher Bedingungen auf die Zielgröße abschätzen zu können (Variantenrechnungen).

Fazit

Diagnostische Modelle sind den prognostischen Modellen überlegen, wenn es um Genauigkeit, Flexibilität in Bezug auf neue Datenreihen und Implementierungsaufwand für einen konkreten Standort geht. Darüber hinaus zeichnen sich diagnostische Modelle durch geringere Rechenzeiten aus.

Prognostische Modelle eignen sich vorrangig für Szenarien, in denen nur eingeschränkte Messdaten verfügbar sind oder die Übertragbarkeit auf Gewässer ohne Messinfrastruktur eine Rolle spielt. Hervorzuheben ist, dass die relevanten physikalischen Prozesse nachgebildet werden. Die Nachteile durch Unsicherheiten, hohen Rechen- und Entwicklungsaufwand sowie eingeschränkte Flexibilität bei Datenänderungen bleiben allerdings relevant.

Vor diesem Hintergrund lässt sich festhalten, dass für eine schnelle Berechnung der Verdunstung mit der Eingangsgröße Oberflächentemperatur des Sees diagnostische Ansätze in Kombination mit hochwertigen Messdaten, prognostischen Ansätzen vorzuziehen sind.

5.2 Ziel und Struktur der Modellkette

Ziel der Modellkette ist es, die tatsächliche (reale) Verdunstung von Bergbaufolgeseen mit hoher zeitlicher (stündlich) und räumlicher (Rasterzellen/10-Meterauflösung entlang von Querschnitten) Auflösung zu bestimmen. Die stündliche Auflösung ist notwendig, um den typischerweise variablen Tagesgang der Verdunstung abbilden zu können. Die räumliche Auflösung ist nötig, um der Heterogenität, insbesondere im Litoralbereich, Rechnung zu tragen. Die Kette besteht aus

1. integralen Feldmessungen (vor allem Scintillometer bzw. EC-System)
2. einem physikalisch-numerischen 2D-Querschnittsmodell
3. der Anwendung des kalibrierten 2D-Modells auf unbeobachtete Querschnitte (und Seen) und
4. einem maschinellen Lernmodell (Gradient-Boosting), das aus den modellierten und gemessenen Ergebnissen eine übertragbare, räumlich hochaufgelöste Schätzung der Verdunstung generiert.

Diese Schritte bauen aufeinander auf: Messungen werden zur Kalibrierung des 2D-Modells verwendet, die erweiterten Modellsimulationen liefern die Trainingsziele für das Maschinelle Lernen, welches anschließend räumlich und zeitlich skaliert wird.

Die folgende Ausarbeitung behandelt die nachfolgenden Aspekte:

- Messaufbau und Messpraktik (Scintillometer bzw. EC-System + Meteorologie + ergänzende Messungen)
- Messdatenaufbereitung
- HIRVAC/HIRVAC-2D als konkretes 2D-Modell, physikalische Grundlagen, Eingangsgrößen, Randbedingungen und typische Nutzung
- Kalibrierungs- und Validierungsstrategie zwischen Scintillometer bzw. EC-System und 2D-Modell
- Hochskalierung auf unbeobachtete Querschnitte
- Aufbau des Modells zum Maschinellen Lernen mit Gradient-Boosting: Features, Kreuzvalidierungsstrategie und Unsicherheitsabschätzung.

5.3 Messungen und Messinstrumentierung

5.3.1 Notwendigkeit der messtechnischen Erfassung der Verdunstung und der den Verdunstungsprozess steuernden Umweltgrößen

Die genaue flächenrepräsentative und quantitativ exakte Messung der über den Pelagial- und Litoralbereich eines Gewässers auftretenden Verdunstungsraten in hoher zeitlicher Auflösung inklusive der parallelen Messung aller relevanten, den Verdunstungsprozess steuernden, meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen ist von grundlegender Bedeutung, um (i) die zur Modellierung

notwendigen standortsspezifischen bzw. empirischen Modellparameter abschätzen und (ii) die erreichte Genauigkeit der Modellergebnisse einordnen und validieren zu können. In gleicherweise sind diese Messdaten essentiell für (iii) das Anlernen von ML-basierten Verdunstungsmodellen.

Ein solides flächendifferenziertes Monitoring der Verdunstung und der verdunstungssteuernden Umweltgrößen ist somit unverzichtbar und von zentraler Bedeutung, um an dem gewählten Pilotgewässer ein funktionierendes und dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechendes Modellsystem aufbauen und zielgerichtete Modellsimulationen durchführen zu können. Nur so können exakte Quantifikationen der verdunstungsbedingten Wasserverluste approximiert und belastbare Aussagen zum Wasserhaushalt und zum hydrologischen Gesamtverhalten des untersuchten Bergbaufolgesees getroffen werden. Es sei in diesem Kontext angemerkt, dass vor dem Hintergrund der Bewertung und Evaluation des Modells bzw. der Modellergebnisse auch zwingend eine quantitative Einordnung und numerische Approximation der Genauigkeit und Repräsentativität der zur Modellierung verwendeten Eingangsdaten und der zur Verifizierung der Modellergebnisse verwandten Referenzdaten der Verdunstung erforderlich ist (SPANK et al., 2013). Entsprechend sind neben dem Monitoring der Umweltgrößen und den Messwerten selbst, die zugehörigen Messtoleranzen und die zum Messwert gehörige räumliche und zeitliche Repräsentativität von zentraler Bedeutung, was in der Konzeption des Monitoringkonzepts berücksichtigt werden muss.

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Verdunstungsmessmethoden individuell kurz vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung bewertet. Ergänzend werden bei geeigneten Messverfahren technische Aspekte und Hinweise zum praktischen Einsatz gegeben. Zusätzlich befindet sich eine tabellarische Übersicht im Anhang in Tabelle 20. In analoger Weise werden die Messungen der für die Modellanwendungen notwendigen Umweltgrößen diskutiert. Eine zusammenfassende tabellarische Übersicht des gesamten Messkonzepts befindet sich abschließend im Anhang in Tabelle 21.

Die dargestellten Inhalte sind eine Expertenmeinung und fundieren auf den langjährigen Erfahrungen der Bearbeiter. Die gewählten Messverfahren und Instrumentierungsansätze ergeben sich aus den umfassend erläuterten Notwendigkeiten und entsprechen den wissenschaftlichen und technischen Standards. Zur Validierung und Verifizierung des nachfolgenden Inhalts sei auf folgende Lehrbücher verwiesen: ARYA, 2001, BURBA (2013); CSANADY (2001); EMEIS (2010), FOKEN & MAUDER (2024); LEE et al. (2005) und MONTEITH & UNSWORTH (2013).

5.3.2 Von der Fachcommunity empfohlene aber unter praktischen Gesichtspunkten nicht oder nur eingeschränkt nutzbare Messverfahren zur Bestimmung der Gewässerverdunstung

In der Fachcommunity wurden eine Vielzahl von Messverfahren zur Bestimmung der Gewässerverdunstung diskutiert und empfohlen, die jedoch bei genauerer Betrachtung und auf Grundlage theoretisch-physikalischer oder praktisch-technischer Aspekte als ungeeignet eingestuft werden müssen. In diesem Abschnitt werden die prominentesten Vertreter ungeeigneter Messverfahren vorgestellt und erläutert, warum diese Verfahren nicht geeignet sind.

Die World Meteorological Organisation (WMO, 1966) und die DWA (2018) empfehlen zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung von Wasserflächen unter anderem (i) Approximationen auf Basis der Wasserbilanz und (ii) Verdunstungsabschätzungen auf Grundlage der Energiebilanz. Diesen Empfehlungen der WMO und DWA können die Verfasser dieses Berichts nicht zustimmen. Im Gegenteil, sowohl aufbauend auf den Erfahrungen im Rahmen der vorangegangenen durch die DFG geförderten Forschungsprojekte – TREGATA und MEDIWA – als auch basierend auf grundlegenden methodischen Überlegungen in Bezug auf die erforderliche und unter praktischen Gesichtspunkten erreichbaren Messgenauigkeiten und mit Blick auf die zeitliche und räumliche Repräsentativität der erhobenen Messdaten, müssen diese Messmethoden als ungeeignet zur Bestimmung der Verdunstung von großen Gewässern, wie den hier adressierten Bergbaufolgeseen, eingestuft werden.

Die Bestimmung der Verdunstung auf Grundlage der Wasserbilanz (Gleichung 2), das heißt die rechnerische Ermittlung der Verdunstung anhand der Änderung des über den Pegel bzw. Wasserstands abgeleiteten Speichers und der Differenz zwischen Zufluss, Niederschlag und Abfluss ist methodisch bedingt nur für große Zeithorizonte geeignet. Darüber hinaus kann die Verdunstung nur für das gesamte Gewässer ermittelt werden, was eine flächendifferenzierte Betrachtung ausschließt. Neben diesen methodisch bedingten Einschränkungen bewirken Unsicherheiten in den numerischen Abschätzungen der nur indirekt bzw. nur unter größten Aufwendungen messtechnisch erfassbaren Grundwasserzu- und abflüsse und Unsicherheiten durch Zu- und Abflüsse messtechnisch nicht erfasster oberirdischer Kleingewässer extreme Fehleinschätzungen in den abgeleiteten Verdunstungsraten. In Übereinstimmung mit den Aussagen von SINGH & XU (1997) muss daher die Methodik der Verdunstungsabschätzung auf Grundlage der Wasserbilanz für die praktische Anwendung auf natürliche Gewässer oder Bergbaufolgeseen als ungeeignet eingestuft werden.

Auch die von der WMO vorgeschlagene Bestimmung der Gewässerverdunstung auf Grundlage der Energiebilanz (Gleichung 3) kann methodisch bedingt nur integrative Approximationen für das gesamte Gewässer liefern. Zur Anwendung erfordert diese Methode Messwerte der Strahlungsbilanz und Annahmen oder Messwerte des sensiblen Wärmeflusses. Darüber hinaus ist die genaue Bestimmung der Wärmespeicherung bzw. Wärmebilanz des Wasserkörpers und die genaue quantitative Abschätzung der

Ein- und Austräge thermischer Energie durch die Zu- und Abflüsse von Grund- und Oberflächenwasser erforderlich. Da Wasser eine sehr hohe Wärmekapazität ($4,186 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$) hat, führen kleinste Messfehler bei den Temperaturmessungen, Ungenauigkeiten in der Verortung von Messlamellen und Unsicherheiten in der Erfassung von Wasserzu- und -abflüssen zu unplausiblen oder absurden Ergebnissen der berechneten Verdunstung und damit häufig zum Versagen der Methode. Unter praktischen Gesichtspunkten ist daher diese Methodik ebenfalls als ungeeignet einzustufen. Gleichwohl sei darauf hingewiesen, dass die messtechnische Erfassung der Strahlungsbilanz und die Approximationen der Wärmespeicherung bzw. -bilanz im Wasserkörper einhergehend mit dem Erfordernis des zeitlich hochauflösenden Monitorings des Wassertemperaturprofils für die Eingrenzung und Approximation der Messtoleranzen für die in den Kapiteln 5.3.4.3 und 5.3.4.4 vorgestellten und empfohlen Messmethoden (Scintillometer und Eddy Covariance) unabdingbar sind.

Ein weiterer prominenter aber ungeeigneter Ansatz zur Bestimmung der Gewässerverdunstung bezieht sich auf aus Satellitendaten abgeleiteten Verdunstungsprodukten (vgl. Abschnitt 4.5). Grundsätzlich werden die in diesen Daten enthaltenen Verdunstungsabschätzungen über eine Modellkette aus am Satelliten und damit am Außenrand der Erdatmosphäre gemessenen schmalbandigen Strahldichten abgeleitet. Entsprechend ist die Qualität der auf Satellitendaten basierenden Verdunstungsprodukte sehr stark abhängig einerseits von den verwendeten Sensoren und Algorithmen zur Atmosphärenkorrektur und Verdunstungsberechnung und andererseits von der Repräsentativität der Parametrisierung dieser Algorithmen und dem während des Satellitenüberflugs vorherrschenden atmosphärischen Bedingungen.

Insbesondere Wolken können die satellitenbasierte Bestimmung der Verdunstung stark einschränken bzw. verhindern. In den verfügbaren Satellitenprodukten werden diese Datenausfälle vielfach durch Interpolationen mit benachbarten Bildpunkten oder zeitlich voran oder nachfolgenden Messwerten oder durch alternative Modellabschätzungen ergänzt. Entsprechend muss unbedingt aus den zugehörigen Qualitätsflags eruiert werden, wie der jeweilige Datenpunkt ermittelt wurde. In Zusammenfassung stellen aus Satellitendaten abgeleitete Verdunstungsprodukte eine Modellabschätzung dar, wobei das genaue Verfahren zur Verdunstungsabschätzung wie auch der verwendete Algorithmus zur Fehlerergänzung in vielen Fällen nicht vollständig oder nur unter Screening des zugehörigen Programmcodes reproduzierbar ist.

Neben dieser grundsätzlichen Bewertung ist zu berücksichtigen, dass satellitendatenbasierte Verdunstungsprodukte flächenintegrierte Abschätzungen bereitstellen, die hinsichtlich ihrer räumlichen Ausdehnung keine flächendifferenzierte Betrachtung der Verdunstung der hier fokussierten Gewässer (Bergbaufolgeseen) zulassen. Oftmals ist nicht einmal gewährleistet, dass die Wasserfläche als homogene Einheit in den Daten enthalten ist, sondern ein Mischprodukt aus Gewässer und umgebenden

Landflächen darstellt. Entsprechend müssen satellitenbasierte Verdunstungsprodukte für den hier adressierten Anwendungsfall als ungeeignet eingestuft werden.

5.3.3 Verdunstungsmessungen mit Hilfe von schwimmenden Lysimetern

Messungen unter Verwendung von auf Flößen installierten und in dem Wasserkörper hängenden Verdunstungsgefäßen (nachfolgend als Lysimeter bezeichnet) sind eine weitere Empfehlung der WMO (1966) und DWA (2018) zur messtechnischen Erfassung der Gewässerverdunstung bzw. der Verdunstung über freien Wasserflächen. Die Messung der Verdunstung über freien Wasserflächen mit Hilfe von Lysimetern wurde in dem Projekt «MEDIWA» DFG, 2026 mit unterschiedlichen Setups im Jahr 2022 auf der Talsperre Bautzen getestet (RAABE et al., 2026). Grundsätzlich besteht das methodische Problem, dass das verwendete Verdunstungsgefäß bei einem tiefen Gewässer nur einen Teil des Wasserkörpers abbildet. Somit unterscheidet sich das thermodynamische Verhalten des Wassers bzw. die Wärmespeicherung im Lysimeter von der Charakteristik des umgebenden Wasserkörpers, was zu einer unterschiedlichen Tagesdynamik und generell zu unterschiedlichen Wassertemperaturen führt. Bedingt durch den Fakt, dass die Wassertemperatur bzw. genauer der von der oberflächennahen Wassertemperatur abhängige Sättigungsdampfdruck ein Haupttreiber des Verdunstungsprozesses ist, kommt es im Fall eines ausgedehnten, tiefen Gewässers zu einem deutlich unterschiedlichen Verdunstungsverhalten zwischen Lysimeter und umgebenden Wasserkörper, was die Repräsentativität und Messgenauigkeit dieses Messverfahrens methodisch limitiert.

Ergänzend dazu kommen weitere Effekte, wie Reflexionen solarer Strahlung an den Lysimeterwänden, Beschattung von Teilen der Wasserfläche im Lysimeter bei flachem Sonnenstand und Verfälschungen des Entrainments durch Veränderungen der Turbulenzstruktur an den aus dem Wasser ragenden Teilen des Lysimeters und umgebenden Befestigungs- und Trägerelementen. Diese Effekte führen letztendlich dazu, dass sich die mit dem Lysimeter gemessene Verdunstung von der tatsächlichen Verdunstung der Wasserfläche unterscheidet (RAABE et al., 2026). Das größte Problem für Lysimetermessungen stellen jedoch Spritzwasser und Wellenschlag dar, was bei großen Wasserflächen den Einsatz von Lysimetern auf windstille Bedingungen beschränkt. Gleichwohl funktionieren Lysimeter sehr verlässlich zur Bestimmung der Verdunstung von kleinen Gewässern, wie Fischteichen, was die Ergebnisse sowohl der im Jahr 2023 auf der Versuchsteichanlage des LfULG in Königswartha (Abbildung 16) und der auf dem Arroz-Staubecken bei Cruz das Almas (Bahia, Brasilien; Abbildung 17) durchgeführten Messexperimente gezeigt haben. Entsprechend eignen sich Lysimeter zur Messung der Verdunstung in vor Wind und Wellenschlag geschützten Bereichen des Pilotgewässers.

Lysimetermessungen werden zusammenfassend als sehr wertvolle Ergänzung zu den im nächsten Abschnitt dargestellten mikrometeorologischen Messverfahren zum Monitoring der Verdunstung über dem Pelagialbereich angesehen und sollen zur Messung der Verdunstung von emersen Vegetationsbe-

ständen im Litoral und der Verdunstung von in diese Vegetationsbestände eingelagerten und vor Wind und Wellenschlag geschützten kleinen freien Wasserflächen genutzt werden. Es ist somit angedacht, die mikrometeorologischen Dauermessungen (Kapitel 5.3.4), die den Pelagialbereich erfassen, durch Lysimetermessungen im Uferbereich zu ergänzen, um flächendifferenzierte Ergänzungswerte der Verdunstung zu erhalten.



Abbildung 16: Messung verdunstungsbedingter Wasserverluste mittels schwimmender Lysimeter auf der Versuchsteichanlage des LfULG in Königswartha

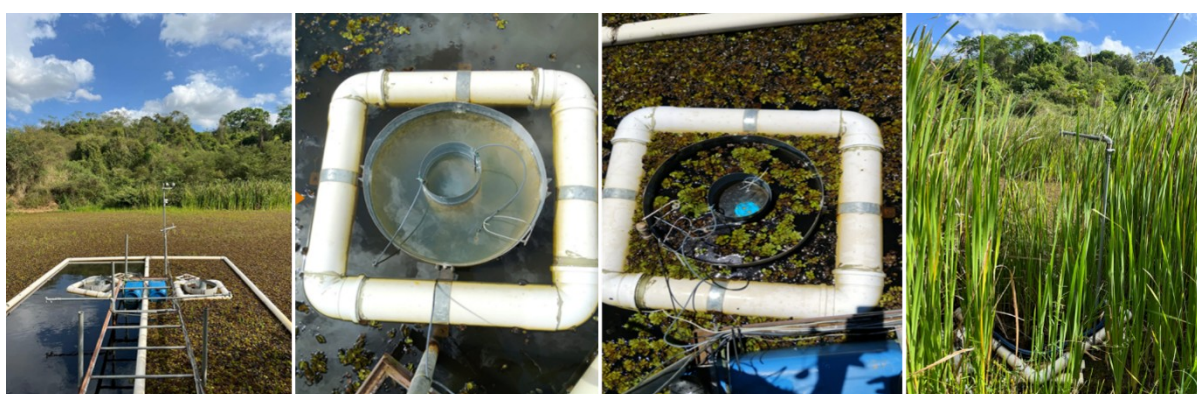


Abbildung 17: Einsatz schwimmender Lysimeter auf dem Arroz-Staubecken bei Cruz das Almas (Bahia, Brasilien) zur Messung der Verdunstung litoraler Vegetationsbestände und in diese Vegetationsbestände eingelagerte kleine freie Wasserflächen

In Anlehnung an die durchgeführten Experimente und den dabei gesammelten Erfahrungen sollten konstruktiv ähnlich gestaltete schwimmende Lysimeter mit automatischen Wasserstandssensoren zum Einsatz gebracht werden. Um den Wartungsaufwand zu minimieren, sollten die verwendeten Lysimeter jedoch um ein System zur automatischen Füllstandskontrolle erweitert werden, das die verdunsteten Wassermengen aus dem Gefäß turnusmäßig nachfüllt und ein niederschlagsbedingtes Überfüllen verhindert. Zum Zwecke des Ausgleichs verdunsteter Wassermengen eignen sich zum Beispiel Schnecken- oder Luftheberpumpen, da diese vergleichsweise robust gegenüber Verschmutzung oder Verstopfung sind und somit den erforderlichen Wartungsaufwand deutlich reduzieren. Der Abfluss bzw.

Ausgleich von eingetragenen überschüssigen Niederschlagswasser kann mit einem Heber oder vereinfacht durch mehrere Überlauföffnungen realisiert werden.

Für die Pegelkontrolle bzw. Messung des Wasserstands im Lysimeter eignen sich Drucksonden und akustische Wasserstandssensoren. Grundsätzlich ist bei der Beschaffung auf eine ausreichende Genauigkeit der Sensoren und darauf zu achten, dass die Sensoren eine interne Temperaturkompensation besitzen. Im Fall der Messung mit Drucksonden ist in dem Lysimetergefäß ein Schlingerschutz vorzusehen, um Verfälschungen des Messsignals durch Wind, Wellen und Bewegung des Lysimeters zu minimieren. Zudem sollte die interne Messfrequenz der Pegel- bzw. Druckmessung bei mindestens 1 Hz liegen, auch wenn belastbare Verdunstungsraten nur auf stündlicher oder halbstündlicher Zeitskala approximierbar sind.

Auf den Schlingerschutz kann bei der Verwendung akustischer Sensoren verzichtet werden, da die Streuung des Schallsignals bzw. dessen kegelförmige Ausbreitung eine integrale Erfassung des Wasserstands ermöglicht, welche die bei Messungen mit Drucksonden kritischen mikroskaligen Variationen des Wasserstands durch Wind, Wellen und Bewegung des Lysimeters wegmittelt. Zudem ist die interne Messfrequenz der Sensoren höher, was das Messsignal ebenfalls stabilisiert und robuster macht. Akustische Sensoren sind gegenüber Drucksonden zudem weniger empfindlich gegenüber mechanischen Beschädigungen und besitzen eine Art Selbstreinigungseffekt, was sie im Vergleich zu Drucksonden deutlich resistenter in Bezug auf Messwertausfälle durch aufwachsende Biofilme macht. Allerdings sind akustische Wasserstandssensoren meist teurer und in Bezug auf die Einbindung in ein Loggersystem oftmals anspruchsvoller. Zusätzlich zu der essentiellen Messung des Wasserstands bzw. Füllstands wird empfohlen, ein Monitoring der Wassertemperatur im Lysimetergefäß und außerhalb in unmittelbarer Umgebung des Lysimeters durchzuführen, um wassertemperaturbedingte Messfehler erkennen und gegebenenfalls zu korrigieren zu können.

Für die bauliche Größe und Form von Lysimetern gibt es keine einheitlichen standardisierten Festlegungen und innerhalb der veröffentlichten wissenschaftlichen Studien erhebliche Unterschiede. Aus Gründen des Pragmatismus sollte ein zylinderartiges Design mit einem Durchmesser von circa 1 m gewählt werden. Die Höhe des Zylinders orientiert sich an der Wassertiefe am konkreten Einsatzort und der konstruktiven Auslegung des Lysimeters, wobei der Rand des Lysimeters zum Schutz vor Wellenschlag und Spritzwasser circa 10 cm über die Wasserfläche ragen sollte.

Im Falle von Lysimetermesssystemen zum Monitoring der Verdunstung kleiner freier Wasserflächen innerhalb emerser litoraler Vegetationsbestände sollte das Lysimeter bzw. das mit Wasser befüllte Volumen des Lysimeters mindestens 50 cm in den Wasserkörper eindringen, wobei größere Auslegungen bzw. ein tieferes Eindringen des Lysimeters in den Wasserkörper eine repräsentativere Abbildung des

thermodynamischen Verhaltens des umgebenden Wasserkörpers ermöglichen. Schwimmende Lysimeterkonstruktionen können auch zur Approximation der Verdunstung emerger litoraler Vegetationsbestände benutzt werden, wobei dann das Lysimeter zusätzlich mit Bodensubstrat befüllt und entsprechend bepflanzt werden muss. Die Menge an Bodensubstrat sollte sich an der Wurzeltiefe des zu untersuchenden Vegetationsbestandes orientieren. Grob können etwa 20 cm veranschlagt werden. Es sei darauf hingewiesen, dass aufgrund der Massezunahme (bedingt durch das eingefüllte Bodensubstrat) die das Lysimeter tragenden Auftriebskörper ertüchtigt werden müssen, um eine stabile Wasserlage und Schwimmfähigkeit des Lysimeters zu gewährleisten.

Die Tiefe des Wasserkörpers über dem eingebrachten Bodensubstrat sollte sich an der tatsächlichen Wassertiefe im Bereich des untersuchten Vegetationsbestandes orientieren, jedoch muss ein freies Schwimmen des Lysimeters auch bei wechselnden Wasserständen gewährleistet sein. Daher ist die Wassertiefe im Lysimeter technisch bedingt niedriger als die tatsächliche Wassertiefe im untersuchten Uferbereich. Die Überlegung, die Lysimeter fest zu installieren, das heißt im Untergrund zu verankern, wäre nur bei konstanten Wasserständen möglich. Daher scheidet diese Option der Aufstellung für die Anwendung auf Bergbaufolgeseen aus. Ergänzend sei erwähnt, dass im Falle des Monitorings emerger litoraler Vegetationsbestände die Vegetationshöhe, die phänologische Phase und der Plant Area Index (PAD) turnusmäßig gemessen bzw. aufgezeichnet werden sollten.

5.3.4 Mikrometeorologische Verdunstungsmessverfahren

5.3.4.1 Grundlegende Informationen zum mikrometeorologischen Verdunstungsmonitoring

Als mikrometeorologische Messverfahren werden Monitoringkonzepte bezeichnet, die auf Grundlage der Messung physikalischer Umweltgrößen in der oberflächennahen Luftschicht direkt oder indirekt quantitative Aussagen zum Wasserdampffluss und somit zur Verdunstung bereitstellen. Grundsätzlich liefern mikrometeorologische Messverfahren flächenintegrierte Approximationen der Verdunstung in hoher (üblicherweise halbstündlicher) zeitlicher Auflösung. Methodisch bedingt erfordert die Anwendung standardmäßig eine weit ausgedehnte, strukturell homogene, ebene Grundfläche, die mit ihrer Ausdehnung und Dimension gewährleistet, dass sich die atmosphärische Turbulenzstruktur und die vertikalen Gradienten von Wind, Luftfeuchtigkeit und Lufttemperatur an die Charakteristik der Oberfläche vollständig adaptiert haben und das erfasste Messsignal eine klare Repräsentation der Verdunstung der zu untersuchenden Oberfläche darstellt. Die Größe der detektierten Fläche, das heißt die Größe des Integrationsbereichs der Messsignale, wird als Footprint bezeichnet und ist von der Messhöhe, der Rauigkeit der Oberfläche sowie von der aktuellen Windgeschwindigkeit und dem aktuellen atmosphärischen Schichtungszustand der bodennahen Luftschicht abhängig. Die Windrichtung legt dabei den Ursprung der detektierten Messsignale und somit die Orientierung des Footprints fest.

In einer groben Einteilung können drei mikrometeorologische Verfahren zur Verdunstungsmessung unterschieden werden:

- (i) Gradientenbasierte Ansätze (Abschnitt 5.3.4.2),
- (ii) Eddy-Kovarianz (Abschnitt 5.3.4.3) und
- (iii) Scintillometer (Abschnitt 5.3.4.4)

Dazu kommen vereinfachte oder modifizierte Ansätze wie (iv) Bowen-Ratio- (Abschnitt 5.3.4.5), (v) die Eddy-Kovarianz-Energiebilanz- (Abschnitt 5.3.4.6) und (vi) die Modified-Bowen-Ratio-Methode (Abschnitt 5.3.4.7). Weitere mikrometeorologische Verfahren, wie zum Beispiel Relax-Eddy oder Eddy-Kovarianz-Akkumulationsverfahren, wurden primär zur Messung von Treibhaus- und Spurengasflüssen entwickelt und sind auf Grund des deutlichen höheren technischen Aufwands von sekundärer Bedeutung zur Verdunstungsmessung.

Mit Ausnahme von Scintillometer-Messungen erfordert die Anwendung mikrometeorologischer Messverfahren zum Monitoring der Verdunstung über dem Pelagialbereich ausgedehnter Gewässer die Errichtung einer schwimmenden oder festinstallierten Messplattform in einem ausreichend weit vom Ufer entfernten Bereich der freien Wasserfläche, um gewährleisten zu können, dass Messwertverfälschungen durch eingetragene terrestrische Turbulenzsignale ausgeschlossen bzw. auf ein vertretbares Niveau reduziert sind. Jedoch erfordern auch Scintillometer-Messungen ein begleitendes Monitoring meteorologischer und limno-physikalischer Umweltgrößen über der freien Wasserfläche.

5.3.4.2 Gradientenbasierte Ansätze

Gradientenbasierte Ansätze sind das älteste mikrometeorologische Messverfahren, das auf einer indirekten Ableitung der Verdunstung auf Grundlage des Vertikalgradienten der Luftfeuchte beruht. In der praktischen Anwendung muss ein konservatives Luftfeuchtemaß oder vereinfacht der Dampfdruck in mindestens drei Messhöhen über der zu untersuchenden Fläche bestimmt werden. Meist wird jedoch anstelle des Dampfdrucks oder eines konservativen Luftfeuchtemaßes die relative Luftfeuchtigkeit gemessen, wodurch sich die Notwendigkeit der zusätzlichen Messung der Lufttemperatur ergibt, was jedoch wiederum die gleichzeitige Bestimmung des sensiblen Wärmeflusses ermöglicht.

Der Wasserdampffluss und damit die Verdunstung (E) leitet sich aus der Differenz der in den unterschiedlichen Messhöhen gemessenen Luftfeuchte und einem standorts- und zeitspezifischen aerodynamischen Transportkoeffizienten (k_a) ab. Dazu wird ein überbestimmtes Gleichungssystem erstellt,

$$E_{2-1} = k_{a,2-1} \cdot \frac{\rho_a c_p}{\gamma L_v} \cdot (e_2 - e_1) \quad (39)$$

$$E_{3-1} = k_{a,3-1} \cdot \frac{\rho_a c_p}{\gamma L_v} \cdot (e_2 - e_1) \quad (40)$$

$$E_{3-2} = k_{a,3-2} \cdot \frac{\rho_a c_p}{\gamma L_v} \cdot (e_3 - e_2) \quad (41)$$

wobei von Gleichheit zwischen E_{2-1} , E_{3-1} und E_{3-2} bzw. zwischen $k_{a,2-1}$, $k_{a,3-1}$ und $k_{a,3-2}$ ausgegangen wird und die Indizes 1, 2 und 3 die drei Messhöhen kennzeichnen. Ferner bezeichnen: ρ_a die Luftdichte ($\rho_a \approx 1,2 \text{ kg m}^{-3}$), c_p die spezifische Wärmekapazität von Luft ($c_p \approx 1005 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), γ die Psychrometerkonstante ($\gamma \approx 6,65 \text{ Pa K}^{-1}$), L_v die Verdampfungswärme ($L_v = 2,45 \cdot 10^6 \text{ J kg}^{-1}$) und e_1 , e_2 und e_3 den in den drei unterschiedlichen Messhöhen ermittelten Wasserdampfdruck.

Der unbekannte aerodynamische Transportkoeffizient wird invers mittels Optimierungsansätzen aus dem überbestimmten Gleichungssystem abgeleitet und zur Berechnung der Verdunstung eingesetzt. In seiner Charakteristik entspricht der aerodynamische Transportkoeffizient der im Dalton-Ansatz verwendeten Windfunktion bzw. dem entsprechenden aerodynamischen Leitwert. Alternativ kann auch die Verdunstung direkt durch eine Lösung des Gleichungssystems ermittelt werden.

In einer typischen Applikation werden meist neben den Vertikalgradienten von Luftfeuchte und Lufttemperatur auch die vertikalen Gradienten der Windgeschwindigkeit gemessen, wodurch sich die aerodynamischen Transportkoeffizienten über das logarithmische Windprofil und in Abhängigkeit der atmosphärischen Stabilität normieren und skalieren lassen. Ferner wird von einer Ähnlichkeit bzw. Gleichheit zwischen den aerodynamischen Transportkoeffizienten für den Wasserdampffluss und dem sensiblen Wärmefluss, welcher sich analog zur Verdunstung über den Gradienten der Lufttemperatur ermitteln lässt, ausgegangen. Damit wird das Gleichungssystem um drei weitere Funktionen ergänzt, was stabilere Approximationen des aerodynamischen Transportkoeffizienten und damit der abgeleiteten Verdunstung ermöglicht.

Die Anwendung der Gradientenmethode beschränkt sich grundsätzlich unter Berücksichtigung der erreichbaren Messgenauigkeit typischer Luftfeuchtesensoren auf Situationen mit sehr starker Verdunstung und stark ausgeprägten vertikalen Luftfeuchtegradienten. Aus dem Grund der Notwendigkeit großer Differenzen zwischen den gemessenen Luftfeuchten sind oftmals sehr große Messhöhen erforderlich, was die Ausdehnung des Footprints stark erweitert. Die Methode ist zudem sehr sensitiv in Bezug auf räumliche (und zeitliche) Variationen des aerodynamischen Transportkoeffizienten. In diesem Zusammenhang ist insbesondere der Sachverhalt zu berücksichtigen, dass die Grundannahme der

vertikalen Konstanz des aerodynamischen Transportkoeffizienten oftmals nur näherungsweise gilt und sich dadurch erhebliche Messunsicherheiten in den abgeleiteten Verdunstungsraten ergeben.

Vor dem Hintergrund der benannten Defizite und der Existenz alternativer und deutlich genauerer Messverfahren – namentlich Eddy-Kovarianz und Scintillometer – sind gradientenbasierte Ansätze als veraltet und für das Monitoring der Gewässerverdunstung von Bergbaufolgeseeen als ungeeignet einzustufen.

5.3.4.3 Die Eddy-Kovarianz-Methode

Die Eddy-Kovarianz- (engl. Eddy-Covariance, kurz EC) Methode kann als das derzeitig genaueste mikrometeorologische Messverfahren bezeichnet werden. Die EC-Methode basiert auf einem direkten Monitoring der durch die Turbulenz bedingten Vertikalbewegung von Luftpaketen und deren skalaren Eigenschaften (d. h. Lufttemperatur und Luftfeuchte). Der Transport – sprich der Wasserdampffluss und damit die Verdunstung – wird aus der Kovarianz der Fluktuationen (w') der gemessenen Vertikalwindgeschwindigkeit und den Fluktuationen (c_{H_2O}') der gemessenen Wasserdampfkonzentration abgeleitet, was einer direkten Bestimmung der Verdunstung ohne die Verwendung von Proxygrößen entspricht. In analoger Weise können mittels der EC-Methodik Daten des sensiblen Wärmeflusses (H) oder von Treibhausgasflüssen (Kohlendioxid und Methan) aus w' und den Fluktuationen der Lufttemperatur (T_a') bzw. aus w' und den Fluktuationen der Konzentration des betreffenden Treibhausgases erhoben werden. Ergänzend ist festzuhalten, dass die exakte Bestimmung der benannten Stoff- und Energieflüsse weitere (als «Korrekturen») bezeichnete Prozessierungsschritte benötigt, welche im Zuge des sogenannten «EC-Post-Processing» durchgeführt werden. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Umformungen bzw. physikalisch-basierte Transformationen, die nichts mit klassischen Korrekturen im Sinne einer empirischen «Nachbesserung» zu tun haben. Insoweit ist der Begriff «Korrektur», wenn auch im Fachjargon gebräuchlich, irreführend.

Ein technisch zeitgemäßes EC-Messsystem zur Verdunstungsmessung besteht aus einem 3D-Ultraschall-Anemometer, einem Hochfrequenz-Gasanalysator zur Messung der Wasserdampfkonzentration bzw. der Ermittlung von c_{H_2O}' und einem zugehörigen Datenlogger, wobei die Frequenz der Messwerterfassung und Datenaufzeichnung bei mindestens 10 Hz bzw. optimal bei 20 Hz liegen sollte. Abbildung 18 zeigt das im TREGATA-Projekt eingesetzte Eddy-Kovarianz-Messsystem zur Messung der Verdunstung, des sensiblen und latenten Wärmeflusses, des Kohlendioxidaustauschs und der Methanemissionen beim Einsatz des Monitorings über dem Pelagialbereich der Talsperre Bautzen.

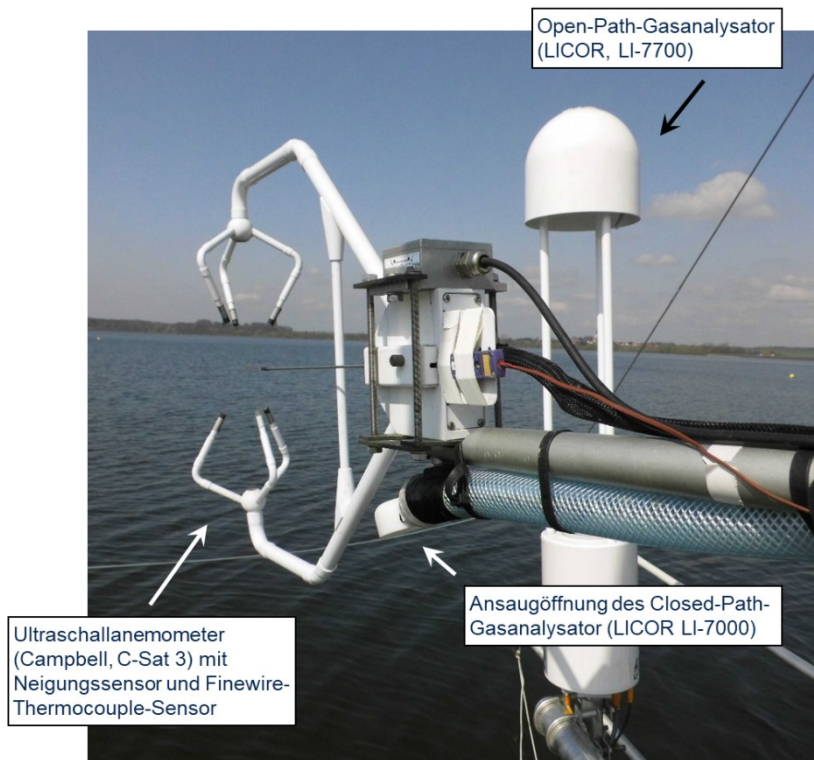


Abbildung 18: Im TREGATA-Projekt eingesetztes Eddy-Kovarianz-Messsystem zum Monitoring der Verdunstung, des sensiblen und latenten Wärmeflusses, des Kohlendioxidaustauschs und der Methanemissionen über dem Pelagialbereich der Talsperre Bautzen

Das 3D-Ultraschall-Anemometer liefert die erforderlichen Messdaten von w' . Zusätzlich stellt dieses Messgerät Daten der Schalltemperatur, der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und Informationen über Struktur und Größenverteilung der den atmosphärischen Transport bestimmenden Luftwirbel bereit. Die Schalltemperatur bezeichnet eine aus den Ultraschallsignalen abgeleitete Approximation der Lufttemperatur, welche zur Bestimmung des sensiblen Wärmeflusses (H) anstelle der tatsächlichen Lufttemperatur (T_a) verwendet werden kann. Somit wird die EC-basierte Verdunstungsbestimmung implizit um Messdaten von H ergänzt. Zur Bestimmung noch genauerer Messdaten von H kann das EC-System noch mit Fine-Wire-Thermoelementen zur direkten und exakteren Bestimmung von T_a bzw. T_a' ausgerüstet werden. Fine-Wire-Thermoelemente sind aber vergleichsweise empfindlich und müssen aufgrund von Beschädigungen recht häufig ersetzt werden. Zusätzlich benötigen sie spezielle analoge Messeingänge (μV) am Datenlogger, was die Instrumentierung komplexer gestalten kann. Vor diesem Hintergrund wird in den meisten Anwendungen auf den Einsatz von Fine-Wire-Thermoelementen verzichtet.

Im Kontext der Gesamtkonzeption sei an der Stelle darauf hingewiesen, dass die mittels des 3D-Ultraschall-Anemometers erhobenen Turbulenzdaten neben ihrer Bedeutung für das EC-Post-Processing wichtige, zur Validierung der atmosphärischen Grenzschichtsimulationen benötigte Referenzdaten darstellen. Die Verwendung vereinfachter Bauformen von Ultraschall-Anemometern (1D-Ultraschall-

Anemometer), die nur die Vertikalwindfluktuationen detektieren, wird daher ausdrücklich nicht empfohlen. Zusätzlich können bei der Verwendung von 1D-Ultraschall-Anemometern zahlreiche der zur genauen Ableitung der Verdunstung erforderlichen Transformationen und Berechnungen im EC-Post-Processing nicht durchgeführt werden bzw. müssen durch Näherungslösungen bzw. empirische Umformungen substituiert werden, was die Genauigkeit der erhobenen Verdunstungsdaten signifikant reduziert. Es sei weiterführend angemerkt, dass im Falle der Verwendung einer schwimmenden Messplattform das 3D-Ultraschall-Anemometer mit einem Inklinometer (Neigungssensor) zur Messung der Roll- und Schwenkbewegung der Plattform ergänzt werden sollte, um die durch die Plattformbewegung induzierte Fehlausrichtung des Anemometers mit Hilfe einer Koordinatenrotation mathematisch berichtigen zu können.

Zur Messung des Wasserdampfflusses, das heißt der Verdunstung, ist neben einem 3D-Ultraschall-Anemometer ein Hochfrequenz-Gasanalysator erforderlich, der synchron zu den messtechnisch erfassten Fluktuationen des Vertikalwinds (w') Messdaten der Wasserdampfkonzentration und deren Fluktuation (C_{H_2O}') bereitstellt. Kommerziell werden derzeit drei unterschiedlichen Bauformen:

- Closed-Path-,
- Open-Path- und
- Enclosed Gasanalysatoren

angeboten.

Closed-Path-Gasanalysatoren zeichnen sich durch eine hohe Resistenz gegenüber witterungsbedingten Messausfällen aus. Sie sind aber in Bezug auf Instrumentierung und Wartung sehr komplex und aufwendig. Insbesondere besteht die Notwendigkeit einer regelmäßigen, üblicherweise der monatlichen, Kalibrierung. Zudem besitzen Closed-Path-Gasanalysatoren einen vergleichsweise hohen Energiebedarf, was nur mittels einer Netzstromversorgung realisiert werden kann. Mit Fokus auf das adressierte Monitoring der Verdunstung über dem Pelagialbereich ausgedehnter Wasserflächen und einhergehend mit der Notwendigkeit der Errichtung einer weit vom Ufer entfernten Messstation wird die Verwendung dieser Gasanalysatoren daher nicht empfohlen.

Open-Path- und Enclosed-Gasanalysatoren sind im Vergleich zu Closed-Path-Gasanalysatoren deutlich wartungsärmer und zeichnen sich durch einen deutlich geringeren Energiebedarf aus, welcher recht problemlos durch ein ausreichend dimensioniertes Solarstromsystem mit Pufferbatterien gedeckt werden kann. Zudem sind Open-Path- und Enclosed-Gasanalysatoren in ihrer Bauform deutlich kleiner als Closed-Path-Gasanalysatoren und können in unmittelbarer Nähe des 3D-Ultraschall-Anemometers installiert werden, wobei auch Kombinationslösungen, das heißt All-in-One-Geräte aus 3D-Ultraschall-Anemometer und Open-Path- oder Enclosed-Gasanalysator, angeboten werden. Der große Nachteil

von Open-Path-Gasanalysatoren ist, dass sie technisch begründet durch das offene Messvolumen dazu tendieren, bei Regen, Nebel oder Tau zu beschlagen und es in Folge zu Messausfällen kommt. Enclosed-Gasanalysatoren überwinden dieses Problem durch eine Kapselung des Messvolumens. Dadurch erhöht sich jedoch der Wartungsaufwand, da in regelmäßigen Abständen der zugehörige Filter gewechselt werden muss und der Energiebedarf steigt. Zudem sind Enclosed-Systeme deutlich teurer als Open-Path-Systeme.

Mit Bezug auf die allgemeinen Erfahrungen der Professur für Meteorologie der TU-Dresden in Bezug auf den Einsatz und Betrieb von Open-Path- und Enclosed-Gasanalysatoren und der speziellen im Rahmen der Projekte TREGATA und MEDIWA gesammelten Erfahrungen ist Open-Path-Gasanalysatoren der Vorzug zu geben. Die benannten Messausfälle betreffen im Wesentlichen Perioden, in denen bedingt durch die in diesen Zeiträumen auftretenden hohen Luftfeuchten, nur geringe Verdunstungsraten auftreten, welche für die Gesamtbilanz unbedeutend sind. Entsprechend kann dieser Nachteil vernachlässigt werden. Jedoch sei darauf hingewiesen, dass auch Open-Path-Gasanalysatoren turnusmäßig (das heißt halbjährlich) kalibriert und speziell in Perioden mit starken Pollenflug in situ gereinigt werden müssen.

Ergänzend zu den essentiellen Komponenten eines EC-Messsystems (3D-Ultraschall-Anemometer, Hochfrequenz-Gasanalysator und Datenlogger) sollte eine zeitgemäße und den üblichen Standards entsprechende EC-Anlage zum Monitoring der Gewässerverdunstung mit einem Strahlungsbilanzsensor bzw. einem Messsystem zur Messung aller vier Strahlungsbilanzkomponenten (d. h. einfallende solare Strahlung, reflektierte solare Strahlung, von der Wasseroberfläche emittierte Strahlung und von der Atmosphäre emittierte Strahlung), einem Messsystem zum vertikal und zeitlich hochaufgelösten Monitoring des Wassertemperaturprofils (mindestens 5-Minutenintervall) ausgerüstet sein (weitere Details zum Monitoring des Wassertemperaturprofils befinden sich in Kapitel 5.3.5.3 und in Tabelle 18). Basierend auf den gemessenen Daten des Wassertemperaturprofils kann die Wärmespeicheränderung im Wasserkörper grob approximiert werden. Zusammen mit dem aus gemessener Verdunstung abgeleiteten latenten Wärmefluss und dem ebenfalls vom EC-System bereitgestellten sensiblen Wärmefluss werden somit alle Komponenten der Energiebilanz messtechnisch unabhängig voneinander erhoben, was eine implizite Abschätzung der Messgenauigkeit speziell der erhobenen Verdunstungsmesswerte erlaubt. Es sei an der Stelle jedoch wiederholt darauf hingewiesen, dass aufgrund der hohen Messunsicherheiten der aus den Messdaten des Wassertemperaturprofils abgeleiteten Wärmespeicheränderung im Wasserkörper keine direkte Ableitung der Verdunstung auf Basis der Energiebilanz möglich ist. Jedoch ist es anhand dieser Daten möglich, quantitative Approximationen zur Genauigkeit der mittels der EC-Messung erhobenen Verdunstungsdaten abzuleiten.

5.3.4.4 Scintillometer-Messungen

Scintillometer-Messungen bezeichnen ein optisches bzw. auf Anwendung von Mikrowellenstrahlung basierendes Messverfahren, bei dem turbulenzbedingte, hochfrequente Variationen des atmosphärischen Brechungsindex entlang eines Transekts erfasst und daraus unter Verwendung von Ähnlichkeitsbeziehungen Werte des sensiblen Wärmeflusses und der Verdunstung approximiert werden können. Der physikalische Hintergrund ist, dass die turbulenzbedingte Auf- und Abwärtsbewegung von Luftpaketen mit den einhergehenden Änderungen der skalaren Größen (Lufttemperatur und Luftfeuchte) zu ständigen Wechseln und Änderungen des atmosphärischen Brechungsindex führen, die sich in Intensitätsschwankungen (Szintillation) des empfangenen Strahlungssignals äußern. Im Falle sichtbaren Lichts können die zugrundeliegenden Fluktuationen des atmosphärischen Brechungsindex über stark erwärmten Oberflächen als Luftflimmern wahrgenommen werden.

Die Stärke und charakteristische zeitliche Struktur dieser Fluktuationen steht in funktionaler Abhängigkeit zur Ausprägung der atmosphärischen Turbulenz und der Größenverteilung der auftretenden Luftwirbel sowie in Abhängigkeit zu den auftretenden Temperaturfluktuationen. Dieses bildet die methodische Basis zur Ableitung des sensiblen Wärmeflusses mit optischen Scintillometern. In analoger Weise verursachen zeitliche und räumliche Änderungen der Wasserdampfkonzentrationen ähnliche Fluktuationen bei Mikrowellenstrahlung im Bereich von Wasserdampfabsorptionsbanden, was die Grundlage der Bestimmung von Wasserdampfflüssen – sprich Verdunstungsraten – bildet. Zur tatsächlichen quantitativen Bestimmung des sensiblen Wärmeflusses und der Verdunstungsraten müssen zusätzlich Turbulenzdaten mit Hilfe eines 3D-Ultraschall-Anemometers erhoben werden, welche benötigt werden, um der gemessenen Szintillation effektive Wirbelgrößen und damit Transportraten zuordnen zu können. Es sei außerdem erwähnt, dass Mikrowellen-Scintillometer nur in Kombination mit optischen Scintillometern eingesetzt werden können, um innerhalb der gemessenen Signale thermisch und wasserdampfbedingte Anteile separieren zu können.

In ihrer technischen Konstruktion bestehen Scintillometer aus einer Sender- (Transmitter) und Empfängerinheit (Receiver), die gegenüberliegend postiert und entlang eines definierten Transekts die beschriebenen Fluktuationen des atmosphärischen Brechungsindex detektieren. Zur Ermittlung der Verdunstung muss das Messsystem aus einer Kombination aus einem optischen und einem Mikrowellen-Scintillometer und einem in Nähe des Zentrums des Transekts positionierten 3D-Ultraschall-Anemometer bestehen. Zusätzlich sind Sensoren zum repräsentativen Monitoring der Strahlungsbilanz bzw. aller vier Strahlungsbilanzkomponenten und der Lufttemperatur und -feuchte vorzusehen. Im Fall der hier adressierten Anwendung zur Verdunstungsbestimmung über freien ausgedehnten Wasserflächen ist zudem, wie bei einem Eddy-Kovarianz-Messsystem, ein vertikal und zeitlich hochaufgelöstes

Monitoring des Wassertemperaturprofils erforderlich. Empfehlungen zur Zonierung der Wassertempersensoren befinden sich in Kapitel 5.3.5.3 und in Tabelle 18.

Zum praktischen Einsatz des Monitorings der Verdunstung über freien Wasserflächen ausgedehnter Seen, wie den hier adressierten Bergbaufolgeseen, müssen Transmitter und Receiver an zwei gegenüberliegenden Uferseiten auf festem Untergrund installiert werden. Die Messhöhe sollte im Bereich zwischen 1,5 und 2,5 m liegen, wobei eine Messhöhe von 2 m bei Mittelwasserstand vor dem Hintergrund der Konsistenz zu den Messhöhen der begleitenden Messungen als ideal zu bezeichnen ist. Die Länge der Sichtachse zwischen Transmitter und Receiver bzw. der Abstand zwischen den benachbarten Ufern muss aufgrund der technischen Spezifikationen der derzeit verfügbaren Mikrowellen-Scintillometer zwischen 400 m und 2 km liegen. Mit Fokus auf den sich entwickelnden Footprint muss aber auch sichergestellt werden, dass das erfasste Messsignal repräsentativ für die Verdunstung bzw. für den Energieaustausch über der Wasserfläche ist. Daher sollte die Sichtachse mindestens 500 m betragen und vom Mittelpunkt der Sichtachse ausgehend die Distanz zum Ufer mindestens 250 m betragen. Zusätzlich sollten Transmitter und Receiver möglichst in einer Nord-Süd-Achse ausgerichtet sein, um Messwertverfälschungen durch direkt einfallende solare Strahlung bei flachen Sonnenständen zu vermeiden. Die Sensorik für erforderliche Begleitmessungen können auf einer in der Nähe des Mittelpunkts der Sichtachse verankerten Messboje untergebracht werden. Eine grobe Konzeption und ein Vorentwurf zur technischen Umsetzung werden in Abbildung 19 gezeigt, wobei die Auslegung des Verankerungssystems, das tatsächlich erforderliche Auftriebsvolumen und das erforderliche Kontergewicht in Abhängigkeit der tatsächlichen Standortverhältnisse und der tatsächlich verwendeten Sensoren individuell angepasst werden muss. Insbesondere ist auch zu prüfen, ob bereits vorhandene Ausrüstung verwendet werden kann, wodurch sich grundlegend andere Konstruktionen ergeben können.

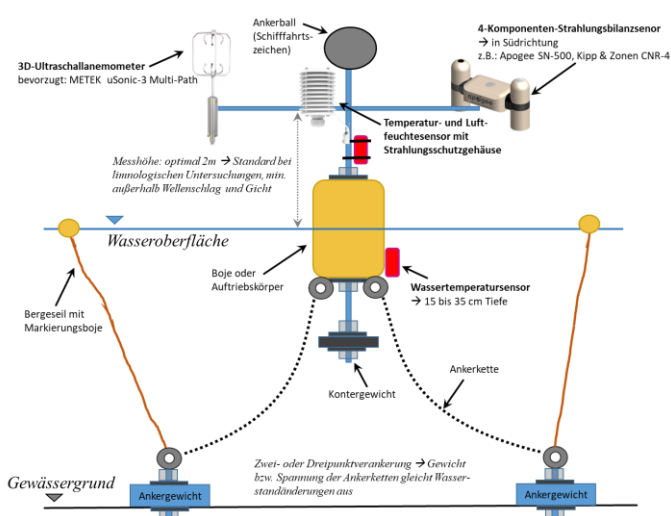


Abbildung 19: Konzeption einer Messboje zur Durchführung der im Rahmen von Scintillometermessungen erforderlichen Begleitmessungen

Wichtig bei der Standortwahl für die Scintillometermessungen sind, neben der Erfüllung der methodischen Prämissen, die Berücksichtigung technischer und logistischer Erfordernisse. So benötigen Sender- und Empfängereinheit einen Stromanschluss. Zudem muss die Aufstellung auf einem Untergrund erfolgen, der ein Verrutschen oder Vibrieren der Geräte durch Wind oder Erschütterungen verhindert. Eine besondere Gefahr stellen Hochwasser dar. Es muss unbedingt ein Überspülen der Geräte ausgeschlossen werden. Ebenso sind Gefahren durch Vandalismus so weit wie möglich zu minimieren.

5.3.4.5 Bowen-Ratio-Methode

Die Bowen-Ratio-Methode wurde erstmalig 1926 durch den namensstiftenden US-amerikanischen Astronomen und Astrophysiker «Ira Sprague Bowen» (BOWEN, 1926) beschrieben. In der physikalischen Herleitung handelt es sich bei der Bowen-Ratio-Methode um einen Kombinationsansatz, bei dem die den Gradientenmethoden (Kapitel 5.3.4.2) zugrundeliegenden Transportgleichungen (Gleichungen 39 bis Gleichung 41) mit der Energiebilanz (Gleichung 3) gekoppelt werden. Analog zu Gradientenmethoden muss daher der vertikale Gradient von Luftfeuchte und Lufttemperatur messtechnisch erfasst werden. Jedoch sind nur Messungen in zwei Messhöhen erforderlich und die unsichere Approximation des aerodynamischen Transportkoeffizienten wird durch Einbeziehung der Energiebilanz umgangen. Das Hindernis in der praktischen Anwendung der Bowen-Ratio-Methode zur Verdunstungsbestimmung über freien Wasserflächen liegt, wie bei der Energiebilanz-Methode, in dem Erfordernis der genauen, repräsentativen Bestimmung der Wärmeinhaltsänderung des Wasserkörpers. Diese muss zudem bei der Anwendung der Bowen-Ratio-Methode auf halbstündlicher Zeitskala erfolgen. Diese Anforderung kann im praktischen Umweltmonitoring nicht realisiert werden, was die Bowen-Ratio-Methode für die hier adressierte Anwendung des robusten Verdunstungsmonitorings über Bergbaufolgeseen ausschließt. Zudem versagt die Methode in Situationen, in denen der sensible und der der aktuellen Verdunstung entsprechende latente Wärmefluss betragsmäßig ähnliche Quantität aber unterschiedliche Richtung aufweisen, was über Gewässern relativ häufig auftritt.

5.3.4.6 Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode

Der Begriff «Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode» beschreibt eine vereinfachte Instrumentierung eines EC-Messsystems, bei dem auf den Einsatz eines Gasanalysators (meist aus Kostengründen oder aufgrund einer limitierten Stromverfügbarkeit) verzichtet wird. Anders als bei einem klassischen EC-Messsystem, wo die Messeinrichtungen zur Messung der Strahlungsbilanz, der Wärmespeicherung bzw. des Bodenwärmestroms primär zur Eingrenzung der Messgenauigkeit und zur Bewertung der Vertrauenswürdigkeit der erhobenen Messdaten benötigt werden, ist eine derartige Instrumentierung bei einem Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Messsystem jedoch zwingend zur Bestimmung der Verdunstung erforderlich. Das heißt, es muss eine Messung der Strahlungsbilanz (R_n) bzw. aller vier Komponenten der Strahlungsbilanz und bei terrestrischen Standorten des Bodenwärmestroms bzw. bei Gewässern der

Wärmespeicherung/Wärmespeicheränderung (ΔS) im Wasserkörper erfolgen. Die Verdunstung wird dann analog zur Energiebilanzmethode als Restglied der Energiebilanz bestimmt, wobei die erforderlichen Messdaten zum sensiblen Wärmefluss aus den EC-Messungen stammen.

An terrestrischen Standorten, wo die Wärmespeicherung vernachlässigt werden kann bzw. durch geänderte Konventionsfestlegungen durch den betragsmäßig kleinen Bodenwärmestrom alternativ beschrieben wird, können mit der Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode recht verlässliche Messdaten zur Verdunstung erzielt werden. Im Falle von Gewässern besteht jedoch analog zur Bowen-Ratio-Methode das derzeit technisch unlösbare Problem der repräsentativen und exakten Bestimmung der Wärmespeicherung/Wärmespeicheränderung (ΔS) im Wasserkörper auf halbstündlicher Zeitskala, was den Einsatz der Eddy-Kovarianz-Energiebilanz-Methode zur Bestimmung der Gewässerverdunstung ausschließt.

5.3.4.7 Modified-Bowen-Ratio-Methode

Die Modified-Bowen-Ratio-Methode basiert wie die klassische Bowen-Ratio-Methode auf der messtechnischen Erfassung von Luftfeuchte und Lufttemperatur in zwei Messhöhen über der zu untersuchenden Oberfläche. Anstelle der Energiebilanz werden jedoch Messdaten des sensiblen Wärmeflusses (H) zur Lösung des Gleichungssystems verwendet, was im Fall von Messungen über Wasserflächen das Erfordernis der praktisch nicht realisierbaren repräsentativen und exakten Bestimmung der Wärmespeicherung/Wärmespeicheränderung (ΔS) im Wasserkörper umgeht und lediglich den Einsatz eines 3D-Ultraschall-Anemometers zur Bestimmung von H erforderlich macht.

Die Modified-Bowen-Ratio-Methode wurde nach Kenntnis der Autoren dieses Berichtes bislang noch nicht zum Monitoring der Gewässerverdunstung zum Einsatz gebracht und muss daher als experimentell eingestuft werden. In einer theoretischen Überlegung aufbauend auf der dem Modified-Bowen-Ratio-Ansatz zugrundeliegenden Gleichung, lässt sich ableiten, dass die Methodik sehr sensitiv auf die numerische Ausprägung von H und den durch $T_{a,2}-T_{a,1}$ gegebenen Temperaturgradienten reagieren wird.

$$E = \frac{H}{L \cdot \gamma} \cdot \frac{e_2 - e_1}{T_{a,2} - T_{a,1}} \quad (42)$$

E ist die Verdunstung, H der gemessene sensible Wärmefluss, L die Verdampfungswärme ($L \approx 2,45 \cdot 10^6 \text{ J kg}^{-1}$), γ die Psychrometerkonstante ($\gamma \approx 6,65 \text{ Pa K}^{-1}$), T_a die gemessene Lufttemperatur, e der aus der gemessenen Luftfeuchtigkeit und -temperatur abgeleitete Dampfdruck und die Indizes 1 und 2 die untere bzw. obere Messhöhe. Speziell in Situationen, in denen H bzw. der vertikale Gradient der Lufttemperatur klein und nahe Null sind, wird es unter Beachtung der üblichen Messunsicherheiten und -toleranzen zu einem Versagen der Methode kommen. Diese theoretische Überlegung begründet,

dass die Modified-Bowen-Ratio-Methode nur eingeschränkt zum Monitoring der Gewässerverdunstung geeignet ist. Gleichwohl können Modified-Bowen-Ratio-Messungen als ergänzender bzw. redundanter Bestimmungsansatz zur Verdunstungsermittlung bei Eddy-Kovarianz- und Scintillometer-Messungen dienen. Insbesondere vor dem Hintergrund des geringen technischen und finanziellen Aufwands ist die Erweiterung einer Eddy-Kovarianz-Messanlage bzw. die Erweiterung der für Scintillometer-Messungen erforderlichen Begleitmesseinrichtungen ohne signifikanten Mehraufwand realisierbar und wird vor dem Hintergrund der perspektivisch bereitstehenden zusätzlichen Vergleichsdaten angeraten.

5.3.5 Monitoring der zur Modellierung notwendigen verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen

5.3.5.1 Begründung der Notwendigkeit und grundlegendes Konzept

Neben Messwerten der Verdunstung, die zur Validierung der verwendeten klassischen Verdunstungsmodelle unabdingbar sind, sind meteorologische Messdaten zum Antrieb der in Kapitel 5.2 beschriebenen Modellkette und zum Anlernen der ML-basierten Modelle (Kapitel 5.7) von essentieller Bedeutung. Diese Aussage begründet die Notwendigkeit der Errichtung meteorologischer Messstationen außerhalb des Gewässers zur Erfassung der meteorologischen Rahmenbedingungen und über dem uferfernen Freiwasserbereich (Pelagial) zur Detektion der tatsächlichen, über diesem Bereich des Gewässers vorliegenden verdunstungssteuernden meteorologischen Umweltgrößen.

In besonderer Weise werden diese Messdaten zum Antrieb des atmosphärischen Grenzschichtmodells (Kapitel 5.4) benötigt, welches zur physikalisch-basierten Beschreibung der asymptotischen Veränderung der verdunstungssteuernden Umweltgrößen entlang des Fetch (Streichlänge) eingesetzt wird. Der Fetch reicht vom durch die terrestrische Umgebung beeinflussten Uferbereich (Litoral) hin zum von der terrestrischen Umgebung weitgehend unbeeinflussten Freiwasserbereich (Pelagial). Dieses Modell liefert letztendlich auch die eigentlichen Primärdaten zur flächendifferenzierten Verdunstungsmodellierung. Es sind somit mindestens zwei Messtationen

- eine an Land zur repräsentativen regionsspezifischen Erfassung der meteorologischen Rahmenbedingungen und
- eine auf der Wasserfläche außerhalb der durch Ufer bzw. durch die terrestrische Umgebung beeinflussten Zone,

zur repräsentativen messtechnischen Erfassung der meteorologischen (und limno-physikalischen) Bedingungen über dem Pelagial erforderlich. Es sei angemerkt, dass perspektivisch unter Voraussetzung des erfolgreichen Anlernens der ML-basierten Modellierungsansätze auf das Monitoring über dem Pelagialbereich verzichtet oder dieses deutlich reduziert werden kann.

Die repräsentative Erfassung meteorologischer Umweltgrößen für die Ufer- und Flachwasserzonen ist messtechnisch außerordentlich komplex und unter Gesichtspunkten realistischer finanzieller und personeller Aufwendungen nicht möglich. So muss trotz der überproportionalen Bedeutung des Litoralbereiches für die Gesamtverdunstung eines Gewässers aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität, der vergleichsweise schmalen linienhaften Struktur und der sich daraus abzuleitenden nur sehr kleinräumig repräsentativ erfassbaren und daher schwer übertragbaren Messwerte von einem Monitoring abgesehen werden. Von dieser Aussage unberührt bleibt jedoch die Empfehlung der Installation von schwimmenden Lysimetern zum Monitoring der Verdunstung von emersen litoralen Vegetationsbeständen und von in diese Vegetationsbestände eingelagerten, kleinen freien Wasserflächen (Kapitel 5.3.3). Diese Verdunstungsmessdaten werden vor dem Hintergrund der flächendifferenzierten Betrachtung der Verdunstung und des empirischen Nachweises der räumlichen Heterogenität als essentiell betrachtet. Im weiterführenden Kontext sei außerdem darauf hingewiesen, dass mit Hilfe des eingesetzten atmosphärischen Grenzschichtmodells (Kapitel 5.4) physikalisch begründet die meteorologischen Bedingungen simuliert und damit die verdunstungssteuernden meteorologischen Umweltgrößen modellbasiert approximiert werden.

5.3.5.2 Repräsentatives Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen

Wie im vorherigen Abschnitt zum Ausdruck gebracht, ist die Erhebung repräsentativer meteorologischer Messdaten außerhalb des direkt vom Gewässer beeinflussten Bereiches (Abstand vom Ufer mindestens 250 m, maximal circa 1,5 km) essentiell für die vorgesehenen Simulationen mittels turbulenzbeschreibender bzw. turbulenzauflösender atmosphärischer Grenzschichtmodelle und für das Betreiben der ML-basierter Verdunstungsmodelle. Aus diesem Grund muss eine meteorologische Messstation in ausreichendem Abstand vom Ufer und, begründet durch die klimatisch häufigeren Westwindsituationen, möglichst westlich des Pilotgewässers errichtet werden.

Die Instrumentierung fokussiert die erforderliche repräsentative und zeitlich mindestens halbstündliche Erfassung der meteorologischen Basisgrößen:

- Lufttemperatur (T_a),
- Relative Luftfeuchte (RH),
- Windgeschwindigkeit (u) und
- Windrichtung (U_{dir}).

Aus Gründen der Vollständigkeit sollte jedoch auch eine wartungsarme Niederschlagsmesseinrichtung vorgesehen werden. Der Ausstellungsort wäre bevorzugt eine ausgedehnte Freifläche (z. B. Dauergrünland), die ein repräsentatives Monitoring in Einklang mit den durch die WMO (PLUMMER et al., 2003) oder dem DWD (Deutscher Wetterdienst) ausgesprochenen Empfehlungen mit den entsprechenden

Messhöhen (2 m für Lufttemperatur, Luftfeuchte, 10 m für Windgeschwindigkeit und Windrichtung) ermöglicht. Im Falle einer umbauten Umgebung oder hochwachsender Vegetationsbestände ist, falls keine alternativen Standorte vorhanden sind, eine Anpassung der Messhöhen einzuplanen, was im konkreten Fall individuell zu konzipieren ist.

Mit Bezug auf die Wahl der Sensoren sind keine erhöhten Anforderungen zu stellen. Luftfeuchte- und Lufttemperatursensor sollten jedoch im halbjährlichen Turnus kalibriert und in einem ventilierten Strahlungsschutzgehäuse untergebracht werden. Die Messung von Windgeschwindigkeit und -richtung kann mit klassischen mechanischen Anemometern erfolgen. Jedoch tendieren diese Sensoren schnell zur Alterung, was regelmäßige Vergleichsmessungen bzw. die regelmäßige Kalibrierung der verwendeten mechanischen Anemometer erforderlich macht. Ultraschall-Anemometer (2D und 3D) sind diesbezüglich deutlich robuster und wartungsärmer, was Ultraschall-Anemometer trotz der höheren Anschaffungskosten auf längere Sicht preiswerter macht. Zudem würden 3D-Ultraschall-Anemometer noch zusätzliche Information über die Turbulenzstruktur bereitstellen. Vor dem Hintergrund, dass der finanzielle Unterschied zwischen 2D- und 3D-Ultraschall-Anemometern vernachlässigbar ist, wird grundsätzlich die Verwendung von 3D-Ultraschall-Anemometern und vor dem Hintergrund von Messausfällen und Robustheit speziell von Multi-Path-3D-Ultraschall-Anemometern empfohlen.

5.3.5.3 Monitoring der zur Modellierung der Verdunstung über den Pelagialbereich notwendigen Umweltgrößen

Basierend auf Erkenntnissen der im Rahmen von SPANK (2024) und dieses Projektes durchgeführten wissenschaftlichen Literaturrecherchen und den Ergebnissen der beiden durch die DFG geförderten Forschungsprojekte TREGATA und MEDIWA wird die Verdunstung über dem Pelagialbereich eines ausgedehnten Gewässers von dem Gradienten der Wasserdampfkonzentration zwischen Wasseroberfläche und darüber liegenden Luftschicht und dem an dieser Phasengrenze stattfindenden Entrainment definiert und gesteuert. Dieser Zusammenhang bildet den physikalischen Hintergrund des Dalton-Ansatz (Abschnitt 4.1.1.1), welcher der einzige geeignete Modellierungsansatz zur Berechnung der Verdunstung über Pelagialbereichen ausgedehnter Gewässer darstellt.

Entsprechend der Modellgleichung (Gleichung 29) und unter Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik der den Verdunstungsprozess steuernden Umweltgrößen, sind somit für die Modellierung des Pelagialbereichs für diesen Bereich repräsentative Messwerte der folgenden Größen in einer halbstündlichen zeitlichen Auflösung erforderlich.

Dies sind:

- Lufttemperatur,
- Relativer Luftfeuchte,
- oberflächennaher Wassertemperatur (T_{water}) und
- Windgeschwindigkeit (u) und -richtung (U_{Dir}).

Aus Gründen der sicheren, vor Wellenschlag und spritzwassergeschützten Instrumentierung und Gründen der Vergleichbarkeit der Messdaten im Sinne einer Konsistenz zu in der Fachliteratur veröffentlichten Modelldaten, sollten die meteorologischen Sensoren zur Messung von T_a , RH, u und U_{Dir} in einer Messhöhe von 2 m über der Wasseroberfläche installiert werden. Für die Messung von T_a und RH wird zudem dringend die Verwendung eines ventilierten Strahlungsschutzgehäuses empfohlen, um Messwertverfälschungen durch direkte solare Bestrahlung und Wärmestau zu minimieren.

Die messtechnische Erfassung der Wasseroberflächentemperatur (T_{water}) sollte in einem Tiefenbereich zwischen 0 und 50 cm erfolgen. Obwohl angenommen werden kann, dass der oberste Bereich des Epilimnions auch unter hochsommerlichen, windstillen Bedingungen gut durchmischt ist, wird eine redundante Instrumentierung mit mehreren Wassertemperatursensoren in verschiedenen Tiefen der oberflächennahen Wasserschicht (z. B. 10, 25 und 50 cm), insbesondere mit Fokus auf die notwendige Quantifizierung von Messtoleranzen, angeraten. Im Weiteren wird grundsätzlich ein vollständiges Monitoring des gesamten Wassertemperaturprofils bis zum Gewässergrund empfohlen. Dieses dient der bereits in den Kapiteln 5.3.4.3 und 5.3.4.4 angeklungenen, zur Quantifizierung der Genauigkeit von Verdunstungsmessdaten notwendigen Approximation der Wärmespeicherung im Wasserkörper.

Grundsätzlich gilt, dass eine höhere vertikale Auflösung, das heißt ein kleinerer Abstand zwischen den einzelnen Temperatursensoren und Tiefenschichten, und eine höhere zeitliche Messung des Wassertemperaturprofils zu bevorzugen ist. Unter Berücksichtigung technischer und finanzieller Aspekte sollte für das Epilimnion unterhalb der obersten 50 cm eine vertikale Auflösung von 50 cm und für das Hypolimnion eine vertikale Auflösung von 2,5 m angestrebt werden. Gegebenenfalls ist eine logarithmische Anpassung und Aufteilung des Messprofils mit zum Gewässergrund zunehmenden Sensorabständen eine alternative Option der Instrumentierung.

Die in den Dalton-Ansatz (Kapitel 4.1.1.1) eingehende Windgeschwindigkeit stellt zusammen mit der zugehörigen Windfunktion oder alternativen Parametrisierungen in Form des aerodynamischen Widerstands (r_a) oder dessen Reziprokwert – dem aerodynamischen Leitwert (g_a) – bzw. des Dalton- oder Bulk-Parameters eine Proxy-Approximation des Entrainments dar. In genauer Betrachtung ist das Entrainment ein komplexer mikrometeorologischer Vorgang, der neben dem dichtebedingten Auftriebsstrom des Wasserdampfstromes in erster Linie von dem am konkreten Standort auftretenden

Turbulenzregime in der oberflächennahen Luftschicht abhängig ist. In anderen Worten ist die Größenverteilung der am Wasserdampftransport beteiligten Luftwirbel die tatsächliche Treibergröße des Entrainments und damit entscheidend für den Antrieb des Verdunstungsprozesses.

Die messtechnische Erfassung der atmosphärischen Turbulenzstruktur bzw. ein Monitoring der am Wasserdampftransport beteiligten Luftwirbel ist mit klassischen Anemometern (z. B. Schalenkreuz- oder Propelleranemometern) nicht möglich. Aus diesem Sachverhalt begründet sich unter Berücksichtigung der historischen Entwicklung die in dem Dalton-Ansatz enthaltene Proxy-Approximation des Entrainments. Die Vielfalt und Variation der in der Fachliteratur veröffentlichten Windfunktionen und Parametrisierungsansätze für r_a und g_a sind – genau wie die in MCJANNET et al. (2012) beschriebene fetchabhängige Beschreibung der Windfunktion – daher implizit nur Darstellungen der sich über der Wasserfläche in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit, atmosphärischer Stabilität und Charakteristik und Abstand vom Ufer ergebenden Veränderung und Adaption der Größenverteilung der am Wasserdampftransport beteiligten Luftwirbel in der oberflächennahen Luftschicht.

Auch gegenwärtig ist eine numerische Beschreibung der atmosphärischen Turbulenzstruktur in der oberflächennahen Luftschicht innerhalb des Adaptionsbereichs – sprich des Fetchs – außerordentlich aufwendig. Eine adäquate Beschreibung lässt sich nur mit Hilfe von turbulenzauflösenden oder turbulenzbeschreibenden atmosphärischen Grenzschichtmodellen (Kapitel 5.4) realisieren. Die so simulierten Turbulenzdaten stellen dann aber sehr robuste Grundlagen zur standorts- und positionsspezifischen Parametrisierung bzw. Proxy-Parametrisierung des Entrainments im Dalton-Ansatz bereit. Aus dieser Argumentation erschließt sich, dass neben Messdaten der Windgeschwindigkeit und gegebenenfalls Windrichtung die atmosphärische Turbulenz simultan mitgemessen werden sollte, damit diese Daten zur Überprüfung der Ergebnisse der benutzten turbulenzauflösenden oder turbulenzbeschreibenden atmosphärischen Grenzschichtmodellen bereitstehen und verwendet werden können.

Es bietet sich deshalb an, 3D-Ultraschall-Anemometer zur Messung einzuplanen. Diese Messgeräte sind auch grundsätzlich für Eddy-Kovarianz- oder Scintillometer-Messungen erforderlich. Eine Bestückung der Messanlage zur Erfassung der verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen mit einem 3D-Ultraschall-Anemometer stellt somit keine finanzielle Mehrbelastung dar, sondern eröffnet die Möglichkeit der Synergie. Fortsetzend ist anzumerken, dass Ultraschall-Anemometer im Vergleich zu klassischen bzw. mechanischen Anemometern (z. B. Schalenkreuz- oder Propelleranemometern) eine deutlich längere Betriebsdauer besitzen und keinen Alterungsprozessen durch mechanischen Verschleiß unterliegen. Aufgrund der besonders rauen Einsatzbedingungen wird auf die Vorzüge von Multi-Path-Geräten, die selbst gröbere mechanische Belastungen unbeschadet überstehen, und dem Vorhandensein einer internen Sensorheizung, was Messausfälle durch Vereisung oder Beschlag verhindert, hingewiesen.

5.3.6 Zusammenfassende Darstellung des Monitoringkonzepts und Konzeption des Messaufbaus

Aufbauend auf den die Verdunstung steuernden Prozessen und den in Kapitel 4 beschriebenen Methoden zur modellbasierten Nachstellung und dem dafür notwendigen Datenbedarf sind im Monitoringkonzept vier Teilbereiche messtechnisch zu erfassen. Im Detail sind das:

- die flächenrepräsentative Erhebung von Verdunstungsmessdaten über dem Pelagialbereich des Gewässers in halbstündlicher zeitlicher Auflösung,
- das zu diesen Messungen gehörige flächenrepräsentative Monitoring der verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen über dem Pelagialbereich des Gewässers,
- die begleitende Erhebung von Verdunstungsmessdaten von emersen litoralen Vegetationsbeständen und von in diese Vegetationsbestände eingelagerten, kleinen freien Wasserflächen und
- die Erhebung repräsentativer Daten zur Beschreibung der meteorologischen Rahmenbedingungen außerhalb des direkt durch das Gewässer beeinflussten Bereichs.

Zur flächenrepräsentativen Messung der Verdunstung über dem Pelagialbereich des betrachteten Pilotgewässers muss eine Abwägung zwischen zwei potentiell in Frage kommenden Messverfahren:

- (a) die Eddy-Kovarianz (EC-) Methode und
- (b) Scintillometer- (Sc-) Messungen.

erfolgen. Ergänzend sollten aber auch Messeinrichtungen zur Anwendung (c) der Modified-Bowen-Ratio-Methode vorgesehen werden, welche jedoch nur als Begleitmessung dienen und als alleiniges Messverfahren aufgrund der in Abschnitt 5.3.4.7 erläuterten Einschränkungen ausscheiden. Eine tabellarische Zusammenfassung aller im vorangegangenen Text diskutierten Verdunstungsmessverfahren befindet sich, wie bereits in Abschnitt 5.3.1 erwähnt, im Anhang in Tabelle 20.

EC- und Sc-Messungen haben beide ihre eigenen methodischen Vor- und Nachteile. Die EC- Methodik ist das genaueste und am weitesten verbreitete mikrometeorologische Messverfahren. Es gibt gute Soft- und Hardware-Lösungen, auch für Spezialanwendung wie die Messung der Gewässerverdunstung und einen guten Support durch Hersteller und die zugehörige Fachcommunity. Zudem ist ein EC-Messsystem deutlich preiswerter als ein zur Ermittlung der Gewässerverdunstung nutzbares Sc-System. Der Nachteil eines EC-Messsystems ist, dass es auf einer im Gewässer befindlichen Plattform in einem Mindestabstand von 250 m vom Ufer installiert werden muss. Dieser Sachverhalt erfordert in aller Regel die Einrichtung eines im Gewässer verankerten schwimmenden Messfloßes, was in Bezug auf die Stromversorgung sowie im Hinblick auf Aufbau und Durchführung der notwendigen Wartungsarbeiten eine

gewisse Herausforderung beinhaltet und das Vorhandensein bzw. die Anmietung der zum Ausbringen und Verankern des Messfloßes erforderlichen Technik voraussetzt. In jedem Fall ist vorab zu prüfen, ob sich im Gewässer wasserbauliche Strukturen oder Objekte befinden, die sich als Plattform eignen und benutzt werden können, um so die Ausbringung eines Messfloßes zu vermeiden.

Sc-Messungen haben den Vorteil, dass die Hauptelemente (Transmitter und Receiver) im Uferbereich außerhalb des Wassers an Land aufgestellt werden können. Dadurch gestaltet sich der Aufbau und die Durchführung der notwendigen Wartungsarbeiten deutlich einfacher. Allerdings benötigen Transmitter und Receiver einen Stromanschluss, was die Standortwahl deutlich komplizierter gestaltet. Ein entscheidender Nachteil von Sc-Messungen ist die im Vergleich zu EC-Messungen indirekte Ableitung der Verdunstung, die auf einigen Annahmen beruht bzw. die implizite Einkopplung von Modellen beinhaltet. Durch diese Einschränkungen sind Scintillometer im Vergleich zu Eddy-Kovarianz (EC)-Messungen ungenauer und erfordern eine deutlich aufwendigere Datennachbearbeitung. Besonders kritisch ist, dass die Firma «RPG Radiometer physics GmbH» (nach Kenntnis der Autoren) der derzeit einzige weltweit verfügbare Hersteller und Anbieter von Mikrowellen-Scintillometern ist. Ein Firmenkonkurs oder Lieferschwierigkeiten dieses Anbieters würden die Durchführung des geplanten Konzepts gefährden. Aber auch bei optischen Scintillometern sind lediglich zwei Hersteller verfügbar: Kipp & Zonen und Scintec.

Die Tatsache, dass mit RPG Radiometer physics GmbH derzeit nur ein kommerzieller Anbieter Software zum Post-Processing der Scintillometerdaten für die Verdunstungsermittlung bereitstellt, schränkt die Auswahlmöglichkeiten hinsichtlich Hard- und Software zusätzlich ein. Bei der Entscheidung zwischen EC und Scintillometer sind diese Aspekte unbedingt zu berücksichtigen. Außerdem zu berücksichtigen ist, dass auch die Sc-Messungen (Kapitel 5.3.4.4) begleitende Messungen auf der Wasseroberfläche benötigen. Insbesondere muss ein 3D-Ultraschall-Anemometer in Nähe des Zentrums der überbrückten Messstrecke installiert werden, um Turbulenzdaten bereitzustellen, was ebenfalls die Einrichtung einer auf dem Gewässer befindlichen (typischer Weise schwimmenden) Messanlage erfordert. Bis auf den Gasanalysator wäre diese Messanlage identisch zu einem EC-Messsystem instrumentiert. Allerdings ist der Wartungsaufwand aufgrund des Nichtvorhandenseins des Gasanalysators deutlich geringer. Ferner würde sich auch die Stromversorgung vereinfachen, wodurch die erforderliche Plattform kleiner und leichter gestaltet werden könnte. Trotzdem wäre auch für die Durchführung von Sc-Messungen das Vorhandensein bzw. die Anmietung eines Boots erforderlich. Genau wie bei EC-Messungen ist zur Umgehung der Installation einer schwimmenden Plattform zu prüfen, ob es die Möglichkeit gibt, die erforderlichen Messgeräte auf einer bereits im Gewässer befindlichen wasserbaulichen Struktur sicher installieren zu können.

Die Entscheidung zwischen EC- und Sc-Messungen muss unter genauer Berücksichtigung der Vor-Ort-Bedingungen erfolgen. Insbesondere sind sorgfältige Rücksprachen mit ortskundigem technischem Personal erforderlich. Vor dem Hintergrund sich ändernder Wasserstände ist sicherzustellen, dass die am Ufer aufgestellten Komponenten eines Sc-Messsystems (Transmitter und Receiver) im Hochwasserfall schnell genug abgebaut und in Sicherheit gebracht werden können. Im Falle eines EC-Systems würde dieser Fakt entfallen, wenn es auf einer schwimmenden Plattform instrumentiert ist. Jedoch ist in diesem Fall die Verankerung entsprechend anzupassen und erfordert gegebenenfalls eine stärkere bzw. schwerere Auslegung.

Neben der messtechnischen Erhebung der Verdunstung ist das flächenrepräsentative Monitoring der verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen über dem Pelagialbereich des Gewässers eine zentrale Komponente des Messkonzepts. Im Wesentlichen werden diese Daten bereits implizit im Rahmen der Messungen bzw. Begleitmessungen von EC- und Sc-Messsystemen abgedeckt. Von daher ist keine explizite Neueinrichtung einer weiteren Messstation erforderlich.

Im Kontext der angedachten EC- bzw. Sc-Messungen müssen bzw. sollten unter Berücksichtigung geltender Standards folgende Messgrößen erfasst bzw. nachfolgende Sensoren auf einer schwimmenden über dem Pelagialbereich des Gewässers verankerten Messplattform (Messfloß oder -boje) installiert sein:

- Strahlungsbilanz bzw. alle vier Komponenten der Strahlungsbilanz,
- Wassertemperaturprofil unter Beachtung der in Kapitel 5.3.4.3 empfohlen Messtiefen,
- Luftfeuchte und Lufttemperatur (Sensoren sollten in einem ventilierten Strahlungsschutzgehäuse untergebracht sein),
- Windgeschwindigkeit, Windrichtung und atmosphärische Turbulenzmerkmale mittels eines 3D-Ultraschall-Anemometers.

Die Messhöhe der meteorologischen Messungen sollte 2 m über der Wasseroberfläche erfolgen. Die internen Messfrequenzen unterscheiden sich zwischen den verschiedenen Umweltgrößen und sind in Tabelle 13 dargestellt. Final sollten aber (konsistent zu den mittels EC- und Sc-Messungen erhobenen Flussdaten) alle Messwerte zu Halbstunden-Mittelwerten aggregiert vorliegen. Neben der Messung von Luftfeuchte und Lufttemperatur in der empfohlenen Standardmesshöhe von 2 m wird empfohlen – mit Fokus auf Anwendung bzw. Test der Modified-Bowen-Ratio-Methode – eine redundante Instrumentierung zur Messung von Luftfeuchte und Lufttemperatur in Messhöhen von 1 m und 3 m über der Wasseroberfläche vorzusehen.

Tabelle 13: Interne Messfrequenzen der Sensorik für die, die EC- bzw. Sc-Messungen begleitenden Messungen über dem Pelagialbereich des Gewässers

Sensor bzw. adressierte Messgröße	Notwendige zeitliche bzw. räumliche Messauflösung der Rohdatenerfassung
Strahlungsbilanz bzw. Strahlungsbilanzkomponenten	mindestens 5 Sekunden (optimal 1 Sekunde)
Wassertemperaturprofil (bzw. Wassertemperatur in den einzelnen Messtiefen)	mindestens 5 Minuten (optimal 1 Minute); vollständige Durchtäufung der gesamten Wassersäule; empfohlene Messtiefen: 10 cm, 25 cm, 50 cm, tieferes Epilimnion: alle 50 cm, Hypolimnion: alle 2,5 m; grundsätzlich sind aber höhere vertikale Auflösungen vorteilhaft
Luftfeuchte und Lufttemperatur (im Rahmen des essentiellen Monitorings verdunstungssteuernder Umweltgrößen und im Rahmen der optionalen Messungen zur Anwendung der Modified-Bowen-Ratio-Methode)	5 Minuten (aus programmiertechnischen Gründen möglichst synchron zur Wassertemperatur)
3D-Ultraschall-Anemometer	zur Ableitung von Turbulenzgrößen ist eine Rohdatenaufzeichnung mit mindestens 10 Hz (optimal 20 Hz) unabdingbar; Windgeschwindigkeit und -richtung werden auf Grundlage dieser hochfrequenten Messdaten auf halbstündlicher Basis ermittelt

Mit dem Ziel der flächendifferenzierten Bereitstellung von Verdunstungsmessdaten müssen ergänzend zu den Verdunstungsmessungen über dem Pelagialbereich Verdunstungsmessungen in der Uferzone bzw. im Bereich des Litorals durchgeführt werden. Dazu wird empfohlen, Lysimeter zum Monitoring der verdunstungsbedingten Wasserverluste emerser litoraler Vegetationsbestände und der in diese Vegetationsbestände eingelagerten Wasserflächen zu installieren. Die Lysimeter sollten, begründet durch die größere statistische Häufigkeit von Westwindsituationen, möglichst an der Westseite des Pilotgewässers aufgestellt werden, um Störungen und Messausfälle durch Wellenschlag und Spritzwasser zu minimieren. Die technischen Spezifikationen sind in Abschnitt 5.3.3 umfassend dargelegt, wobei nochmals darauf hingewiesen wird, dass die Tiefe, das heißt die vertikale Ausdehnung des verwendeten Lysimeters, an die jeweiligen Vor-Ort-Bedingungen, speziell die Wassertiefe, den Untersuchungsgegenstand (freie Wasserfläche versus litorale Vegetation) und gegebenenfalls logistische Anforderungen, angepasst werden muss. Diese Aspekte müssen neben weiteren Punkten, wie der leichten Zugänglichkeit für technisches Personal zur Durchführung der notwendigen Wartungsarbeiten und dem Schutz vor Vandalismus, bei der Standortwahl berücksichtigt werden. Neben dem eigentlichen Verdunstungsmonitoring sind turnusmäßig auch die pflanzenphysiologischen Kennwerte Vegetationshöhe, phänolo-

gische Phase und Plant Area Index (PAD) der untersuchten litoralen Vegetationsbestände zu messen und aufzuzeichnen.

Neben dem Monitoring der Verdunstung im Pelagial- und Litoralbereich und der messtechnischen repräsentativen Erfassung aller den Verdunstungsprozess steuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen über der freien Wasserfläche müssen die meteorologischen Rahmenbedingungen in der Umgebung des zu untersuchenden Pilotgewässers repräsentativ messtechnisch detektiert werden. Daher ist, wie in Abschnitt 5.3.5 erläutert, ein entsprechendes Monitoring der Referenzsituation von Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung vorzusehen. Grundsätzlich wird auch ein Monitoring des Niederschlags aus Gründen der Vollständigkeit und der großen hydrologischen Bedeutung empfohlen.

Die schon im Zusammenhang mit den Lysimetermessungen (Kapitel 5.3.5) erwähnte größere statistische Häufigkeit von Westwindsituationen sollte auch bei der Wahl des Standorts zur Durchführung der Referenzmessungen berücksichtigt werden. Ideal wäre, wenn eine windexponierte Freifläche (möglichst Grasland) mit einer ausreichenden Flächengröße (Durchmesser mindestens 250 m) gefunden werden könnte. Mit Ausnahme der repräsentativen messtechnischen Erfassung von Windgeschwindigkeit und Windrichtung eignet sich jedoch fast jeder andere Standort ohne ausgeprägtes Mikroklima. Gegebenenfalls muss durch Erhöhung der Messhöhe die von der Oberfläche stammende Beeinflussung des Windfelds überwunden werden.

5.4 2D-numerische Modellierung: HIRVAC / HIRVAC-2D, Stand der Technik und Eignung

5.4.1 Was ist HIRVAC?

HIRVAC steht für «High Resolution Vegetation Atmosphere Coupler». In der Literatur wird HIRVAC als ein hochauflösendes Prozessmodell beschrieben, das (je nach Implementierung) als ein *one-and-a-half-dimensional*⁶ bzw. 2D-Ansatz⁷ zur Simulation der Grenzschicht und der Wechselwirkung zwischen Vegetation und Atmosphäre dient (MIX et al., 1994; GOLDBERG & BERNHOFER, 2008; QUECK et al., 2015). Versionen/Anwendungen wie «HIRVAC-2D» werden in mikroklimatischen und urbanen Kontexten genutzt, um vertikal hochaufgelöste Profile und horizontale Verläufe entlang eines Pfades oder Querschnitts zu simulieren (z. B. um LLJs, low-level jets), oder Vegetationseinflüsse zu studieren. Damit ist HIRVAC

⁶ Modell hat eine Vertikalkoordinate und kann zusätzlich die Horizontaladvektion von Temperatur und Feuchte aus Messdaten berücksichtigen

⁷ Vertikal- und eine Horizontalkoordinate sind im Modell explizit aufgelöst

(bzw. HIRVAC-2D) ein geeignetes Modell für die Simulation der advektiven und turbulenten Effekte entlang eines Querschnitts über einem See und seinem Litoral.

5.4.2 Physikalische Prozesse in HIRVAC-2D (relevant für Verdunstung)

Im Kontext der Anwendung sind folgende Modellkomponenten relevant und dokumentiert (Abbildung 20 und Abbildung 21):

1. Advektion entlang des Querschnitts

Die Advektion entlang des Querschnitts beschreibt die horizontalen Transportprozesse von Wärme und Feuchte. Diese Prozesse spielen eine zentrale Rolle für die Verteilung von Energie und Feuchtigkeit innerhalb des Systems.

2. Turbulenter Austausch

Der turbulente Austausch wird durch Turbulenzschließungs-Ansätze parametrisiert. Dabei kommen 1,5D- und 2D-räumliche Auflösungen zum Einsatz, um die komplexen Austauschprozesse präzise zu modellieren.

3. Grenzschicht- und Canopy-Austausch

Der Austausch von Temperatur und Feuchte zwischen der atmosphärischen Grenzschicht und der Vegetation wird detailliert untersucht. Insbesondere der Einfluss von Schilf- und Ufervegetation auf diese Austauschprozesse wird berücksichtigt, da diese Vegetationstypen die lokalen Mikroklimabedingungen signifikant beeinflussen.

4. Strahlungsbilanz

Die Strahlungsbilanz, bestehend aus ein- und ausgehender kurz- und langwelliger Strahlung, ist ein entscheidender Faktor für die Energiebilanz. Sie bildet die Grundlage für die Berechnung der potentiellen Verdunstung und beeinflusst somit maßgeblich die Wasser- und Energieflüsse im System.

5. Oberflächenmodelle

Für die Modellierung der Verdunstung werden spezifische Oberflächenmodelle entwickelt, die zwischen offenen Wasserflächen, Litoralzonen mit Schilf und Ufervegetation sowie Landflächen mit unterschiedlichen Landnutzungen unterscheiden. Dabei kommen angepasste Verdunstungsparametrisierungen zum Einsatz, wie der Dalton-Ansatz für Wasserflächen sowie der Penman-Monteith- und Fluss-Gradienten-Ansatz für Vegetations- und Landflächen.

Diese Komponenten erlauben es, stündliche Felder von Temperatur und Feuchte zu erzeugen, die in Verknüpfung mit Verdunstungsformeln zu stündlichen Verdunstungsraten an jedem Modellgitterpunkt

führen. Die Literatur zu HIRVAC-2D zeigt Anwendungen, in denen sensible Prozesse (LLJ-Bildung, Vegetationseinfluss inkl. Rückkopplung zur Atmosphäre, u. a. GOLDBERG & BERNHOFFER, 2001; GOLDBERG & BERNHOFFER, 2008; STARKE et al., 2019; ZIEMANN et al., 2019) untersucht wurden. Dies bestätigt die prinzipielle Tauglichkeit für die Fragestellung.

Schema HIRVAC 1D (2D-Fortsetzung in horizontaler Richtung)

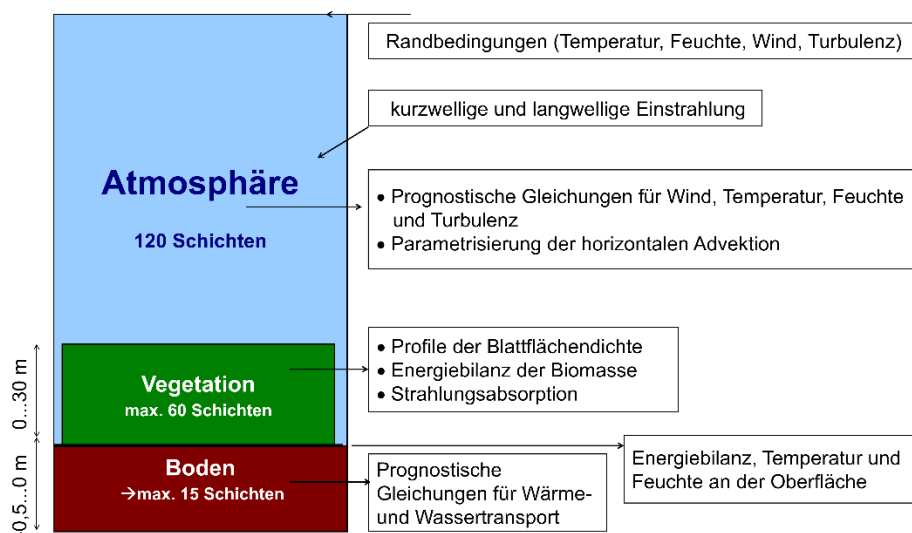


Abbildung 20: Struktur des Modells HIRVAC-1D. In HIRVAC-2D setzt sich das Schema in Horizontalrichtung für jeden Gitterpunkt fort.

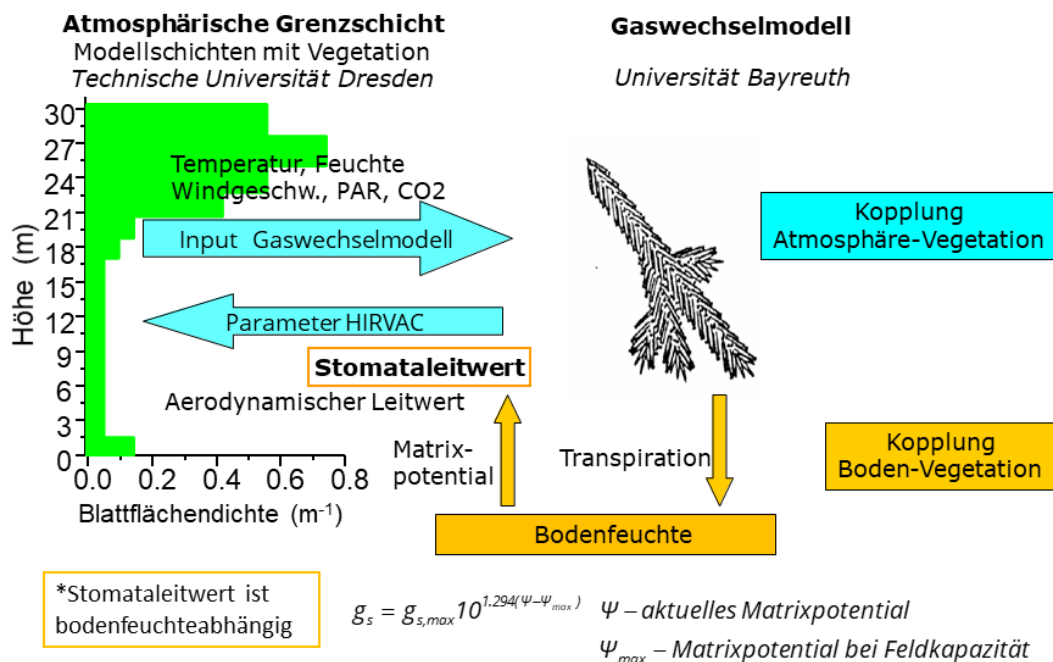


Abbildung 21: Kopplungsschema zwischen Boden, Vegetation und Atmosphäre im Modell HIRVAC. Der Datenaustausch erfolgt zu jedem Modellzeitschritt in jeder 1D- bzw. 2D-Modellgitterzelle. Die Kopplung mit der Bodenfeuchte erfolgt über den stomatären Leitwert im Vegetationsmodul.

5.4.3 Eingangssatz und Randbedingungen

Für die Durchführung realistischer zweidimensionaler Querschnittssimulationen mit dem mikroskaligen Atmosphärenmodell HIRVAC ist die Bereitstellung geeigneter meteorologischer, geometrischer und physikalischer Eingangsdaten von zentraler Bedeutung. Ziel ist es, die atmosphärischen Austauschprozesse im Grenzbereich zwischen Wasserfläche und Umland möglichst realitätsnah abzubilden.

Als meteorologische Randbedingungen werden in der Regel großskalige synoptische beziehungsweise geostrophische Windgeschwindigkeiten und -richtungen benötigt. Ergänzend sind vertikale Profile der Temperatur und Feuchte erforderlich, um die thermische Schichtung der Atmosphäre korrekt zu initialisieren. Darüber hinaus ist die Vorgabe einer zeitlich aufgelösten Strahlungszeitreihe notwendig, da kurz- und langwellige Strahlungsflüsse einen maßgeblichen Einfluss auf die Ausbildung diurnaler Stabilitätsregime besitzen. Das initiale zweidimensionale Windfeld kann entweder mithilfe eines vorgeschalteten diagnostischen Hilfsmodells, wie beispielsweise WITRAK, generiert oder auf Grundlage verfügbarer Messdaten definiert werden. Insbesondere Radiosondenaufstiege eignen sich zur Beschreibung der vertikalen Wind- und Temperaturstruktur und ermöglichen eine physikalisch konsistente Initialisierung des Modells.

Für die geometrische Beschreibung des Untersuchungsgebietes werden detaillierte Informationen zur Topographie und Landnutzung benötigt. Dazu zählen insbesondere ein digitales Geländemodell zur Abbildung des Höhenprofils entlang des betrachteten Querschnitts sowie eine realistische Darstellung der Ufergeometrie. Weiterhin müssen charakteristische Vegetationstypen, etwa Schilfbestände, Buschstrukturen oder Grasflächen, berücksichtigt werden, da diese über ihre unterschiedlichen Rauigkeitseigenschaften die bodennahe Strömung maßgeblich beeinflussen. Zusätzlich sind die jeweiligen Wasserspiegelhöhen als Randbedingung vorzugeben.

Die Parametrisierung der Wasseroberfläche stellt einen weiteren wesentlichen Bestandteil der Modellkonfiguration dar. Hierzu gehören insbesondere die Temperatur der Wasseroberfläche, häufig als Sea Surface Temperature (SST) bezeichnet, sowie die Festlegung geeigneter Rauigkeitslängen über Wasser. In Abhängigkeit von der Fragestellung kann zudem eine thermische Schichtung im oberflächennahen Wasserbereich berücksichtigt werden, sofern diese einen relevanten Einfluss auf die Austauschprozesse zwischen Wasser und Atmosphäre besitzt.

Hinsichtlich der zeitlichen Auflösung haben sich stündliche Eingangsdaten als sinnvoll und praxisüblich erwiesen, insbesondere für langfristige Jahresanalysen. Eine höhere zeitliche Auflösung der meteorologischen Eingangsdaten, beispielsweise in stündlicher oder sub-stündlicher Form, verbessert jedoch deutlich die Abbildung diurnaler Zyklen sowie transienter Stabilitätswechsel. Der interne numerische

Zeitschritt des Modells ist aus Gründen der numerischen Stabilität an den gewählten Raumschritt anzupassen und liegt typischerweise im Bereich von etwa 10 bis 100 Sekunden.

Die wissenschaftliche Literatur ebenso wie praktische Modellanwendungen empfehlen ein iteratives Vorgehen bei der Modellkonfiguration. Dabei sollten zunächst die verwendeten physikalischen Parametrisierungen – insbesondere Rauigkeitslängen, Turbulenzschließungen und Schichtungsmodelle – kritisch geprüft und ausschließlich physikalisch begründbare Varianten eingesetzt werden. Anschließend sind gezielte Testläufe über ausgewählte meteorologische Perioden durchzuführen, beispielsweise für trockene und feuchte Witterungsabschnitte sowie für windige und windschwache Bedingungen. Dieses Vorgehen ermöglicht die Identifikation regimeabhängiger Modellfehler.

Treten systematische Abweichungen in bestimmten Wind- oder Stabilitätsregimen auf, sollten diese gezielt analysiert werden. Mögliche Ursachen können unter anderem die unzureichende Abbildung bodennaher Low-Level-Jets, persistenter Inversionen oder advektiver Effekte im Uferbereich sein. Eine solche differenzierte Analyse bildet die Grundlage für eine fundierte Modellkalibrierung und erhöht die Aussagekraft der Simulationsergebnisse im wasserwirtschaftlichen Anwendungskontext erheblich.

5.4.4 Auflösung, Pfadgewichtung und Ausgabegrößen

Das 2D-Modell liefert stündlich räumlich diskretisierte Felder (z. B. Meterauflösung entlang des Querschnitts, vertikal nach dem Modellaufbau, Dezimeter bis Meter). Um die modellierte Verdunstung mit den Scintillometer- bzw. den EC-Messungen zu vergleichen, ist es notwendig, ein gewichtetes Pfad-Integral über den Modellquerschnitt zu berechnen, das heißt: das modellierte Feld (latent heat flux/Evaporation λE in W/m^2 oder mm/h) ist entlang der Scintillometer-Messstrecke so zu mitteln, dass es dem physikalischen Integraloperator des Instruments entspricht. EC-Messungen messen ebenfalls integral über eine Fläche (Footprint).

5.5 Kopplung Messungen und 2D-Modell: Kalibrierung, Validierung, Iteration

5.5.1 Vergleichsmetrik: Pfadgewichtete Differenz

Für jeden Zeitschritt (z. B. stündlich) wird der Messwert des Scintillometers (Pfad-Integral) dem gewichteten Mittel des HIRVAC-2D-Ergebnisses entlang des entsprechenden Pfades gegenübergestellt. Die Modellanpassung hat das Ziel, die Abweichung zwischen Messwert und modelliertem Pfadmittwert zu minimieren, wobei Anpassungen physikalisch begründet und nicht rein empirisch erfolgen müssen (Parametrisierungen sollen auf physikalisch-begründeten Optionen beruhen). Validierungsstatistiken sind üblicherweise Bias, Root Mean Squared Error (RMSE), mittlere absolute Abweichung und zeitliche Verteilungen von Fehlern (z. B. Tagesgang, Jahresgang, Fehler in speziellen Meteorologie-Regimen).

5.5.2 Iteratives Kalibrieren

Die einschlägige Fachliteratur und praktische Erfahrungen aus der Modellanwendung empfehlen ein iteratives Vorgehen bei der Anpassung und Kalibrierung atmosphärischer Querschnittsmodelle. Ziel dieses Ansatzes ist es, eine physikalisch konsistente Modellkonfiguration zu entwickeln, die unter unterschiedlichen meteorologischen Rahmenbedingungen belastbare Ergebnisse liefert.

Im ersten Schritt sind die verwendeten physikalischen Parametrisierungen kritisch zu überprüfen. Dazu zählen insbesondere die Festlegung geeigneter Rauigkeitslängen für verschiedene Landnutzungs- und Vegetationstypen, die Wahl der Turbulenzschließung sowie die Parametrisierung stabiler und instabiler Schichtungszustände. Dabei sollte konsequent auf Varianten zurückgegriffen werden, die physikalisch begründbar sind und durch Literaturwerte oder empirische Studien gestützt werden. Rein numerisch motivierte Anpassungen ohne physikalische Grundlage sind zu vermeiden, da sie die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere meteorologische Situationen erheblich einschränken können.

Zur Bewertung der Modellperformance empfiehlt sich die Durchführung gezielter Testläufe über ausgewählte meteorologische Perioden. Hierbei sollten unterschiedliche Witterungsregime berücksichtigt werden, beispielsweise trockene, strahlungsreiche bzw. wolkenreiche, feuchte Phasen sowie windstarke und windschwache Bedingungen. Durch diesen vergleichenden Ansatz lassen sich regime-spezifische Modellfehler identifizieren, die in einer Mittelwertbetrachtung häufig verborgen bleiben.

Treten systematische Abweichungen in bestimmten Wind- oder Stratifikationsregimen auf, ist eine vertiefte Analyse erforderlich. Typische Ursachen können unter anderem eine unzureichende Abbildung bodennaher Low-Level-Jets, persistenter Temperaturinversionen oder advektiver Prozesse im Uferbereich sein. Eine gezielte Untersuchung solcher Effekte ermöglicht es, zwischen strukturellen Modellgrenzen und potentiell anpassbaren Parametrisierungen zu unterscheiden.

Von zentraler Bedeutung für ein solch iteratives Vorgehen ist die vollständige Speicherung und Dokumentation sämtlicher Modellannahmen und Parametereinstellungen. Hierzu gehören insbesondere eine eindeutige Versionierung der verwendeten Modellsoftware, die systematische Erfassung aller Eingangs- und Steuerparameter sowie eine konsistente Metadatendokumentation der durchgeführten Simulationen. Nur durch eine lückenlose Nachvollziehbarkeit aller Iterationsschritte kann die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse gewährleistet und eine transparente Bewertung der Modellunsicherheiten ermöglicht werden.

5.5.3 Punktmessungen zur lokalen Validierung

Zusätzlich zu Pfad-Vergleichen sind lokale (Punkt-)Vergleiche am Litoral sinnvoll. Dies kann z. B. über den Vergleich der modellierten Werte an Punkten mit Messbojen- oder EC-Daten oder die Verwendung direkter Transpirationsmessungen im Schilf zur Validierung der Litoralparameter erfolgen. Diese

Punktvergleiche helfen, lokale Modellfehler (z. B. fehlerhafte Rauigkeitsannahmen am Ufer) aufzudecken.

5.5.4 Unsicherheitsquantifizierung

Da Messdaten (Scintillometer, EC-Daten, Standardmeteorologie) und Modellparametrisierungen Fehler enthalten, müssen Unsicherheiten propagiert werden. Empirisch übliche Verfahren hierfür sind Monte-Carlo-Analysen über plausible Parameterbereiche, Ensembleläufe mit unterschiedlichen Randbedingungen oder statistische Fehlerabschätzungen (Konfidenzintervalle, Analyse der Residuen).

5.6 Ausdehnung auf unbeobachtete Querschnitte & Multi-See-Anwendung

5.6.1 Voraussetzungen für Übertragbarkeit

Die Übertragbarkeit des kalibrierten 2D-Modells auf unbeobachtete Querschnitte setzt voraus, dass die Eingangsdatengüte ähnlich ist wie beim Kalibrierungsquerschnitt (vergleichbare meteorologische Zeitreihe, geländebasierte Parameter, Landnutzungsinformation etc.). Wenn diese Gleichwertigkeit gegeben ist, liefert das 2D-Modell plausible Verdunstungszeitreihen für weitere Querschnitte bzw. Seen. Diese Übertragung ist essentiell für das Gesamtkonzept, da sie die Datengrundlage beträchtlich erweitert und eine Anzahl an Verdunstungsdaten produziert, die durch Messungen nicht erreichbar sind.

5.6.2 Notwendigkeit weiterer Messungen zur Bestätigung

An dieser Stelle ist es essentiell, Messungen an mindestens einem weiteren Querschnitt des gleichen oder eines weiteren Gewässers durchzuführen, um die behauptete Übertragbarkeit experimentell zu prüfen. Das ist methodisch notwendig. Die Modellübertragbarkeit sollte nicht nur angenommen, sondern an unabhängigen Standorten geprüft werden.

5.7 Maschinelles Lernen: Gradient-Boosting zur räumlich-zeitlichen Skalierung

5.7.1 Motivation und Zielsetzung

Nachdem durch das 2D-Modell für mehrere Querschnitte und meteorologische Situationen Verdunstungsdaten als Zielgrößen modelliert wurden, ist das Ziel des Maschinellen Lernens (ML), aus räumlich verfügbaren Prädiktoren eine prognostizierbare Funktion zu lernen, die die modellierten Verdunstungen reproduziert und auf unbeobachtete Areale (Rasterzellen über Seen) anwendbar macht. Gradient-Boosted (GB) Decision Trees, z. B. XGBoost oder LightGBM, sind leistungsstarke, robuste Regressoren für strukturierte tabellarische Daten und wurden vielfach in Umweltsanwendungen genutzt. Das jeweilige Gradient-Boosting-Modell erlernt die komplexen, nichtlinearen Abhängigkeiten zwischen Zielgröße (hier die Verdunstung) und Prädiktoren und bildet sie in einem Ensemble aus hunderten von

tiefen Entscheidungsbäumen ab. Ist das Modell trainiert, wird es auf alle Zeitpunkte und Rasterzellen angewendet. Bei der Vorhersage, auch Anwendung oder Modellierung genannt, werden die Eingabedaten nacheinander durch alle Entscheidungsbäume des Modells geschickt. Jeder dieser Bäume besteht aus inneren Knoten und Endknoten. An den inneren Knoten werden einfache Ja-/Nein-Entscheidungen getroffen, zum Beispiel, ob ein bestimmter Wert über oder unter einem festgelegten Schwellenwert liegt. Abhängig von der Antwort wird ein bestimmter Pfad im Baum gewählt, bis schließlich ein Endknoten erreicht wird. In den Endknoten steht jeweils kein fertiges Ergebnis, sondern ein numerischer Wert, der als Beitrag dieses Baums zur Gesamtschätzung verstanden werden kann. Der erste Baum liefert dabei eine grobe Anfangsschätzung der Zielgröße, in diesem Fall der Verdunstungsrate pro Stunde. Alle folgenden Bäume sind darauf ausgelegt, diese Schätzung schrittweise zu korrigieren. Sie geben kleine positive oder negative Werte aus, die ausdrücken, ob die bisherige Vorhersage etwas zu hoch oder zu niedrig ist. Die einzelnen Beiträge aller Bäume werden während der Vorhersage einfach addiert. Die endgültige Ausgabe des Modells ergibt sich aus der Summe dieser vielen kleinen Korrekturen. Auf diese Weise entsteht aus zahlreichen relativ einfachen Entscheidungsbäumen gemeinsam eine komplexe, aber präzise Vorhersage. Das Prinzip besteht darin, dass jeder neue Baum versucht, die verbleibenden Fehler der vorherigen Bäume auszugleichen, sodass das Gesamtmodell deutlich leistungsfähiger ist als jeder einzelne Baum für sich. Dieser Prozess wird für alle Zeitpunkte und Rasterzellen durchlaufen.

5.7.2 Mögliche Ziel- und Prädiktorstrukturen

Zielvariable ist die modellierte Verdunstungsrate (mm/h) pro Rasterzelle pro Zeitpunkt, wie sie aus dem kalibrierten HIRVAC-2D abgeleitet wurde. Die Auswahl geeigneter Prädiktoren für die Modellierung umfasst ein breites Spektrum an meteorologischen, standortspezifischen und ökologischen Parametern. Als wesentliche Grundlage dienen meteorologische Zeitreihen, wie etwa Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, relative Feuchte, Strahlung und Niederschlag, die entweder lokal interpoliert oder aus Datenbanken wie ReKIS bezogen werden können.

Ergänzt werden diese Daten durch spezifische Standortmerkmale, zu denen unter anderem die Entfernung zum Ufer, die Wassertiefe, die Rauigkeitslänge sowie das Uferprofil zählen. Auch die Landnutzung und Bodenbedeckung im Umfeld der Rasterzellen, beispielsweise Ackerflächen, urbane Räume oder Schilfbestände, spielen hierbei eine entscheidende Rolle. In diesem Zusammenhang sind Vegetationsindikatoren von besonderer Bedeutung: Mithilfe von Fernerkundungsprodukten lassen sich die Fläche sowie die Bedeckungsdichte von Schilfgürteln ableiten und als Prädiktoren integrieren.

Zusätzlich können topographische Merkmale wie die Exposition, das Höhenprofil oder der Sky-View-Factor die Modellgenauigkeit erhöhen. Welche dieser Variablen letztlich in das finale Modell einfließen, ist eine forschungspraktische Entscheidung, die im Rahmen der Modellierung iterativ und auf Basis der statistischen Relevanz getroffen wird.

5.7.3 Kreuzvalidierung: räumlich-zeitliches Blocking

Um die Vorhersagegenauigkeit der Modelle objektiv zu bewerten, ist eine sorgfältige Validierung entscheidend. Bei geowissenschaftlichen Daten (wie z. B. Verdunstungswerten) besteht die Herausforderung darin, dass Messpunkte, die räumlich nah bei einander liegen oder zeitlich kurz aufeinanderfolgen, oft sehr ähnliche Werte aufweisen (räumliche und zeitliche Autokorrelation). Wendet man ein Standard-Testverfahren (zufällige k-Faltung) an, «kennt» das Modell durch benachbarte Datenpunkte die Lösung der Testdaten bereits teilweise. Dies führt zu einer künstlich überhöhten Genauigkeit und täuscht eine Generalisierbarkeit vor, die in der Praxis nicht existiert. In diesem Konzept wird daher eine räumlich-zeitlich getrennte Kreuzvalidierung vorgeschlagen (gemäß ROBERTS et al. (2017)). Dabei werden die Daten nicht zufällig, sondern in zusammenhängenden Blöcken getrennt. Das Modell wird an bestimmten geografischen Gebieten (Transekten) trainiert und muss seine Vorhersagekraft an anderen, räumlich isolierten Gebieten beweisen. Zusätzlich umfassen die Testphasen separate Zeiträume (z. B. einzelne Monate oder Perioden), die im Training nicht enthalten waren.

In der Praxis wird eine 10-fache Block-Kreuzvalidierung eingesetzt. Diese stellt sicher, dass das Modell tatsächlich die physikalischen Zusammenhänge lernt und in der Lage ist, zuverlässige Werte für Orte und Zeitpunkte zu liefern, für die keine direkten Messdaten vorliegen.

5.7.4 Algorithmuswahl: XGBoost / LightGBM

Für die Regression eignen sich XGBoost (CHEN & GUESTRIN, 2016) oder LightGBM (KE et al., 2017). Beide sind leistungsfähig, skalierbar und gut dokumentiert. Sie liefern Feature-Importance-Metriken, Teilspezifikationen für Missing-Values und erlauben robuste Regularisierung. Die Entscheidung kann auf Basis Rechenzeit, Modellqualität und Interpretierbarkeit getroffen werden. Eine Kombination aus beiden Bibliotheken kann die Qualität der Ergebnisse verbessern.

Vereinfacht gesagt: Bei beiden Verfahren handelt es sich um moderne Algorithmen des maschinellen Lernens. Sie funktionieren wie ein Team von Entscheidungsbäumen, die flexibel aus ihren Fehlern lernen, um präzise Vorhersagen zu treffen. Der große Vorteil dieser Methoden liegt darin, dass sie auch mit unvollständigen Daten gut umgehen können und am Ende transparent aufzeigen, welche Faktoren den größten Einfluss auf das Ergebnis hatten. Je nach Priorität (z. B. Schnelligkeit versus höchste Genauigkeit) wird das passende Modell ausgewählt oder beide kombiniert, um das bestmögliche Ergebnis zu erzielen.

5.8 Fehler- und Unsicherheitskette: von der Messung über das Modell zu Maschinellern Lernen

Die Unsicherheit einer Modellabschätzung beruht auf vier grundlegenden Ursachen (SPANK et al., 2013):

1. Modellunsicherheiten

Jedes Modell ist eine vereinfachte Abbildung der Wirklichkeit. Je nach Vereinfachungsgrad, Art der Abstraktion und Methodik der numerischen Lösung kommt es daher grundsätzlich zu Unterschieden zwischen real beobachteten Erscheinungen oder Merkmalsausprägungen und den simulierten Ergebnissen. Der Begriff «Modellunsicherheit» abstrahiert den grundsätzlichen Rahmen, mit dem stattfindende Prozesse bzw. das Systemverhalten quantitativ beschrieben und numerisch nachgebildet werden können.

2. Parameterunsicherheiten

Jedes numerische Modell muss auf den konkreten Anwendungsfall im Zuge der Kalibrierung individuell angepasst werden. Dies umfasst die Nachstellung der jeweils charakteristischen Standortbedingungen und die Anpassung an die anwendungsbezogenen Zielgrößen sowie die dabei adressierten Raum- und Zeitskalen. Diese individuellen standorts- und anwendungsbezogenen Einstellungen werden «Parametrisierung» genannt. Oftmals wird die Parametrisierung eines Modells bzw. die numerische Auslegung der einzelnen Parameter invers durch den Abgleich zwischen simulierten Modellergebnissen und gemessenen Referenzwerten der jeweiligen Zielgröße ermittelt bzw. fortsetzend optimiert, mit dem Ziel, die Abweichung zwischen Modellergebnissen und Referenzwerten zu minimieren und die Abbildungsgüte zu maximieren. Trotz bestmöglicher Modellparametrisierung verbleibt eine Unsicherheit bzw. Toleranz in den Zahlenwerten der einzelnen Parameter, was neben den unter (1) genannten Gründen eine unvermeidbare Ursache für Unterschiede zwischen real beobachtenden Merkmalsausprägungen und den simulierten Ergebnissen ist.

3. Unsicherheiten in den zur Simulation benutzten Datenreihen

Jede Messung ist von einer Messwertunsicherheit begleitet, die oftmals als Messfehler bezeichnet wird. Der Begriff «Messfehler» ist dabei jedoch irreführend, da sich hierbei nicht um Fehler im engeren Sinne handelt, sondern um unvermeidbare Abweichungen zwischen dem unbekannten «wahren» Wert einer Umweltgröße und dem messtechnisch erfassten Wert. In diesem Kontext sind die Begriffe «Messunsicherheit» oder «Messtoleranz» stringenter und sollten daher vornehmlich verwendet werden. Die Messtoleranz bzw. -unsicherheit beinhaltet die methodisch und/oder sensorisch bedingten Unsicherheiten der Messwerte und Unsicherheiten bedingt durch eine nicht vollständig realisierbare räumliche und zeitliche Repräsentativität der zur Durchführung der Simulationen benutzten Datenreihen.

Somit inkludiert der Begriff Messunsicherheiten auch Unsicherheiten, die aus den verwendeten Methodiken zur Datenregionalisierung und -generalisierung und zur Datenergänzung bei zeitlichen Lücken herrühren. Ein besonderer Aspekt ist außerdem dadurch begründet, dass sich ein Teil der Unsicherheiten in den zur Durchführung der Simulationen verwendeten Messwerten implizit in die Parameterunsicherheit verschiebt und durch den Prozess der Kalibrierung bzw. Parameteroptimierung scheinbar kompensiert wird. Dieser Fakt darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Unsicherheiten in den zur Simulation benutzten Datenreihen zu einem Ergebnisraum im Sinne einer statistisch beschreibbaren Bandbreite möglicher Ergebnisse führen.

4. Unsicherheiten in den zur Validierung bzw. Evaluation benutzten Referenzdaten

Analog zu den zur Simulation benutzten Datenreihen sind auch die zur Validierung und Evaluation der Modellergebnisse benutzten Daten von methodisch und/oder sensorisch bedingten Unsicherheiten und von Unsicherheiten hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Repräsentativität der Messwerte behaftet. Die Superpositionierung dieser Unsicherheiten ist zwingend bei der quantitativen und der qualitativen Bewertung der Modellergebnisse zu berücksichtigen. Der Aspekt von Unsicherheiten in den verwendeten Referenzdaten ist in besonderer Weise auch im Rahmen einer Modellkalibrierung und Parameteroptimierung einzubeziehen.

Die unter 3. und 4. beschriebenen Unsicherheiten in den zur Simulation bzw. zur Evaluation benutzten Messwerten und Datenreihen können analytisch sehr verlässlich eingegrenzt und numerisch beschrieben werden. Im Falle der meteorologischen Eingangsdaten von Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Luftfeuchte halten die Handbücher und die von der Professur für Meteorologie der TU Dresden im Rahmen von Parallelmessungen gesammelten Erfahrungen (SPANK et al., 2013) verlässliche konservative Abschätzungen für die methodisch und sensorisch bedingten Unsicherheiten bereit. Die Effekte der räumlichen Heterogenität und die daran gekoppelte Unsicherheit in Bezug auf die räumliche Repräsentativität der Messwerte lassen sich aus dem Vergleich der Messwerte zwischen der Messung über dem Pelagialbereich und dem Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen außerhalb des direkt durch das Gewässer beeinflussten Bereichs rekonstruieren. Für Lufttemperatur und Luftfeuchte lässt sich daraus bereits der zugehörige Unsicherheitsbereich eingrenzen. Die Adressierung der räumlichen Repräsentativität der Windgeschwindigkeit ist komplexer. Insbesondere müssen bei der Zuordnung die durch das logarithmische Windprofil bedingten vertikalen sowie die durch Oberflächenrauigkeit und Fetch verursachten horizontalen Veränderungen berücksichtigt und in Form vereinfachter Beschreibungen z. B. linearer Gleichungen numerisch hinterlegt werden.

Die Kombination aus einem Eddy-Kovarianz- bzw. Scintillometer-Messsystem und Messsystemen zur Messung der Strahlungsbilanz und des Wassertemperaturprofils ermöglicht die direkte Quantifizierung der Messunsicherheit für die erhobenen Verdunstungsmesswerte. Zusätzlich bieten Messungen mit Hilfe der Modified-Bowen-Ratio-Methode die Möglichkeit, weitere unabhängige Verdunstungsmesswerte zu erheben, wodurch eine engere Eingrenzung und genauere Festlegung des Toleranzbereichs für die Verdunstung über dem Pelagial möglich wird. Die im Litoral aufgestellten Lysimeter dienen der direkten messtechnischen Erfassung und Approximation der räumlichen Heterogenität der Verdunstung. Insbesondere liefern diese Messungen den empirischen Beweis bzw. Nachweis der durch Advektion und verstärktem Entrainment bedingten höheren Verdunstung in der Uferzone.

Eine quantitative Eingrenzung der Messtoleranz im engeren Sinn (gemeint ist die gerätebedingte Messunsicherheit) kann über den Ansatz nach RAABE et al. (2026) erfolgen. Diese Unsicherheit ist jedoch im Vergleich zu den auftretenden räumlichen Variationen und Unterschieden in Folge unterschiedlicher Advektion und Turbulenzstrukturen⁸ einhergehend mit Unterschieden in der Oberflächenstruktur und begleitenden phänologisch bedingten Variationen von untergeordneter Bedeutung.

Die Unsicherheiten im Hinblick auf die räumliche und zeitliche Repräsentativität lassen sich durch die Anwendung unterschiedlicher Methoden zur Regionalisierung und Generalisierung bzw. durch den Vergleich unterschiedlicher Ansätze zur Datenergänzung (im Falle von Datenlücken) in Bezug auf die Größenordnung und Relevanz einordnen. Im Bedarfsfall oder bei der Forderung nach besonders genauen numerischen Approximationen kann mittels Bootstrapping-basierter Absätze oder anderer heuristischer Verfahren der Toleranzbereich genauer eingegrenzt werden. Auf Basis dieser Methoden ist es auch möglich, die zeit- und raumspezifischen Variationen der Unsicherheit in den zur Simulation benutzten Messwerten und Datenreihen numerisch zu beschreiben. Es sei jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass derartige Ansätze sehr rechenzeitintensiv sind und daher gegenwärtig nur im wissenschaftlichen Bereich und für Einzelfallstudien Anwendung finden.

Die Approximation der unter 2. beschriebenen Parameterunsicherheit unterscheidet sich zwischen (i) messbaren (d. h. physikalisch-existent) Parametern und (ii) Parametern, die im Zuge von Modellkalibrierung und -validierung invers ermittelt wurden und in aller Regel keinen physikalischen, sondern einen systemanalytischen Hintergrund haben. Die Approximation der Unsicherheit von Parametern der Gruppe (i) gestaltet sich ähnlich im Sinne der Abschätzung und Quantifizierung der Unsicherheiten in den verwendeten Eingangs- und Referenzdaten. Für Parameter der Gruppe (ii) ist die Approximation

⁸ z. B. emerse litorale Vegetationsbestände versus in diese Vegetationsbestände eingelagerter freier Wasserflächen

deutlich komplexer und Gegenstand zahlreicher aktueller Forschungsarbeiten. Die große Herausforderung ist, dass sich Parameter oftmals gegenseitig beeinflussen, was die Ausbildung einer Pareto-Front⁹ verursacht, was die Ermittlung eines singulären Optimums mit «idealen» Parametern verhindert. Entsprechend müssen stabile Parametergruppen (BÁRDOSY & SINGH, 2008) ermittelt werden, welche als Proxy-Approximation für die Parameterunsicherheit benutzt werden können. Auch in diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass diese Art der Unsicherheitsanalyse sehr viel Rechenzeit benötigt und sich in Entwicklung befindet. In der praktischen Anwendung wird daher die Parameterunsicherheit meist vereinfacht durch die Verwendung von Parameterensembles innerhalb eines plausiblen Parameterraums abstrahiert.

Die Analyse der Modellunsicherheit arbeitet auf mehreren Ebenen. Grundsätzlich ist zunächst auf Basis physikalischer und fachlicher Überlegungen zu überprüfen, ob das jeweilige Modell in der Lage ist, die stattfindenden Prozesse bzw. das Systemverhalten des Untersuchungsgegenstands hinreichend genau abzubilden. In diesem Kontext sind auch die Aspekte der räumlichen und zeitlichen Auflösung und Primärprämissen, wie zum Beispiel Forderungen nach physikalischer Exaktheit, Dimensionalität und Art und Weise der Lösung numerischer Gleichungssysteme zu berücksichtigen. Nachfolgend ist für den konkreten Anwendungsfall zu prüfen, welche Relevanz die im Modell enthaltene Vereinfachung (z. B. die modelltechnische Beschreibung von zeitlich hoch-dynamischer Prozessen über generalisierte auf groben Zeitskalen arbeitende Algorithmen) für die jeweilige Zielsetzung hat. Dieser Aspekt lässt sich nicht pauschalisiert approximieren. Jedoch können bei Vorliegen ausreichend langer Zeitreihen von Eingangs- und Referenzdaten klare numerische Aussagen abgeleitet werden, welche insbesondere den Vergleich verschiedener Modelle erlauben. Es ist dabei jedoch zu beachten, dass der Aspekt der Modellunsicherheit praktisch nicht unabhängig von der Parameterunsicherheit analysierbar ist. In gleicher Weise überlagern sich jedoch auch Effekte von Unsicherheiten in Eingangs- und Referenzdaten. Es ergibt sich dadurch eine paradoxe Situation, dass in Fällen mit sehr ungenauen Messdaten Modelle, die nur wenige Eingangsdaten und Parameter benötigen und eine sehr einfache interne Modellstruktur haben, scheinbar eine geringe Modellunsicherheit aufweisen. Dieses Phänomen muss jedoch fachkundig unter Beachtung der Zielsetzung und insbesondere mit Bezug auf die Einhaltung gesetzter Primärprämissen geprüft werden.

Aufgrund der Tatsache, dass sich Modellparameter und die Unsicherheiten in den verwendeten Eingangs- und Referenzdaten wechselseitig überlagern, können sich die einhergehenden Effekte auf die Modellergebnisse sowohl superpositionieren als auch in Teilen kompensieren. Daher ist keinesfalls die

⁹ Lösung eines Optimierungsproblems mit der Eigenschaft, dass kein Ziel verbessert werden kann, ohne ein anderes Ziel zu verschlechtern (<https://de.wikipedia.org/wiki/Mehrzieloptimierung>).

Situation gegeben, dass die Kombination von Worst-Case-Fällen in Parametern und Daten zu Worst-Case-Fällen in den Modellergebnissen führen. Eine analytische Beschreibung im Sinne der Fehlerfortpflanzungsgesetze ist nur bei sehr einfachen Modelstrukturen bzw. -ketten möglich. In aller Regel ist eine zielführende numerische Abschätzung des Toleranzbereichs der Modellergebnisse und eine Attribution der jeweiligen Ursache nur auf Grundlage von Annahmen über den maximalen Wertebereich der Eingangsparameter und auf Basis von Ensemblesimulationen möglich. Im Fazit heißt das, dass sich die numerische Ausdehnung des Toleranzbereichs nur statistisch beschreiben lässt, was eine deterministische Bestimmung des tatsächlichen Worst-Case verhindert. Für die hier adressierte Anwendung – der Berechnung der Gewässerverdunstung – aber auch generalisiert für die meisten anderen Wasserhaushaltsuntersuchungen – ist jedoch der tatsächliche Worst-Case eher von hypothetischer Bedeutung. Vielmehr geht es darum, den Vertrauensbereich sicher einzugrenzen und quantitativ zu beschreiben. Diese Zielstellung ist mit den benannten Ensemblesimulationen für die angedachten mikrometeorologischen Simulationen und ML-basierten Abschätzungen und für die finalen Verdunstungsapproximationen möglich.

6 Übertragung des Modellkonzeptes auf ein Pilotgewässer

Das in Abschnitt 5 erstellte Mess- und Modellkonzept soll in diesem Abschnitt auf ein Pilotgewässer übertragen werden. Hierbei wird eine Vertiefung des Konzepts unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Pilotgewässers angestrebt. Eine Umsetzung des Konzepts mit Begehungen und Messungen vor Ort sowie Modellierung der Bedingungen um das Pilotgewässer sind nicht Teil dieses Berichtes und damit auch nicht Teil dieses Abschnittes. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen nach einer potentiellen zukünftigen Umsetzung des Konzeptes für das Pilotgewässer Aussagen zur Anwendbarkeit desselben auf die vielfältigen sächsischen Bergbaufolgeseen ermöglichen.

6.1 Auswahl des Pilotgewässers

Für die Wahl des Pilotgewässers wurden insgesamt 21 Gewässer bewertet (Tabelle 14). Davon liegen 13 im Mitteldeutschen und 8 im Lausitzer Revier. Es wurden Kriterien erarbeitet, die potentielle Einflussfaktoren auf die Gewässerverdunstung und die Zugänglichkeit für die Errichtung und den Betrieb von Messeinrichtungen umfassen. Mit Hilfe eines Punktesystems wurde getrennt nach den Revieren eine Bewertung der Seen vorgenommen. Bei dem verwendeten Punktesystem handelt es sich teilweise um subjektive, jedoch fachlich begründete Bewertungen, basierend auf Informationen, die zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes zur Verfügung stehen. Im Ergebnis der Evaluierung steht der Scheibe-See als erste Wahl für ein potentielles Pilotgewässer. Er erfüllt alle Muss-Bedingungen (Befahrbarkeit mit Boot, Endwasserstand erreicht, geringe jährliche Wasserstandsschwankungen) ebenso wie die Soll-Bedingungen wie das Vorhandensein von Litoralvegetation, die Lage außerhalb von Naturschutzgebieten, Truppenübungsplätzen und bergbaulichen Sperrgebieten. Zudem befinden sich keine Gewässer, größere Geländeerhebungen oder größere Siedlungen im Westen (Hauptanströmrichtung des Windes). Die Muss-Bedingungen sind unabdingbar für einen sicheren Messbetrieb, die Soll-Bedingungen sorgen für eine gute Repräsentativität des Gewässers. Für die Durchführung der Messungen stehen mehrere Anschlussmöglichkeiten für Strom zur Verfügung. Einzig eine touristische Nutzung ist derzeit in geringerem Maße vorhanden. Die Freigabe des gesamten Sees ist perspektivisch vorgesehen. Im Vergleich mit allen anderen potentiellen Gewässern (Tabelle 14) schneidet der Scheibe-See mit lediglich einem halben Punkt Abzug am besten ab und wird im Folgenden genutzt, um das Modell- und Messkonzept zu verfeinern.

Tabelle 14: Übersicht über die Eigenschaften der potentiellen Pilotgewässer. «0» bedeutet ungeeignet, «1» geeignet, 0,5 eingeschränkte Eignung

		Neuhauser See	Ludwig See	Paupitzschsee	Seelhausener See	Schladitzer See	Cospudener See	Zwenkauer See	Markkleeberger See	Störmthaler See	Bockwitzer See	Harthsee	Haselbacher See	Hainer See (mit Teilbereich Haubitz)	Berzdorfer See	SB Bärwalde	Geierswalder See	Partwitzer See	Scheibe-See	SB Dreiweibern	SB Lohsa II	Sabrother See
Nr.	Name des Sees	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
	Revier	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	MR	LR	LR	LR	LR	LR	LR	LR	LR
	Befahrbarkeit mit Boot	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
	Endwasserstand erreicht?	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
	Wasserstands-schwankungen kleiner 2 Meter	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
	WS_max in m	28	36	22	26	29	54	34	61	54	22	14	33	49	72	40	33	26	33	k. A.	17	14
	A in ha	166	90	82	633	210	438	968	246	708	174	81	333	554	956	1264	637	1089	685	287	927	203
	V in Mio m³	19	14	11	73	21	111	175	63	157	18	3	24	98	333	173	98	134	109	k. A.	97	28
	Uferlänge in m	8110	4850	4180	15500	7080	12470	31245	10530	39250	11080	3620	10390	18550	16540	19850	20520	22510	13200	7850	76140	17650
	Uferentwicklung	1,78	1,44	1,30	1,74	1,38	1,68	2,83	1,89	4,16	2,37	1,13	1,61	2,22	1,51	1,58	2,29	1,92	1,42	1,31	7,05	3,49
1	Litoralvegetation	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
2	Kein NSG	0,5	0,5	0	0,5	1	1	1	1	1	0	1	0,5	1	0,5	1	1	0,5	1	1	0,5	1

Nr.	Name des Sees	Neuhauser See	Ludwig See	Paupitzschsee	Seelhausener See	Schladitzer See	Cospudener See	Zwenkauer See	Markleeberger See	Störmthaler See	Bockwitzer See	Harthsee	Haselbacher See	Hainer See (mit Teilbereich Haubitz)	Berzdorfer See	SB Bärwalde	Geierswalder See	Partwitzer See	Scheibe-See	SB Dreiweibern	SB Lohsa II	Sabrother See
3	Kein TPÜ	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
4	Kein bergbauliches Sperrgebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	1	1	0,5	1	0,5	0,5	1	1	0	0
5	Keine intensive, touristische Nutzung	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
6	kein Gewässer im Westen	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0,5	0,5	1	1	1	0
7	keine (größere) Siedlung im Westen	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
8	keine relevante Geländeerhebung im Westen	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
9	potentiell Strom verfügbar?	0	0	0	0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0	0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0	1,0
	Summen	7,0	6,5	7,0	7,5	7,0	7,5	8,0	7,0	7,5	6,5	7,0	7,5	7,0	6,5	8,0	7,0	6,5	8,5	8,0	6,5	6,0

6.2 Entwurf eines Messkonzepts für den Scheibe-See

6.2.1 Struktur und Aufbau der Messanlagen

Die Notwendigkeit eines Verdunstungsmonitorings, inklusive der messtechnischen Erfassung der zugehörigen verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen, wurde in Abschnitt 5.3.1 erklärt und begründet. In den nachfolgenden Abschnitten 5.3.2 bis 5.3.5 erfolgte eine Vorstellung und Diskussion verschiedener Messverfahren und eine Zusammenschau der notwendigen Instrumentierung. Abschnitt 5.3.6 beschreibt bereits das grundlegende Messkonzept inklusive zwei möglicher Varianten zum Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich des Gewässers ([a] Eddy-Kovarianz und [b] Scintillometer). Die jeweiligen Vor- und Nachteile sind ergänzend in tabellarischer Form in den im Anhang befindlichen Tabelle 20 und Tabelle 21 aufgeführt. Dieser Abschnitt 6.2 fokussiert speziell die technischen und administrativen Aspekte des angedachten Verdunstungsmonitorings im Zuge einer möglichen Umsetzung auf dem Pilotgewässer.

Aufbauend auf den in Abschnitt 6.1 vorgestellten und festgelegten Kriterien wurde der Scheibe-See bei Hoyerswerda im Landkreis Bautzen als Pilotgewässer ausgewählt. Der See hat eine Fläche von circa 685 ha und eine ellipsenartige Gestalt (Abbildung 22). Er orientiert sich mit seiner Längsachse von circa 5,25 km annähernd in West-Ost-Richtung und somit entlang der Hauptwindrichtung. Die maximale Nord-Süd-Ausdehnung beträgt etwa 1,65 km. Der See ist gekennzeichnet durch eine wenig mäandrierende Uferlinie und eine maximale Wassertiefe von circa 33 m. Die geometrische Gestalt und die Größe der Wasserfläche machen den Scheibe-See zu einem idealen Untersuchungsgewässer, um die mikrometeorologischen Effekte auf den Verdunstungsprozess eingehend analysieren und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die aktuelle Verdunstung einordnen und flächendifferenziert quantifizieren zu können.

Bezogen auf das Pelagial ist davon auszugehen, dass in einer Entfernung von 250 m von der Uferkante eine vollständige Adaption der bodennahen Luftschicht in Hinblick auf Turbulenz, Luftfeuchte und Energiedargebot eingetreten ist. Entsprechend sind repräsentative Messungen für den Pelagialbereich von der Verdunstung selbst und von den zugehörigen verdunstungssteuernden Umweltgrößen unabhängig von der vorherrschenden Windrichtung und damit implizit auch unabhängig von den vorherrschenden Wetterbindungen überall auf der Seefläche möglich, sofern sich der Messstandort mindestens 250 m von Ufer entfernt befindet. Im Falle von Scintillometermessungen bezieht sich diese Aussage auf die orthogonale Entfernung zum Mittelpunkt des Messtransektivs zwischen Transmitter und Receiver des Scintillometermesssystems. Die Wahl des Messstandorts oder spezifischer des Verankerungspunkts/der Verankerungspunkte bei Verwendung einer schwimmenden Messplattform kann damit unter Beachtung der 250 m-Prämisse formal rein nach logistischen und administrativen Kriterien erfolgen. Im Hinblick auf die praktische Umsetzung der zweidimensionalen atmosphärischen Grenzschicht-

modellierung (Abschnitt 5.4) ist jedoch eine transektartige Ausrichtung zusammen mit der Messanlage zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen entlang der dominierenden Hauptwindrichtung in West-Ost-Richtung vorteilhaft.

Neben dem Gewässer selbst stellt auch die die Charakteristik des Umlands in Bezug auf Topographie und Landnutzung Bedingungen bereit, die sich zielgerichtet und stringent in den angedachten atmosphärischen Grenzschichtmodellen (siehe Abschnitt 5.4) abstrahieren und parametrisieren lassen. Die Messung der zum Antrieb der atmosphärischen Grenzschichtmodelle notwendigen Umweltdaten – sprich das Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen – sollte wie in Abschnitt 5.3.5.2 bereits angeklungen – in einer Entfernung zwischen 250 m und 1,5 km und aufgrund der häufigeren Westwind-Wetterlagen möglichst westlich des Sees durchgeführt werden. Als ideale Messstandorte werden dazu westlich des Scheibe-Sees und östlich der Stadt Hoyerswerda bzw. westlich und östlich des dort verlaufenden Abschnitts der Bundesstraße B96 befindliche Freiflächen angesehen. Unter Inkaufnahme größerer Aufwendungen zur Errichtung der notwendigen Messplattform (Tabelle 15) sind jedoch auch in diesem Gebiet befindliche Wald- und landwirtschaftlich genutzte Flächen geeignet. Adäquat ist auch eine Errichtung der Messanlage nördlich, östlich oder südlich des Sees unter Akzeptanz von Einbußen hinsichtlich der Repräsentativität der Messwerte möglich. Grundsätzlich ist angeraten, einen ausreichenden Abstand zu Siedlungsstrukturen einzuhalten. Als Faustregel gilt dabei das Zehnfache der Höhe der Strukturen als Mindestabstand. Bei Straßen kann eine Entfernung von 50 m als Richtwert angesehen werden, wobei die Effekte von wenig und langsam befahrenen Nebenstraßen oder Fahr- und Gehwegen vernachlässigt werden können.

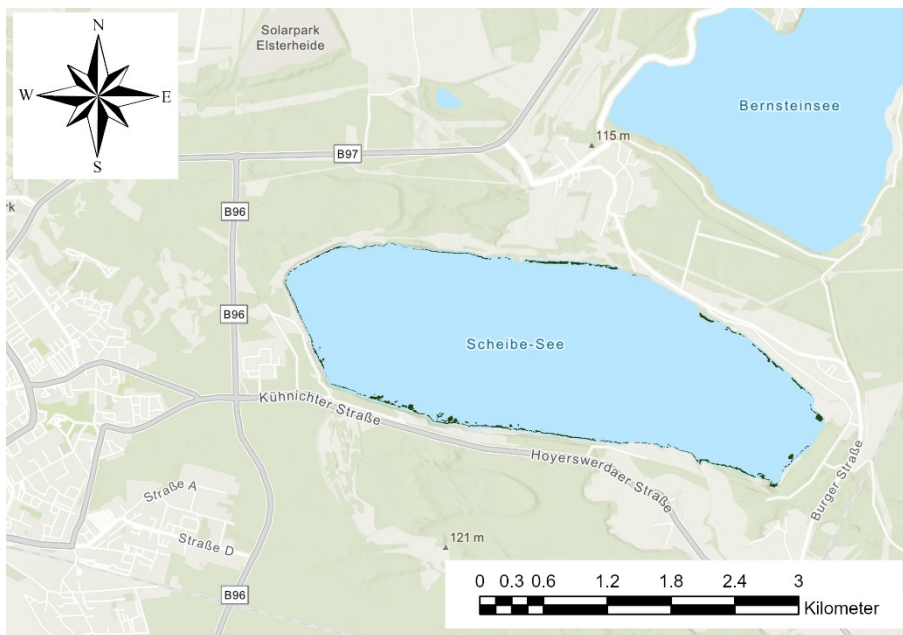


Abbildung 22: Form und Orientierung des Scheibe-Sees mit auf Luftbildauswertungen basierender Kartierung der emersen Litoralvegetation (dunkelgrün); linke untere Ecke zeigt Teile des Stadtgebiets von Hoyerswerda

Die Seegröße erlaubt es problemlos, Messplattformen bzw. Messsysteme an Stellen auf dem See zu so zu positionieren, dass die erfassten Messsignale nahezu unbeeinflusst von den umgebenden terrestrischen Flächen sind. Die erhobenen Messdaten werden damit repräsentativ die tatsächlichen Bedingungen über dem Pelagialbereich ausgedehnter Wasserflächen widerspiegeln. Die Wassertiefe ist dabei keine direkte Steuergröße des Verdunstungsprozesses und daher für die hier adressierten Verdunstungsapproximationen auf Grundlage diagnostischer Modelle irrelevant. Gleichwohl ist die Wassertiefe über komplexe Rückkopplungen, insbesondere über Wärmespeicherung, Schichtung, gewässerinterne Turbulenz und die Ausbildung interner Wellen mit der Wassertemperatur bzw. Wasseroberflächentemperatur – als entscheidende verdunstungssteuernde limno-physikalische Umweltgröße – mit dem Verdunstungsprozess und damit mit der numerischen Ausprägung der tatsächlichen Verdunstung gekoppelt. Messtechnisch ist die Wassertiefe bei der Auslegung des Verankerungssystems und der Konfiguration der Wassertemperaturmesskette zu berücksichtigen. Die Ausdehnung und Orientierung des Sees erlaubt sowohl Scintillometer- als auch Eddy-Kovarianz-Messungen zur Erfassung der Verdunstung über dem Pelagial. Die Entscheidung für das eine oder andere Messsystem begründet sich lediglich über logistische, finanzielle und administrative Aspekte.

Aufgrund der erst 2011 vollständig abgeschlossenen Flutung des Schreibe-Sees und der für viele Bergbauseen typischen steilen Böschungskanten sind emerse Makrophytenbestände bislang nur schwach entwickelt (siehe Abbildung 22). So sind am Scheibe See nur vergleichsweise kleine Schilf- und Röhrichtbestände (weitere Informationen zur Artenzusammensetzung befinden sich in Tabelle 2) zu finden. Insgesamt beträgt die Fläche der Litoralvegetation am Scheibe-See circa 8 ha, wobei hier Unschärfen bei der Verwendung von Fernerkundungsdaten zu berücksichtigen sind (GOIHL, 2026). Diese Fläche entspricht damit etwas über einem Prozent bei einer Seefläche von circa 690 ha. Gleichwohl reicht die Flächengröße dieser linienhaften und in manchen Bereichen eher inselartigen Bestände, um die angedachten Verdunstungs- bzw. Lysimetermessungen durchzuführen und damit verlässliche Referenzdaten zur Verdunstung über emersen Makrophytenbeständen in Bergbaufolgeseen im Allgemeinen und mit spezifischer Charakteristik zu den Klimabedingungen im Lausitzer Revier zu erhalten.

Inverse Lösungen des zur Verdunstungsmodellierung in Litoralbereichen angedachten Penman-Monteith- bzw. Shuttleworth und Wallace-Ansatzes erlauben jedoch die Ableitung und Approximation der tatsächlichen pflanzen-physiologischen Reaktion und der das Entrainment bestimmenden aerodynamischen Kopplung in Form des Bestandes- bzw. des aerodynamischen Leitwertes (g_c und g_a) als standorts- und klimaunabhängige Parameter und Skalierungsgrößen aus den erhobenen Verdunstungsmessdaten. Auf Basis dieser abgeleiteten Parameter (d. h. g_c und g_a) ist eine Übertragung auf andere Standorte und somit auch auf das Mitteldeutsche Revier möglich. Im Falle des Shuttleworth und Wallace-Ansatzes würden die Bestimmung von g_c und g_a getrennt für Pflanzen und die eingelagerten

Wasserflächen erfolgen, was zusätzliche Skalierungen in Bezug auf Bestandesdichten perspektivisch zulässt.

Im Kontext mit den vorangestellten morphologischen Merkmalen kann der Scheibe-See damit als ideales Untersuchungsgewässer und gleichzeitig als gute Referenz für die über ausgedehnten Wasserflächen, wie den hier adressierten Bergbaufolge-Seen, stattfindenden physikalischen Prozesse und deren Wirkung auf die Verdunstungscharakteristik betrachtet werden. In der Ausprägung der von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen abhängigen tatsächlichen auftretenden Verdunstungsraten ist der Scheibe-See wiederum repräsentativ für die klimatischen Bedingungen im Lausitzer Revier. Durch die modellbasierte Ableitung von Skalierungsgrößen bzw. Parametern und der physikalisch-begründeten Abstraktion, Nachbildung und Beschreibung der stattfindenden verdunstungsrelevanten Prozesse ist jedoch eine Übertragung auf das Mitteldeutsche Revier bzw. allgemein auf andere Reviere möglich. Grundsätzlich wird jedoch angeraten, die in Abschnitt 5.3 beschriebenen Messungen und die modellbasierten Studien auf Grundlage atmosphärischer Grenzschichtmodelle und ML-basierter Ansätze adäquat mindestens an einem zweiten Pilotgewässer, vorzugsweise im Mitteldeutschen Revier, vor dem Hintergrund von Redundanz und Verifikation der Prozessstudien durchzuführen.

Die genaue Festlegung der tatsächlichen Messstandorte kann erst nach genauer in situ Prüfung und sorgfältiger Vor-Ort-Begehung erfolgen. Es müssen zahlreiche administrative und logistische Aspekte im Sinne von Zugänglichkeit, Untergrundfestigkeit, Verfügbarkeit von Strom und Mobilfunknetz-Abdeckung etc. geprüft werden. Insbesondere erfordert es auch klarer Vorgaben und Informationen in Bezug auf potentiell verfügbare Flächen und genauer Rücksprachen mit ortkundigen Fachkräften. Vor diesem Hintergrund können hier nur die relevanten Punkte, welche bei der Auswahl der Messtellen berücksichtigt werden müssen, zusammenfassend dargestellt werden. Eine genaue Benennung bzw. Festlegung der Messstandorte ist jedoch mit Hilfe der nachfolgend checklistenartigen Darstellung und der vom Auftraggeber zu benennenden administrativen, finanziellen, logistischen und ähnlichen Aspekten problemlos möglich.

Die Wahl eines Messstandorts muss primär der grundlegenden Forderung nach räumlicher Repräsentativität entsprechen. Das heißt, dass die Aussagekraft der erhobenen Messwerte für einen möglichst weiten Flächenbereich in Umgebung der Messstelle Gültigkeit besitzt. Im Falle kleinräumig sehr stark variierender Merkmalsausprägungen, wie zum Beispiel der Verdunstung im Litoralbereich, ist daher auch die messtechnische Erfassung dieser kleinskaligen räumlichen Heterogenität Voraussetzung dafür, repräsentative Messwerte zu erhalten. Nur so kann eine Übertragbarkeit auf einen größeren Raumausschnitt gewährleistet werden. Neben dieser Primärforderung sind jedoch auch technische und administrative Aspekte zu beachten, was gewisse Kompromisse erfordert und eventuelle Einschränkungen im Hinblick auf die Repräsentativität erforderlich macht. Diese Kompromisse bzw. Einschrän-

ungen müssen jedoch den grundlegenden Bedürfnissen zum Zwecke der Modellanpassung, Parameterfindung, Modellkalibrierung und -validierung sowie den Bedürfnissen des Maschinellen Lernens genügen.

Kartenmaterial, Ortsbeschreibungen und mündliche Mitteilungen Ortskundiger liefern wertvolle Basisinformationen, die eine Vorauswahl bzw. grobe Sichtung potentieller Standorte ermöglichen. Diese Informationen ersetzen aber keinesfalls eine Ortsbegehung und Prüfung der tatsächlichen in situ-Bedingungen. Im Rahmen der Ortsbegehung sind neben den auf Messung bzw. auf Repräsentativität der Messwerte bezogenen Aspekten auch Prämissen bezüglich der praktischen Durchführbarkeit der Messungen zu prüfen. Dies beinhaltet die Aufwendungen für Aufbau und Instrumentierung der Messanlage selbst und für die notwendigen Wartungsarbeiten. Vor diesem Hintergrund ist auch zu prüfen, in welchem Umfang technisches Personal und welche technische Ausrüstung (Boot, Kran, LKW, etc.) zur Verfügung steht bzw. angefordert werden kann. Grundsätzlich ist ebenfalls abzuklären, ob gegebenenfalls bereits Infrastruktur vorhanden ist, welche umgerüstet und zur Durchführung der Messungen benutzt werden kann. Ein wichtiger Seitenaspekt bezieht sich auf die Gewährleistung eines ungestörten Betriebs der Messanlage, was vor allem den Schutz vor Vandalismus und Schaulustigen betrifft, aber auch Themen wie die Sicherung der Anlage im Hochwasserfall und die Zugänglichkeit der Anlage für Wartungsarbeiten beinhaltet. Grundsätzlich wird empfohlen, die Ortsbegehung im Beisein ortskundigen technischen Personals – idealerweise mit den Personen, die später auch die Messanlagen selbst aufbauen, warten und betreuen sollen – durchzuführen. Generell wird auch angeraten, diese Personen an den Planungen von Aufbau und Durchführung der Wartungsarbeiten zu beteiligen sowie deren Aspekte und Meinungen in angemessener Weise zu berücksichtigen.

In Ergänzung zu den Ausführungen in den Abschnitten 5.3.1 bis 5.3.6 werden nachfolgend in der Tabelle 15 die wichtigsten Aspekte für die Standortwahl zur Errichtung der Messstationen

1. zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen,
2. der Verdunstung im Litoral (Lysimeter-Messanlage),
3. zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers und
4. zum Verdunstungsmonitoring über dem Pelagial mit den Optionen: [A] Eddy-Kovarianz-Messungen und [B] Scintillometer-Messungen

checklistenartig aufgeführt. Zusätzlich werden in Tabelle 16, Tabelle 17 und Tabelle 19 Hinweise in Bezug auf Sensorik und Instrumentierungen gegeben. Spezielle Hinweise in Bezug auf die Abwägung zwischen [A] (Eddy-Kovarianz-Messsystem) und Option [B] (Scintillometer-Messanlage) zum Verdunstungsmonitoring über dem Pelagial befinden sich in Tabelle 19.

Auf die Auswahl und Empfehlung zu bestimmten Herstellern und Bauserien kann aus Neutralitätsgründen und dem Fehlen reproduzierbarer Vergleichsexperimente nicht eingegangen werden. Grundsätzlich sind aber vor der Beschaffung die erforderlichen und vom jeweiligen Sensor tatsächlich leistbaren Messgenauigkeiten sorgfältig zu prüfen. Insbesondere ist dabei auf Langzeitstabilität und Haltbarkeit der Sensoren zu achten. Im weiteren Kontext ist auch die Kompatibilität zwischen Sensor und Datenerfassungssystem ein Entscheidungskriterium, was gegebenenfalls auch die Wahl zwischen analogen und digitalen Sensoren oder die Festlegung auf bestimmte Schnittstellen beinhaltet. Aus Gründen der Übersichtlichkeit der Verdrahtung und zur Vereinfachung der Fehlersuche sollte der Einsatz von Pegel- oder Schnittstellenwandlern möglichst vermieden werden. Neben den hardwareseitigen Kriterien sind aber auch Aspekte der Programmierung und das Vorhandensein bestimmter Schnittstellen zur Datenfernübertragung wichtige Punkte, die bei der Auswahl und der Entscheidung für oder gegen bestimmte Sensortypen und bei der Auswahl und Festlegung auf bestimmte Datenerfassungs- und Datenfernübertragungssysteme berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 15: Prüfkriterien und Erfordernisse zur Errichtung der Messstationen (1) zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen, (2) der Verdunstung im Litoral (Lysimeteranlage), (3) zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen

Prüfkriterium	(1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	(2) Lysimetermessanlage zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	(3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	(4) Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich	
				Option [A]: Eddy-Kovarianz-Messungen	Option [B]: Scintillometer- Messungen
Standort	• ausgedehnte Fläche mit homogener Vegetationsbedeckung in Entfernung mindestens 250 m bis maximal circa 1,5 km vom Ufer • Abstand zu Siedlungsstrukturen = 10 x Gebäudehöhe, größere Straßen: 50 m, Nebenstraßen oder Fahr- und Gehwege weniger (siehe Text) • möglichst auf Westseite des Sees • ideal: gemähtes Gras (Empfehlung der WMO und Standard des DWD) oder Wiesenstandort; andere Vegetationsformen erfordern höhere Aufwendungen zur Errichtung der Messplattform oder besonderes Datenhandling aufgrund der variierenden Vegetationshöhen (siehe Hinweise in der Rubrik «Plattform»), • begehbarer und standfester Untergrund; Stabilität des Untergrunds entsprechend der von der erforderlichen Messhöhe abhängigen Plattform (siehe Rubrik «Plattform»)	• ufernaher Schilf- bzw. Röhrichtbestand mit eingelagerten kleinen Wasserflächen • möglichst auf Westseite des Sees • Wassertiefe circa 75 cm bis 1,5 m • begehbarer (mit Wathose), fester Untergrund	• uferferner Freiwasserbereich (Pelagial), Entfernung zum nächsten Ufer mindestens 250 m • idealerweise sollte der Standort zusammen mit der Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen auf einem Transekt in West-Ost-Richtung liegen	• kein extra Standort erforderlich, wird in Messanlage zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich integriert	Transmitter und Receiver • zwei Standorte an gegenüberliegenden Uferseiten mit freier Sichtachse über das Pelagial zueinander • Entfernung zwischen Uferseiten: 500 m bis 2 km, Mittelpunkt der Sichtachse mindestens 250 m von jeder Uferseite entfernt • Transmitter und Receiver möglichst in Nord-Süd-Ausrichtung, um Störungen bei flachen Sonnenständen zu vermeiden • Mittelpunkt der Sichtachse sollte in Nähe der Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen liegen • idealerweise sollte der Mittelpunkt zusammen mit der Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen auf einem Transekt in West-Ost-Richtung liegen

Prüfkriterium	(1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	(2) Lysimetermessanlage zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	(3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	(4) Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich	
				Option [A]: Eddy-Kovarianz-Messungen	Option [B]: Scintillometer-Messungen
Erforderliche Sensoren	siehe Tabelle 16	siehe Tabelle 17	siehe Tabelle 18	• Open-Path oder Enclosed-Gasanalysator (kostenintensivste Komponente des Messsystems), wird mit auf der Station vorhandenem 3D- Ultraschall-Anemometer gekoppelt	• eigentliches Scintillometer-Messsystem besteht aus einem optischen und einem Mikrowellen-Scintillometer, jeweils aus einem Transmitter und einem Receiver • zusätzlich sind die meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers erforderlich
Logistik	• fußläufig erreichbar • man beachte aber die zusätzlichen Aufwendungen für Materialtransport bei Auf- und Abbau und bei der Durchführung der notwendigen Wartungsarbeiten, daher Zugang für PKW/Kleintransporter in möglichst kleiner Entfernung	• fußläufig erreichbar • man beachte aber die zusätzlichen Aufwendungen für Materialtransport insbesondere beim erforderlichen saisonalen Auf- und Abbau und bei der Durchführung der regelmäßig durchzuführenden Wartungsarbeiten, daher Zugang für PKW/Kleintransporter in möglichst kleiner Entfernung	• Fahrweg und Sliptrasse; gegebenenfalls Stellplätze für Kran und schwere Transportfahrzeuge bei Einsatz einer Messboje (siehe Rubrik «Plattform») • erforderliche Technik zur Durchführung der Wartungsarbeiten: Schlauchboot, Bootstrailer und geeignetes Zugfahrzeug (für Schlauchboot reicht PKW in Größe von VW Golf) • erforderliche Technik zum Setzen der Verankerung und zum Ausbringen der Messplattform (Übergabe der Ausführung an Fachunternehmen empfohlen): schweres Boot mit Winsch, bei Einsatz von Messboje evtl. Kran oder LKW erforderlich	siehe Spalte (3) mit meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen	• fußläufig erreichbar • man beachte aber die Notwendigkeit der gegebenenfalls schnellen Evakuierung im Hochwasserfall und die Aufwendungen bei Auf- und Abbau und Durchführung der notwendigen Wartungsarbeiten, daher Zugang für PKW / Kleintransporter in möglichst kurzer Entfernung

Plattform	• Wahl der Plattform abhängig von Vegetationsbedeckung und der daraus resultierenden erforderlichen Messhöhe • gemähtes Gras (Wuchshöhe 10 bis 20 cm, Messhöhe für Lufttemperatur und Luftfeuchte = 2 m, geeignete Plattform: Tripod; Messhöhe für Windgeschwindigkeit und -richtung = 10 m, geeignete Plattform: einfacher (abgespannter) Mast • landwirtschaftliche Flächen, Verbuschungen oder hohe Verkrautungen: Messhöhe über Grund = 2 m + 1,2 bis 2 x Vegetationshöhe, geeignete Plattform: Baugerüstturm • Wald oder sehr hohe Sträucher (> 4 m): Messhöhe über Grund = 1,8 x Vegetationshöhe, geeignete Plattform: Errichtung eines massiven Messturms oder Teleskopmasts erforderlich, dadurch deutlich erschwerte Zugänglichkeit zu Sensoren, signifikante zusätzliche Kosten und gegebenenfalls arbeitsschutzrelevante Auflagen, entsprechend sind Waldstandorte oder Standorte mit ähnlich hohen Vegetationsbedeckungen nur bei Ausscheiden alternativer Standorte oder bei Vorliegen triftiger Gründe in Betracht zu ziehen	• schwimmender oder fester Steg (Vorzugsvariante); alternativ freischwimmende Lysimeter, hier jedoch Beschränkung der Wassertiefe auf maximal 1 m (Lysimeter müssen von Bearbeiter*in mit Wathose erreichbar sein)	• zerlegbares Messfloß (Standardlösung), Messboje oder gegebenenfalls vorhandene wasserbauliche Einrichtungen • Möglichkeit der Nutzung und des Umbaus größerer Austonnungen prüfen; Wahl der Plattform mit vorhandener bzw. verfügbarer Technik (Trailer, LKW, Kran, Boot etc.) abgleichen • Hinweis zur Verankerung: Wahl des Ankers entsprechend der Beschaffenheit des Untergrunds und in Abhängigkeit von Masse und Windangriffsfläche (beachte Größe der Plattform und gegebenenfalls Fläche der Solarmodule) der zu verankernden Plattform; Länge der Ankerketten entsprechend der Wassertiefe und des erforderlichen Grundgeschirrs	• Nutzung der Plattform für meteorologischen und limno-physikalische Begleitmessungen • begehbare Plattform jedoch aufgrund des höheren Wartungsaufwands von Vorteil • im Fall des Einsatzes einer Solarstromversorgung Vergrößerung der Messplattform (Boje oder Floß) und Verstärkung des Verankerungssystems erforderlich	• Tripod oder alternative Aufständigung; Messhöhe über Wasserfläche 1,5 bis 2,5 m, (2 m bei Mittelwasserstand)
Stromversorgung	• Stromanschluss ist von Vorteil; gepufferter Solarbetrieb aber problemlos möglich • Batteriebetrieb unter Inkaufnahme eines gegebenenfalls höheren Wartungsaufwands ebenfalls möglich • Dimensionierung an verwendete Messgeräte, Datenlogger und Kommunikationssysteme anpassen (Reserve einplanen)	wie Spalte (1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	zwei Optionen: (i) Netzstrom: Niederspannung (48V) oder Lichtstrom (230V, evtl. 400V) grundsätzlich technisch möglich; jedoch sind insbesondere bei Spannungen > 48V Sicherheitsaspekte im Hinblick auf die Gefahr von Stromschlägen zu beachten; die Verlegung im Wasser speziell bei Wassertiefen über 10 m erfordert Spezialkabel; Kabel ist am Ufer vor Eisgang und ähnlichen Gefahren zu schützen	• Einsatz des Gasanalysators erhöht Strombedarf; Optionen zur Stromversorgung siehe Spalte 3 (meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen) • im Fall einer solaren Stromversorgung sind folgende Punkte zu beachten: - Strombedarf unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Modellserien und Herstellern von Gasanalysatoren, tendenziell; Enclosed- Gasanalysatoren	• idealerweise Stromanschluss an beiden Uferseiten • solare oder andere autarke Stromversorgung technisch möglich, aber aufwendiger und wahrscheinlich deutlich teurer

Prüfkriterium	(1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	(2) Lysimetermessanlage zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	(3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	(4) Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich	
				Option [A]: Eddy-Kovarianz-Messungen	Option [B]: Scintillometer- Messungen
			(ii) Stromversorgung mittels gepuffertem Solarstromsystem ist im Vergleich zur Versorgung mittels Netzstrom technisch einfacher zu realisieren; Verankerung muss jedoch an den höheren Winddruck angepasst werden; insbesondere sind die Solarpanel durchströmbar zu montieren, um Windlast zu reduzieren	höherer Strombedarf als Open-Path-Gasanalysatoren, genaue Prüfung notwendig - vergleichsweise große Solarflächen erforderlich (aber technisch beherrschbar), Solarpanel sind gut durchströmbar zu montieren, parallele Kopplung von Paneelen in Ost-Süd-Ost-, Süd-Süd-Ost-, Süd-Süd-West- und West-Süd-West-Richtung, um Tagesgang nutzen zu können, - Verankerung ist an die erhöhte Windlast anzupassen	
Kommunikation / Datenübertragung	• bei räumlicher Nähe zu betreffender Infrastruktur gegebenenfalls DSL, LAN oder WLAN; sonst Datenkommunikation via Mobilfunknetz (Standard) • bei schlechter Netzabdeckung kann eine Datenkommunikation via LoRa (Long Range Wide Area Network) als eine alternative Lösung in Betracht gezogen werden	• bei räumlicher Nähe zu betreffender Infrastruktur gegebenenfalls DSL, LAN oder WLAN; sonst Datenkommunikation via Mobilfunknetz (Standard) • bei schlechter Netzabdeckung kann eine Datenkommunikation via LoRa (Long Range Wide Area Network) als eine alternative Lösung in Betracht gezogen werden	• schnelle Internetverbindung mit hoher Bandbreite erforderlich • bei räumlicher Nähe zu betreffender Infrastruktur gegebenenfalls WLAN; sonst Datenkommunikation via Mobilfunknetz (hohe Bandbreite erforderlich)	siehe Spalte (3) meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen	• schnelle Internetverbindung mit hoher Bandbreite an beiden Standorten erforderlich • bei räumlicher Nähe zu betreffender Infrastruktur ggf. WLAN; sonst Datenkommunikation via Mobilfunknetz (hohe Bandbreite erforderlich)

Prüfkriterium	(1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	(2) Lysimetermessanlage zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	(3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	(4) Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich	
				Option [A]: Eddy-Kovarianz-Messungen	Option [B]: Scintillometer- Messungen
Sicherheit	• Umzäunung; möglichst Video-/Kameraüberwachung	• Umzäunung und ggf. Zugangsblockade zum Steg • möglichst Video-Kameraüberwachung	• Video-/Kameraüberwachung zur Sichtkontrolle der Messanlage	siehe Spalte (3) meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen	• Messanlage muss dringend vor Überflutung oder Aufschwimmen im Hochwasserfall geschützt werden, daher Personal für stete Kontrolle des Seewasserstands und zur Durchführung der notwendigen Evakuierungsarbeiten im Hochwasserfall erforderlich; • Schutz vor Vandalismus und Schaulustigen; gegebenenfalls Überwachungstechnik erforderlich
Wartung	• 1x monatlich; Wartungsintervall kann bei Verwendung eines optischen Distrometers zur Niederschlagsmessung auf halbjährlichen bis jährlichen Turnus verlängert werden, erfordert aber dringend optische Kontrolle der Messanlage via Video-/ Kameraüberwachung	• mindestens 1x monatlich; optische Kontrolle der Messanlage via Video-/Kameraüberwachung zur Detektion von Störungen oder Defekten; turnusmäßiger Auf- und Abbau der Anlage im Frühjahr nach Eisschmelze und zu Beginn des Winters	• Wartungsintervall: halbjährlich bis jährlich bzw. bei Störung oder im Bedarfsfall (z. B. Reinigung der Strahlungssensoren und des Ultraschallanemometers; optische Kontrolle der Messanlage erforderlich) • ACHTUNG: Wartungsarbeiten müssen auf Wasserfläche durchgeführt werden, daher ist die Errichtung einer begehbaren Messplattform vorteilhaft; alternativ ist ein Anlegeplatz vorzusehen, von dem aus die Wartungsarbeiten vom Boot erledigt werden können, Wartungsarbeiten sind dann aber nur bei windstillen Bedingungen möglich	• Wartung circa monatlich oder bei Störung (Pollenflug, Verschmutzung des Gasanalysators) • tendenziell sind Enclosed-Gasanalysatoren wartungsintensiver als Open-Path-Gasanalysatoren • zusätzlich zur turnusmäßigen Wartung muss Gasanalysator im halbjährlichen bis jährlichen Turnus kalibriert werden	• Wartungsarbeiten am Scintillometer nur im Bedarfsfall (Reinigung der optischen und der mikrowellenbasierten Sensorik)

Prüfkriterium	(1) Messstation zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen	(2) Lysimetermessanlage zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich	(3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	(4) Verdunstungsmonitoring über dem Pelagialbereich	
				Option [A]: Eddy-Kovarianz-Messungen	Option [B]: Scintillometer- Messungen
Besondere Anmerkungen		• Winterbetrieb nicht möglich • Messanlage muss vor Eisgang geschützt werden, daher Aufbau nach Eisschmelze im Frühjahr und Abbau im Spätherbst bzw. Frühwinter	• Winterbetrieb nicht möglich • Messanlage muss vor Eisgang geschützt werden, daher Aufbau nach Eisschmelze im Frühjahr und Abbau im Spätherbst bzw. Frühwinter • wintersichere Lösung nur mit extremem baulichem Aufwand realisierbar (außer bei Vorhandensein winterfester wasserbaulicher Anlagen, die als Plattform genutzt werden können)	• redundante Messungen mittels Modified-Bowen-Ratio sinnvoll (siehe Tabelle 16); beachte Hinweise in Spalte (3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers	• redundante Messungen mittels Modified-Bowen-Ratio sinnvoll (siehe Tabelle 16); beachte Hinweise in Spalte (3) Messstation zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich des Gewässers

Tabelle 16: Hinweise und Empfehlungen zur Messtechnik zum Monitoring der meteorologischen Rahmenbedingungen

Messgröße	Empfehlungen und Hinweise
Lufttemperatur und Luftfeuchte	Temperatur- und Luftfeuchtesensor mit ventiliertem Strahlungsschutzgehäuse; auf Langzeitstabilität und Messgenauigkeit der Sensoren achten ($\pm 0,1$ °C bzw. 4% relative Feuchte oder genauer); Kompatibilität zu Datenlogger prüfen
Niederschlagsmessung	Es stehen drei Optionen zu Auswahl: (i) Distrometer (Vorzugslösung): sehr wartungsarmes optisches Niederschlagsmesssystem, dadurch können die Wartungsintervalle für die gesamte Station deutlich verlängert werden, da nur im Bedarfsfall (verschmutzte Optik) reagiert werden muss (Störungen werden als Fehler vom System gemeldet) (ii) Niederschlagswippe: vergleichsweise preiswert, aber störanfällig und fehlerbehaftet; für Winterbetrieb muss die Niederschlagswippe beheizt werden, was im Fall einer Solar-Strom-Versorgung bei deren Dimensionierung beachtet werden muss (iii) Niederschlagswaage (DWD-Standard): alternative zu einem Distrometer, allerdings sind turnusmäßige Wartungsarbeiten zum Leeren des Auffanggefäßes einzuplanen
Windgeschwindigkeit und Windrichtung	Es stehen vier Optionen zu Auswahl: (i) Multi-Path-3D-Ultraschall-Anemometer (Vorzugslösung): genaueste und ausfallsichere Messungen, liefert neben Wind- auch Turbulenzdaten (ii) sonstiges 3D-Ultraschall-Anemometer: Eigenschaften wie Multi-Path-3D-Ultraschall-Anemometer, jedoch Messausfälle bei starkem Niederschlag, gegebenenfalls Probleme durch Vereisung im Winter bei nicht beheizten Systemen (iii) 2D-Ultraschall-Anemometer: nur Windgeschwindigkeit und -richtung, keine Turbulenzdaten; kostenseitig nur geringfügig günstiger als 3D-Ultraschall-Anemometer (iv) klassische Propeller- oder Schalenkreuzanemometer (nur bedingt empfohlen): störanfällig, jährliche Kalibrierung erforderlich

Tabelle 17: Hinweise und Empfehlungen zur erforderlichen Messtechnik von Lysimetermessanlagen zur messtechnischen Erfassung der Verdunstung im Litoralbereich

Systemkomponente oder Messgröße	Empfehlungen und Hinweise
Mindestanzahl an Lysimetern	minimal 4 Lysimeter (2x Vegetation, 2x freie Wasserfläche), größere Anzahl und/oder Errichtung mehrerer Messtellen erlauben eine genauere und repräsentativere Approximation der räumlichen Variabilität der Verdunstung im Litoral
Form und Größe	zylinderförmige Gefäße; Durchmesser bei zylinderförmigen Gefäßen 1,207 m (adäquat zu Class-A Pan) oder 0,618 m (WMO, 1966), Höhe der Gefäße abhängig von Wassertiefe und Wassertiefenschwankung (beachte Hinweise in Abschnitt 5.3.3), 10 cm Freibord beachten
Wasserstand bzw. Wasserstandsänderung im Lysimetergefäß	akustische Wasserstandssensoren (Vorzugslösung) oder Drucksonden; Genauigkeit mindestens $\pm 0,1$ mm; akustische Wasserstandssensoren werden gegenüber den üblicherweise verwendeten Drucksonden als vorteilhaft erachtet, da diese weniger anfällig für die Anlagerung von Biofilmen sind und damit die aufwendige und teilweise schwierige Reinigung der Sensoren, die oftmals mit der Beschädigung der Sensoren einhergeht, entfallen kann; Kompatibilität der Sensoren zu den verwendenden Datenaufzeichnungs- und Kommunikationssystemen beachten
Wassertemperatur im Lysimetergefäß und in dessen direkter Umgebung im freien Wasserkörper	analoge oder digitale Wassertemperatursensoren (Genauigkeit $\pm 0,1$ °C oder genauer), Sensoren oftmals bereits in Wasserstandssensoren integriert oder werden als Bundle bereitgestellt; Kompatibilität der Sensoren zu den verwendenden Datenaufzeichnungs- und Kommunikationssystemen beachten
Füllstandsausgleich	Systeme zum Ausgleich von verdunstungsbedingten Wasserverlusten aus oder niederschlagsbedingten Wassereinträgen in das Lysimetergefäß sind optional, werden aber empfohlen, um Wartungsintervalle zu verlängern; kommerzielle «Fertiglösungen» sind nicht verfügbar, aber robuste einfache Lösungen sind im Eigenbau einfach zu realisieren

Tabelle 18: Hinweise und Empfehlungen zur Messtechnik zum Monitoring der meteorologischen und limno-physikalischen Bedingungen über dem Pelagialbereich des Gewässers

Messgröße	Empfehlungen und Hinweise
Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzstruktur	Multi-Path-3D-Ultraschall-Anemometer (Vorzugslösung) oder alternatives hochwertiges 3D-Ultraschall-Anemometer in Verbindung mit einem mit 2D-Inklinometer (Neigungssensor); Messfrequenz mindestens 10 Hz, 20 Hz (Standard) empfohlen
Plattförmbewegung	2D-Inklinometer zur Messung der Plattförmbewegungen (Rollen und Nicken); erforderlich zur Kompensation der Effekte auf die gemessenen hochfrequenten Windvektoren des 3D-Ultraschall-Anemometers
Strahlungsbilanz und Strahlungsbilanz-komponenten	4-Komponenten-Strahlungsbilanzsensor auf Thermosäulen-Prinzip (Vorzugslösung) oder Halbleiter-/Siliziumsensoren (preiswerter, oftmals einfacher in Verdrahtung und Datenabgriff, aber weniger langzeitstabil)
Wassertemperaturprofil	Messtiefen: 10 cm, 25 cm und 50 cm zur Auflösung des oberen Bereichs des Epilimnions, tieferes Epilimnion alle 50 cm, Hypolimnion alle 1,5 bis 2,5 m; Genauigkeit: $\pm 0,2$ °C oder genauer
Lufttemperatur und Luftfeuchte	Temperatur- und Luftfeuchtesensor mit ventiliertem Strahlungsschutzgehäuse; auf Langzeitstabilität und Messgenauigkeit der Sensoren achten ($\pm 0,1$ °C bzw. 4 % relative Feuchte oder genauer); Kompatibilität zu Datenlogger prüfen
Optional: durch Erweiterung des Messsystems mit zwei weiteren Temperatur- und Luftfeuchtesensoren circa 1,5 m oberhalb und circa 0,5 m unterhalb des standardmäßig installierten Temperatur- und Luftfeuchtesensors kann das Messsystem zu einem Modified-Bowen-Ratio-Messsystem erweitert werden. Für die Messhöhen ist jedoch eine Toleranz von mindestens $\pm 0,5$ m einzuplanen, da zur Optimierung der Messergebnisse Anpassungen an der Messhöhe erforderlich sind. Genau wie beim standardmäßig installierten Temperatur- und Luftfeuchtesensors ist die Sensorik in einem ventilierten Strahlungsschutzgehäuse unterzubringen.	

Tabelle 19: Gegenüberstellung der wichtigsten Vor- und Nachteile von Eddy-Kovarianz-Messungen (Option [A]) im Vergleich zu Scintillometer-Messungen (Option [B])

	Eddy-Kovarianz (Option [A])	Scintillometer Messungen (Option [B])
Vorteile	• genaueres Messverfahren • viele Gerätehersteller, große Nutzergemeinschaft, gute und vielfältige Softwarelösungen zum EC-Post-Processing • keine extra Plattform erforderlich (Nutzung der Plattform zum meteorologischen und limno-physikalischen Begleit-Monitoring mit entsprechender Erweiterung, siehe Tabelle 15) • geringere Anschaffungskosten • keine besonderen Maßnahmen im Hochwasserfall erforderlich	• teuerste Komponenten können an Land installiert werden • deutlich geringerer Wartungsaufwand als Eddy-Kovarianz-Messungen
Nachteile	• Wartungsarbeiten müssen auf Wasserfläche durchgeführt werden • teuerste Gerätekomponente muss auf Wasser installiert werden	• Personal für stete Kontrolle des Seewasserstands und zur Durchführung der notwendigen Evakuierungsarbeiten im Hochwasserfall erforderlich • Zwei weitere Standorte erforderlich, man beachte neben logistischen Aspekten auch die zusätzlichen Kosten für Bereitstellung von Strom und Datenkommunikation durch diese zwei weiteren Standorte • nur ein Hersteller für Mikrowellen- und zwei Hersteller für optische Scintillometer • nur proprietäre Softwarelösungen eines Anbieters verfügbar (evtl. Eigenentwicklungen möglich)

6.2.2 Zeitliche Umsetzung

Das in Abschnitt 6.2.1 vorgestellt Mess- und Monitoringkonzept soll operationell über mindestens drei Langzeit-Messkampagnen (April bis November) durchgeführt werden. Diese Zeitdauer von drei Sommerhalbjahren ist unabdingbar

- zur soliden Ableitung der von den Verdunstungsmodellen benötigten Modellparameter (siehe Abschnitte 4.1 und 4.2),
- zum Training der ML-basierten Ansätze zur Verdunstungsberechnung (siehe Abschnitt 4.3) und zur Beschreibung der raumdiskreten zeitlichen Veränderung der verdunstungssteuernden meteorologischen Größen (siehe Abschnitt 5.7) und
- zur Verifikation des Modellkonzepts insgesamt unter Beachtung unterschiedlicher Wetterlagen zu unterschiedlichen Jahreszeiten im Sommerhalbjahr¹⁰.

Perspektivisch soll nach erfolgreicher Umsetzung des Modellkonzepts eine verlässliche flächendifferenzierte Verdunstungssimulation auf halbstündlicher bis stündlicher Zeitskala weitgehend allein auf Basis allgemein verfügbaren Umweltmessdaten möglich sein und nur das in-situ-Monitoring von sehr wenigen Messdaten erfordern. Im Wesentlichen wird sich dies auf, die vom Dalton-Ansatz benötigte Wasseroberflächentemperatur bzw. die oberflächennahe Wassertemperatur (T_{water}) beschränken.

In Hinblick auf die erreichbare Modellgenauigkeit bzw. aus der – durch Einbeziehung in größerer Entfernung erhobener Messdaten und durch die Approximation der benötigten Daten aus Proxygrößen (z. B. die Approximation der benötigten Nettostrahlung zur Verdunstungsberechnung im Litoral auf Basis der solaren Einstrahlung) – resultierenden Unsicherheiten ist jedoch zu prüfen, ob eine Fortführung (1) des Monitorings der meteorologischen Rahmenbedingungen und (2) der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich sinnvoll ist. Insbesondere ist eine Fortführung des repräsentativen Monitorings der Wassertemperatur bzw. Wasseroberflächentemperatur für das Pelagial nicht substituierbar. Diese limno-physikalisch Umweltgröße wäre nur durch die zusätzliche Implementierung eines thermodynamischen Seenmodells in die Modellkette möglich, was aber der zu Beginn der Projektlaufzeit festgelegten Prämisse einer diagnostischen Verdunstungsbeschreibung widersprechen würde. Es sei in diesem Zusammenhang jedoch angemerkt, dass die im Rahmen der drei Messkampagnen erhobenen Messdaten in Ergänzung mit Daten zur Bathymetrie und der am Scheibe-See auftretenden Zu- und Abflüsse von Grund- und Oberflächenwasser die Anpassung und

¹⁰ Das Winterhalbjahr wird aufgrund der untergeordneten Bedeutung für die Gesamtverdunstung und aufgrund der extremen Aufwendungen zur Durchführung des Monitorings auf dem Gewässer im Winter vernachlässigt.

Kalibrierung eines thermodynamischen Seenmodells zulassen würden. Der zugehörige Aufwand zur Konzeption eines thermodynamischen Seenmodells wäre jedoch vergleichbar mit den Aufwendungen für die Studie.

Das sich aus der vorangegangenen Diskussion abzuleitende Erfordernis der Ausbringung einer Messanlage auf das Gewässer zum Monitoring der Wassertemperatur bzw. Wasseroberflächentemperatur wirft die Frage auf, ob es in diesem Zusammenhang nicht sinnvoll wäre, die vorhandene Messeinrichtung zur Durchführung der meteorologischen und limno-physikalischen Begleitmessungen über dem Pelagialbereich weiter zu nutzen. Insbesondere im Kontext des geringen Aufwands und der sich ergebenden deutlich besseren Datenlage wird aus Sicht der Autoren die Fortführung dieser Messungen klar empfohlen. In gleicher Weise wird die Fortführung des Monitorings der meteorologischen Rahmenbedingungen vor dem Hintergrund der zu erwartenden deutlich genaueren Modellergebnisse befürwortet.

In der Grundkonzeption ist angedacht, in allen drei Messkampagnen die Positionen der an Land, im Litoral und auf dem Pelagial befindlichen Messeinrichtungen konsistent halten. Vor dem Hintergrund der Wahrscheinlichkeit, dass sich die vorherrschenden Wetterlagen in den einzelnen Jahren unterscheiden werden, ist so eine gute Vergleichbarkeit der Messdaten und Analyse im Hinblick auf die Wirkung unterschiedlicher meteorologischer Situationen auf den Verdunstungsprozess und das Verdunstungsverhalten von Litoral und Pelagial gewährleistet. Alternativ besteht die Möglichkeit, insbesondere die Position der Messeinrichtungen über dem Pelagial und Litoral zu variieren. Dadurch können unterschiedliche Raumausschnitte detektiert werden, was betreffend die Ableitung der Modellparameter und in Bezug auf die Verifikation der Modellergebnisse sekundäre Möglichkeiten zur Überprüfung liefert. Gleichzeitig wird aber die Vergleichbarkeit verschiedener Wetterlagen eingeschränkt. Neben den bereits benannten Aspekten sind in die Abwägung zwischen konsistenten und variablen Messstandorten aber insbesondere auch die erhöhten logistischen Aufwendungen zur Neuerrichtung einer Messstelle speziell im Kontext von Lysimeter- oder gegebenenfalls Scintillometer-Messungen zu berücksichtigen. Die Entscheidung zwischen konsistenten und variablen Messstandorten kann an der Stelle nicht final abgeschlossen werden. Es muss vielmehr im Rahmen der Umsetzung des Konzepts und dem Abschluss der ersten bzw. zweiten Messkampagne jeweils unter Berücksichtigung der erzielten Fortschritte bei der Modellentwicklung eruiert werden, ob ein Umsetzen der Stationen notwendig oder vorteilhaft ist.

6.3 Modellierung mit HIRVAC am Scheibe-See

6.3.1 Einfluss der Topographie auf die Modellparametrisierung

Einen wesentlichen Modellantrieb für die Simulation mit HIRVAC-2D stellen die Windströmung am Einströmrand des Modells sowie die einfallende Strahlung im Modell dar. Abhängig von der Anströmrichtung und der Geländeüberhöhung muss deshalb gegebenenfalls der Einfluss der Topographie am Pilot-

gewässer auf die Strömung und die Einstrahlung berücksichtigt werden. Die relativ flache und homogene Umgebungstopographie des Scheibe-Sees mit einer schmalen, ausgeprägten Uferböschung bewirkt eine nur geringe geländebedingte Modifikation des Windfeldes (Abbildung 23).

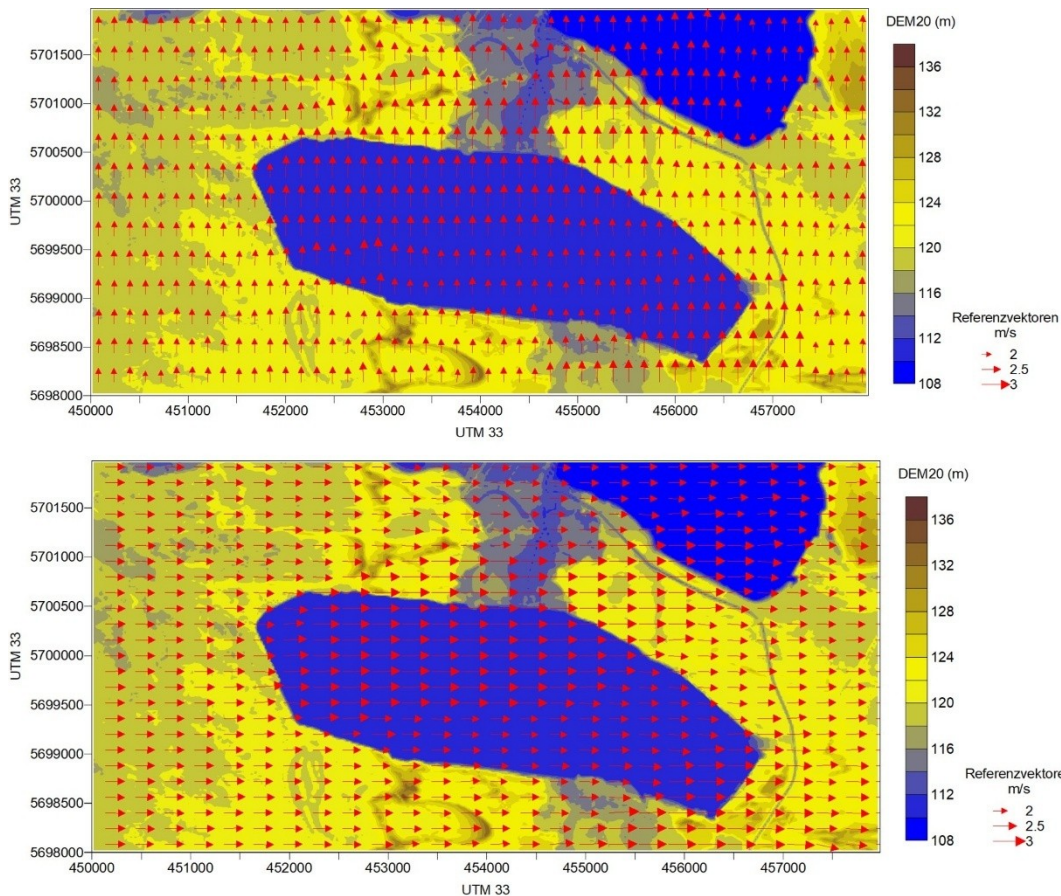


Abbildung 23: Windfeld im Bereich des Scheibe-Sees in 10 m über Geländeoberkante mit Anströmung aus Süd (oberes Bild) und West (unteres Bild). Simulation mit WITRAK mit einem geostrophischen Wind in 800m über Grund von 10 m/s. Datenbasis: DEM20 von Sachsen, Darstellung mit der Software Golden Surfer 8

Ebenso spielt die Wirkung auf die Verdunstung infolge der Beschattung des Sees durch das Ufergelände nur eine untergeordnete Rolle. In Abbildung 24 bis Abbildung 27 sind Gefälle und Sky View Faktor im Umfeld des Scheibe-Sees sowie beispielhaft die solare Einstrahlung an einem wolkenlosen Modelltag (2. Mai um 05:00 Uhr MEZ) absolut und in Relation zum ebenen Gelände dargestellt. Das Gefälle im Gelände hat nur eine sehr geringe horizontale Ausdehnung, so dass der Sky View Faktor nur eine sehr geringe Abweichung vom uneingeschränkten Horizont (Wert = 1) aufweist. Der geringe Geländeeinfluss auf die Einstrahlung zeigt sich im Modellbeispiel, in dem der maximale Unterschied bei sehr geringen Absolutwerten in der potentiell möglichen solaren Einstrahlung zwischen der Seemitte und einem schmalen Uferbereich nur circa 12 % beträgt (Abbildung 26 und Abbildung 27). Bei hohem Sonnenstand und größeren Strahlungswerten ist der Böschungseinfluss auf die Strahlung marginal.

Eine explizite Berücksichtigung der Wind- und Strahlungsbeeinflussung der Gewässerverdunstung durch die Umgebungstopographie ist deshalb bei der Querschnittssimulation mit HIRVAC-2D nicht zwingend erforderlich.

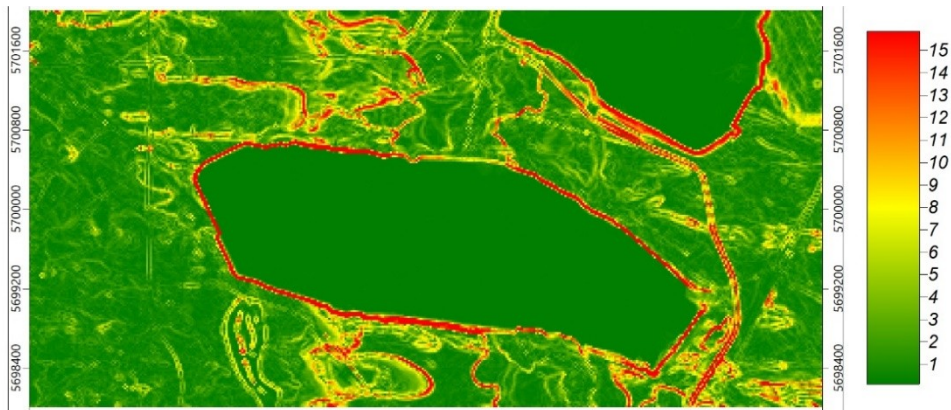


Abbildung 24: Gefälle (%) im Bereich des Scheibe-Sees

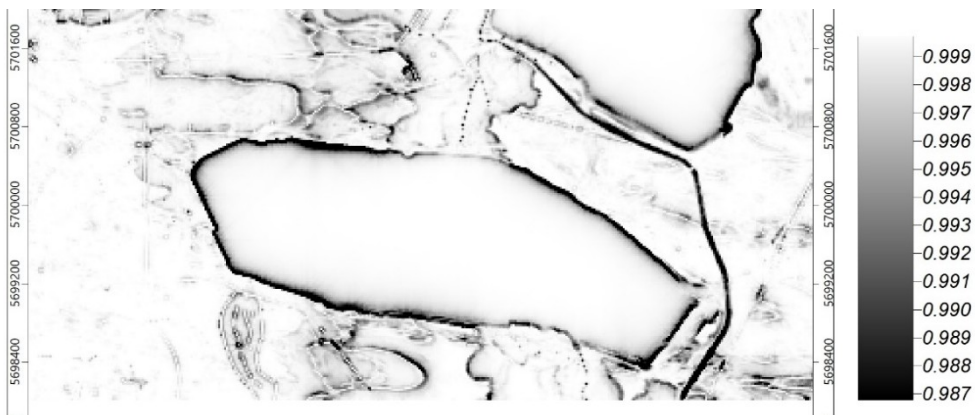


Abbildung 25: Sky View Faktor im Bereich des Scheibe-Sees

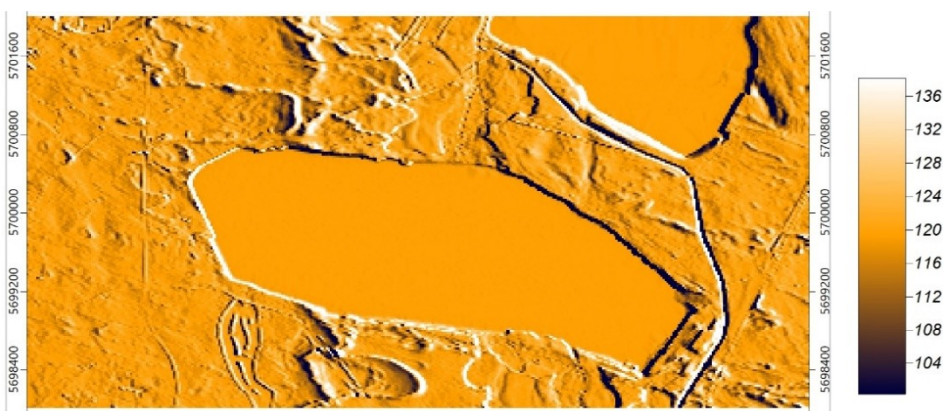


Abbildung 26: Potentielle solare Einstrahlung (W/m^2) im Bereich des Scheibe-Sees am 02. Mai, 05:00 MEZ

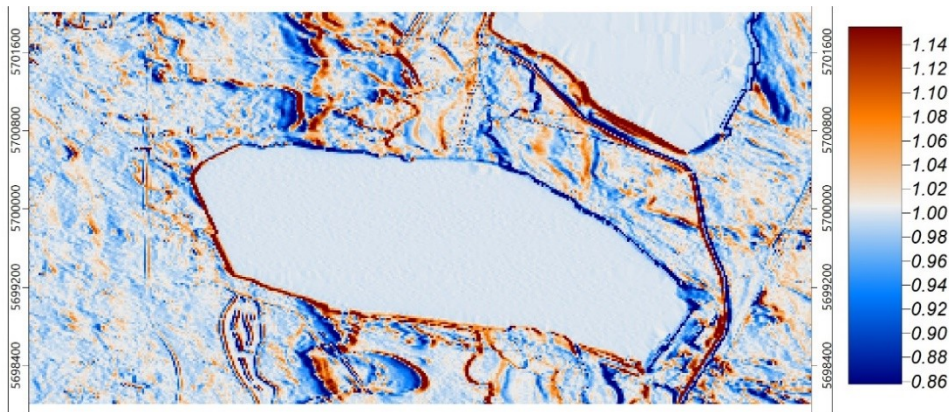


Abbildung 27: Potentielle solare Einstrahlung im Verhältnis zur Einstrahlung auf ebenes Gelände im Bereich des Scheibe-Sees am 02. Mai, 05:00 MEZ

Abbildung 23 bis Abbildung 28 wurden mit der Software SAGA 9.10.1 auf Basis des DEM20 von Sachsen erstellt.

Im zweidimensionalen Modell HIRVAC-2D werden für einen Satz variabler meteorologischer Anfangsbedingungen (siehe Kapitel 5.4 und 5.5) Längs-Höhen (x-z)-Querschnitte für repräsentative Transekte über den Scheibe-See simuliert (Beispiel in Abbildung 24). Für jeden Transekt müssen die unteren Randwerte (Boden, Landnutzung) für jede Gitterzelle in einer separaten Eingangsdatei vorgegeben werden. Dabei sollte der im Modell abgebildete Randbereich des Scheibe-Sees die Fernwirkung eines Rauigkeitssprungs (Fetch) beim Übergang der Landumgebung auf den See berücksichtigen. Typischerweise werden dafür circa 50 Hindernishöhen veranschlagt, d. h. z. B. bei einem Wald mit 20 m Höhe circa 1 km.

Im Beispiel in Abbildung 29 sind Lufttemperatur (T), Horizontalwind (v_H) und Turbulenzenergie (TKE) entlang eines Querschnitts von 280° nach 100° (West-Ost, vgl. Abbildung 28) über den Scheibe-See dargestellt. Die Simulation wurde für den Zeitraum 21.–23.05. (72 Stunden), wolkenlose Bedingungen und einen geostrophischen Windantrieb in 2 km Höhe von 10 m/s durchgeführt. Eine mehrtätige Simulation ist erforderlich, damit sich das numerische Modell «einschwingen» kann. Dargestellt ist der Zeitpunkt 14:00 am 3. Simulationstag. Deutlich erkennbar ist der Randeinfluss der Vegetation auf die meteorologischen Variablen über dem See, die in die Parametrisierung der Verdunstungsansätze eingehen. Gleichzeitig zeigen die Beispielergebnisse den Prozess der Anpassung der meteorologischen Variablen von den Bedingungen über Land zu einem neuen Gleichgewicht auf dem Gewässer. Im Übergangsbereich, der mehrere Kilometer betragen kann, kommt es zu einer stetigen Veränderung der Vertikalgradienten von Temperatur, Wind und Turbulenz. Diese Gradienten haben direkt oder indirekt Einfluss auf die Parametrisierung der Verdunstungsansätze und modifizieren deshalb das Modellergebnis im Vergleich zu einer nicht vom Rand beeinflussten Gewässeroberfläche.

Für die Simulation wurde eine horizontale Auflösung von 50 m mit insgesamt 140 x 110 Gitterzellen (x, z) und eine vereinfachte Umgebung (homogener Wald mit 20 m Höhe und ausgeprägtem Kronenraum, siehe Profil der Blattflächendichte LAD (Leaf Area Density) in der Abbildung 29) gewählt. Die Simulationszeit beträgt im Fallbeispiel circa 20 Minuten für 72 Stunden Modellzeitintegration auf einem PC (CPU Prozessor AMD Ryzen 9 3400 MHz). Bei notwendiger horizontaler Verdichtung der Gitterzellen sowie vertikal fein aufgelöster Vegetation im Uferbereich kann die Rechenzeit pro Simulation deutlich ansteigen (circa 3 Stunden Simulationszeit im Fallbeispiel bei einem Gitterabstand auf dem Land von 5 m (insgesamt 500 x 110 Gitterzellen) und 12–13 Stunden bei einem Gitterabstand von 2 m (insgesamt 1100 x 110 Gitterzellen)). Für die Parametrisierung realitätsnaher Vegetation im Randbereich muss circa 1 Tag pro Transekt veranschlagt werden. Aufgrund der ellipsoiden Form des Scheibe-Sees unterscheidet sich der Überströmweg über den See deutlich zwischen der Ost-West- bzw. Nord-Süd-Anströmung. Gleichzeitig ist die Landnutzung der Umgebung des Scheibe-Sees nicht uniform und muss in jeder Anströmrichtung neu parametrisiert werden. Als Richtwert sollten deshalb mindestens 16 Transekte mit den Anströmrichtungen Nord, Nordnordost, Nordost, Ostnordost, o.ä. gerechnet werden. In Kombination mit der Abbildung charakteristischer Stabilitätsbedingungen, typischen Bewölkungs- und Windverhältnissen und jahreszeittypischen Temperatur- und Feuchtebedingungen als Modellantrieb müssen mehrere Hundert Simulationen mit HIRVAC-2D veranschlagt werden.

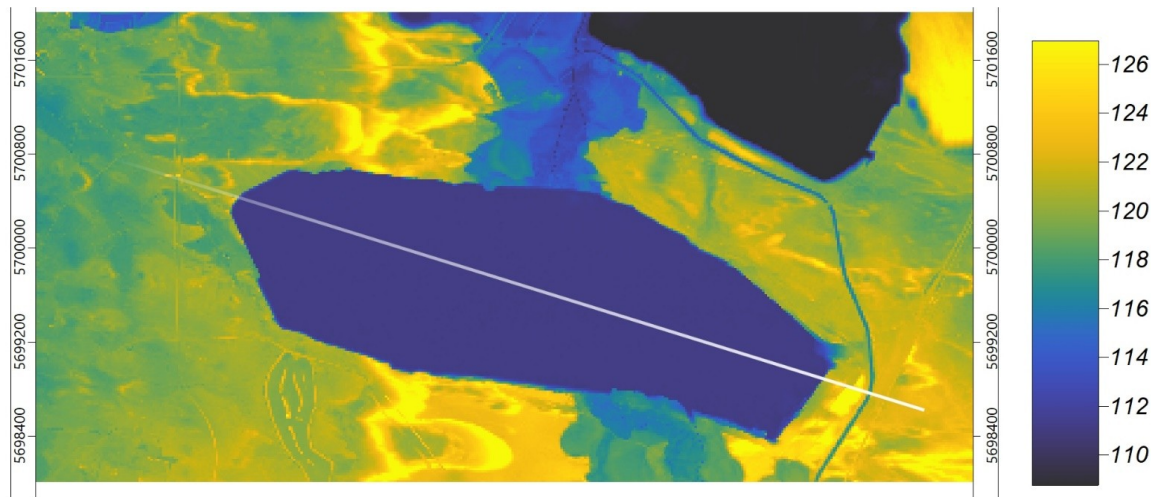
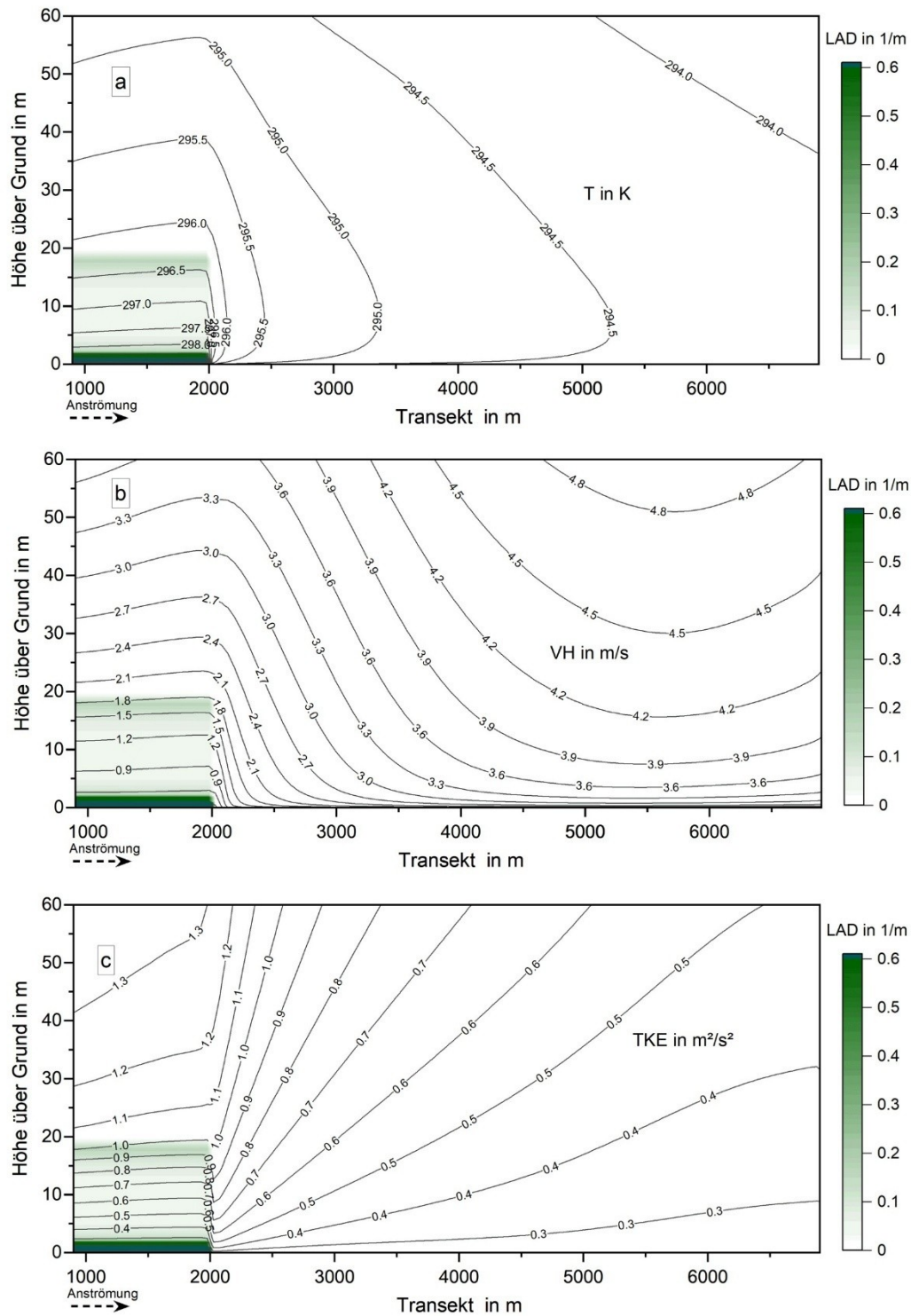


Abbildung 28: Scheibe-See (DEM20 Sachsen, Darstellung mit SAGA 9.10.1) mit Transekt für HIRVAC-2D Beispielsimulation: Gitter: x-z: 140x110, x-Abstand 50 m, vereinfachte Umgebung des Scheibe-Sees: homogener Wald, Wind aus 280° entlang des Transekts. Darstellung mit der Software SAGA 9.10.1.



**Abbildung 29: a) Lufttemperatur (Bild oben), b) Horizontalwind (Bildmitte) und c) Turbulen-
zenergie (Bild unten) entlang eines Transektes von 280° nach 100° (West-Ost) über den Scheibe-
See. Darstellung mit der Software Origin Pro 2022b**

6.4 Maschinelles Lernen am Scheibe-See

6.4.1 Eingangsdaten

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird die Entwicklung eines prädiktiven Modells zur Bestimmung der Verdunstung über Gewässeroberflächen, beispielhaft angewandt auf den Scheibe-See, angestrebt. Als methodischer Kern dient ein Gradient Boosting Algorithmus (z. B. XGBoost oder LightGBM), welcher aufgrund seiner Fähigkeit zur Abbildung nicht-linearer Zusammenhänge und der Handhabung multivariater Datensätze für meteorologische Fragestellungen geeignet ist.

Zielgröße des Modells ist die Verdunstung in stündlicher Auflösung. Diese Daten werden aus der HIR-VAC-2D-Modellierung für die gerechneten Querschnitte aus den zeitlich höher aufgelösten Daten aggregiert. Das Modell wird so angelernt, dass es bei der Modellierung dieser Verdunstungswerte einen möglichst kleinen Fehler erzeugt. Dazu sind möglichst hochwertige Prädiktoren notwendig, um aus diesen die Verdunstung für unbeobachtete Zeitschritte abzuleiten.

Die Grundlage des Modells bilden stündliche meteorologische Zeitreihen mit einer räumlichen Auflösung von 100 Metern. Der für den Freistaat Sachsen vorliegende Datensatz für diese Daten liegt dem LfULG vor und umfasst den Zeitraum bis einschließlich 2023. Für eine aktuelle Modellierung ist eine Fortschreibung dieser Daten notwendig, wobei aus Gründen der Recheneffizienz eine räumliche Beschränkung auf das unmittelbare Umfeld des Scheibe-Sees gegenüber einer landesweiten Berechnung in Betracht zu ziehen ist. Die relevanten Parameter umfassen Globalstrahlung, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Luftdruck, Windgeschwindigkeit und -richtung sowie den Niederschlag.

Zur Berücksichtigung lokaler Gegebenheiten werden Digitale Geländemodelle (DGM) und Digitale Oberflächenmodelle (DOM) herangezogen. Der Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (geoSN) stellt hierfür hochauflösende Daten (1 m bis 20 m Rasterweite) zur Verfügung. Diese Daten dienen nicht nur der statischen Beschreibung der Ufermorphologie, sondern sind essenziell für die Ableitung dynamischer Proxy-Variablen wie des Wind-Fetches (die überstrichene Wasserfläche in Windrichtung) und der Exposition des Gewässers.

Ein wesentlicher Faktor für das Mikroklima und die Verdunstungsraten im Uferbereich ist die Umgebungsvegetation sowie die Bodenbeschaffenheit: Durch die Analyse von RGBI-Bilddaten im roten, grünen, blauen und nahinfraroten Spektrum werden Landnutzungsklassifikationen und Vegetationsindizes (z. B. NDVI) abgeleitet. Diese ermöglichen Rückschlüsse auf die Transpirationsleistung der Umgebung und die Rauigkeit der Landoberfläche. Hinzu kommen GEDI- und Forstdaten. Die Wuchshöhen aus dem GEDI-Datensatz (Global Ecosystem Dynamics Investigation) in 50 m Auflösung liefern Informationen über die vertikale Struktur der Vegetation. Eine Verschneidung mit Daten vom Sachsenforst wird angestrebt, um die zeitliche Aktualität und die qualitative Genauigkeit der Wuchshöhenabschätzung zu

erhöhen. Weitere relevante Eingangsgröße ist die BK50 (Bodenkarte 1:50.000). Dieser Datensatz dient als Proxy für die Bodenart. Er liefert Informationen über die Wasserleit- und Haltefähigkeit des Bodens, was die Abschätzung der Verdunstung auf dem See unterstützt.

Die Kombination der genannten Basisdaten erlaubt die Generierung spezifischer Feature-Sets für den Gradient Boosting Algorithmus. Aus der Windrichtung in Kombination mit dem DOM wird für jeden Zeitschritt der Windfetch berechnet. Zusätzlich werden Distanzparameter integriert, wie der Abstand zum nächsten Waldgürtel in Windrichtung sowie der Waldanteil innerhalb eines definierten Öffnungswinkels (z. B. 40°). Diese Variablen sind maßgeblich für die Simulation von Abschattungseffekten und Windberuhigungszonen, welche die Evaporation über der freien Wasserfläche signifikant beeinflussen können.

Durch die Zusammenführung dieser heterogenen Datenquellen wird eine Datenmatrix erstellt, die es dem Modell ermöglicht, die Verdunstungsprozesse über dem Bergbaufolgesees unter Berücksichtigung der spezifischen lokalen Topographie, Landbedeckung sowie meteorologischen Verhältnisse räumlich und zeitlich hochaufgelöst zu quantifizieren. Ein «finale» Set an Parametern kann im Rahmen dieses Konzeptes nicht erstellt werden. Dies ist iterativ bei der tatsächlichen Bearbeitung durchzuführen.

6.4.2 Validierungsstrategie

Im ersten Projektjahr konzentriert sich die Datenerhebung auf einen spezifischen Messquerschnitt (Abbildung 30).

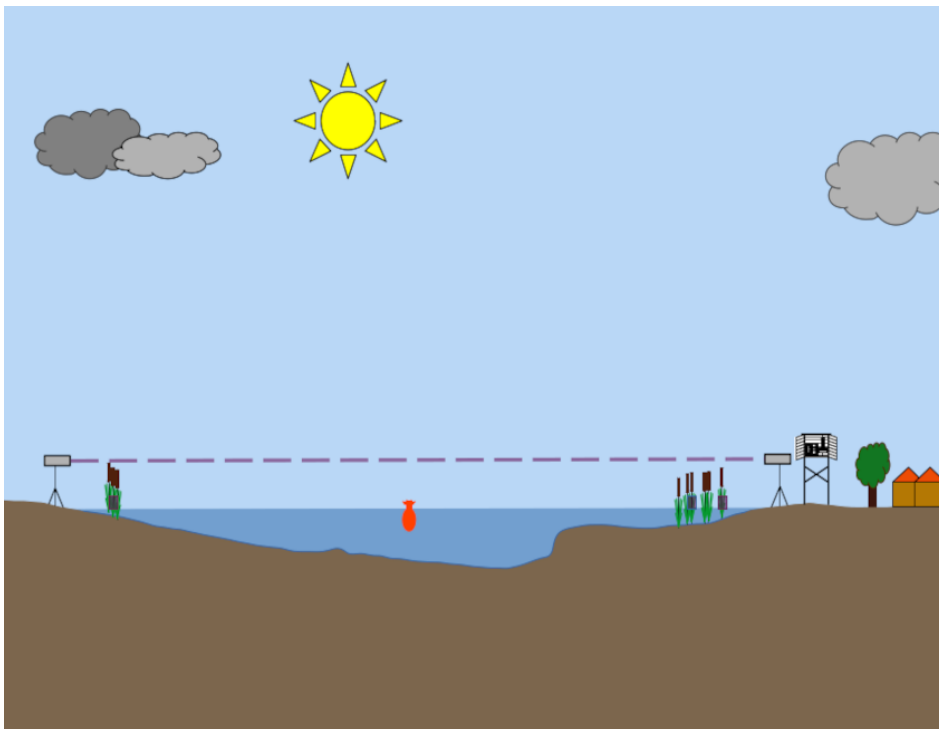


Abbildung 30: Schematischer Querschnitt am Pilotgewässer mit Darstellung der Messinstrumente

Die dort gewonnenen Primärdaten dienen der Parametrisierung und Anpassung des Modells HIRVAC. Da klassische Messverfahren wie die Eddy-Kovarianz-Systeme (EC) oder Scintillometer-Messungen bauartbedingt lediglich integrale Verdunstungswerte über den gesamten Footprint liefern, ist der Einsatz von HIRVAC essenziell, um eine räumlich und zeitlich hochaufgelöste Disaggregation dieser Werte zu erreichen. Nach der erfolgreichen Kalibrierung am Referenzquerschnitt wird HIRVAC genutzt, um die Verdunstungsraten für circa zehn weitere Querschnitte zu simulieren, für die zwar keine direkten Evaporationsmessungen, jedoch umfassende meteorologische Antriebsdaten sowie Informationen zur Geländemorphologie vorliegen.

Zur Entwicklung des Gradient Boosting Modells wird eine robuste Validierungsstrategie angewandt, die auf maximale Unabhängigkeit der Datensätze abzielt. Ziel ist es, die Übertragbarkeit des Modells auf unbeobachtete Querschnitte und variierende meteorologische Bedingungen zu testen. Das Validierungsschema ist als eine erweiterte Form der Kreuzvalidierung konzipiert:

- **Räumliche und zeitliche Trennung:** Ein Querschnitt wird vollständig aus dem Trainingsprozess ausgeschlossen und fungiert ausschließlich als Validierungsdatensatz.
- **Iteratives Training:** Der Trainingsprozess erfolgt monatsweise. Um beispielsweise den Januar für Querschnitt 1 zu validieren, wird das Modell mit den Daten der Querschnitte 2 bis 11 unter Ausschluss des jeweiligen Zielmonats trainiert.
- **Validierungsumfang:** Dieses Verfahren wird für jeden der 12 Monate pro Querschnitt wiederholt. Bei insgesamt 11 verfügbaren Querschnitten (1 gemessener/validierter sowie 10 modellierte Querschnitte) ergeben sich daraus 132 einzelne Validierungsläufe.

Obwohl dieser Ansatz eine hohe Rechenintensität aufweist, gewährleistet er eine statistisch belastbare Aussage über die Modellgüte. Durch den Vergleich der durch das Gradient Boosting Modell berechneten Werte mit den hochaufgelösten HIRVAC-Daten über den vollen Jahreszyklus (8.760 Stunden pro Querschnitt) kann quantifiziert werden, wie das Modell auf unbekannte räumliche Gegebenheiten und meteorologische Konstellationen reagiert. Das Ergebnis dieser Validierung ist eine fundierte Einschätzung der Performance des Modells bei der Anwendung auf unbeobachtete Gewässerbereiche. Dies bildet die Grundlage für eine zuverlässige, flächenhafte Bestimmung der Verdunstung, die über die punktuellen oder sektoralen Messmöglichkeiten konventioneller Systeme hinausgeht.

Nach dem zweiten bzw. dem dritten Jahr der Messung und der daran anschließenden HIRVAC-Modellierung erweitert sich entsprechend die Datenbasis ebenso wie die Datenqualität. Nach dem zweiten und dritten Jahr wird das eben beschriebene Vorgehen dementsprechend wiederholt. Aufgrund der potentiell höheren Qualität der Eingangsdaten durch zusätzliche Messdaten ist auch eine gesteigerte Qualität der Modellergebnisse zu erwarten.

6.4.3 Anwendung auf das Gesamtgewässer

Nach Abschluss der Validierungsphase und der Quantifizierung der Modellgüte erfolgt das finale Training des Gradient Boosting Modells unter Einbeziehung des gesamten verfügbaren Datensatzes. Dieses konsolidierte Modell wird anschließend für die flächenhafte Berechnung der Verdunstung über der gesamten Wasserfläche des Scheibe-Sees angewandt. Hierzu wird die Seeoberfläche in ein hochaufgelöstes Berechnungsraster mit einer Kantenlänge von voraussichtlich 10 x 10 Metern unterteilt. Für jede dieser Rasterzellen stehen die in Abschnitt 6.4.1 beschriebenen Eingangsgrößen, bestehend aus meteorologischen Zeitreihen, morphologischen Parametern und turbulenzinduzierenden Variablen, zur Verfügung. Dies ermöglicht die Modellierung der Verdunstungsrate für jede einzelne Zelle in stündlicher Auflösung.

Es ist davon auszugehen, dass die Modellvorhersagen auf der Ebene einzelner Rasterzellen und Zeitschritte stochastischen Schwankungen und punktuellen Abweichungen von der Realität unterliegen. Um die Genauigkeit der Gesamtaussage zu erhöhen, werden die hochaufgelösten Daten räumlich über die Seefläche und zeitlich (z. B. auf Tages- oder Monatswerte) aggregiert. Dieser methodische Schritt basiert auf dem statistischen Prinzip, dass die Kombination einer Vielzahl von Einzelprojektionen zu einer signifikanten Reduktion des Gesamtfehlers führt. Die Begründung hierfür liegt in der Fehlerkompensation: Während die Einzelschätzung (Micro-Scale) mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist, tendieren die zufälligen Fehlerkomponenten bei einer hinreichend großen Anzahl an Beobachtungen dazu, sich gegenseitig aufzuheben. Viele voneinander unabhängige, statistisch leicht ungenaue Schätzer («Weak Learners» im Kontext des Ensembles) liefern in ihrer Summe ein robusteres und präziseres Ergebnis als ein einzelner, großflächiger Schätzer, da lokale Extremwerte geglättet werden.

Durch diese Aggregationsstrategie wird die systemische Unsicherheit minimiert, sodass für die wasserwirtschaftliche Bilanzierung des Scheibe-Sees verlässliche Verdunstungssummen generiert werden können.

7 Zusammenfassung und Ausblick

7.1 Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse

Der vorliegende Bericht befasst sich mit der Entwicklung eines modellgestützten Konzeptes zur raumdiskreten Bestimmung der Verdunstung von Bergbaufolgeseen unter Berücksichtigung des Umlandes. Die betrachteten Gewässer im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier unterscheiden sich von natürlichen Seen durch ihre vergleichsweise kurze Entstehungsgeschichte, die spezifische hydrochemische Prägung sowie ihre Lage in einer überwiegend flachen Topographie. Im Hinblick auf die Vegetation der Bergbaufolgeseen wurde festgestellt, dass insbesondere emerse Makrophyten von Bedeutung sind. Die Gattung *Phragmites*, also das Schilfrohr, trat an allen untersuchten Seen auf und ist damit als wichtigster Vertreter der Ufervegetation anzusehen. An zweiter Stelle steht die Gattung *Typha*, der Rohrkolben, gefolgt von verschiedenen Binsengattungen.

Die physikalischen Steuerungsmechanismen der Verdunstung erweisen sich als komplexes Zusammenspiel verschiedener Faktoren. Die Verdunstung wird maßgeblich durch die Kopplung von Strahlungs-, Energie- und Wasserbilanz beeinflusst, wobei den Wärmespeichereffekten im Wasserkörper eine besondere Bedeutung zukommt. Ebenso sind atmosphärische Wechselwirkungen mit dem terrestrischen Umland in Form von advektiven Einträgen thermischer Energie und ein verstärktes Entrainment von zentraler Bedeutung für die Gewässerverdunstung und die Hauptursache für deren räumliche Heterogenität. Ferner sind die Ausbildung interner atmosphärischer Grenzschichten über der Wasserfläche und die asymptotische Veränderung der atmosphärischen Turbulenzstruktur beim Transit einer Luftmasse vom Ufer zur freien Wasserfläche entscheidende und mit den vorab benannten Prozessen in Wechselwirkung stehende physikalische Vorgänge, die zu einer signifikanten räumlichen Varianz der Verdunstung führen.

Der Dalton-Ansatz, auch als Bulk-Methode bezeichnet, wurde als am besten geeignet für die Modellierung der Verdunstung über freien Wasserflächen identifiziert. Für den Litoralbereich mit seiner typischen Vegetation aus Schilf und Rohrkolben werden hingegen der Penman-Monteith-Ansatz oder der Shuttleworth und Wallace-Ansatz empfohlen. Die größte Herausforderung bei diesen Ansätzen liegt in der korrekten Parametrisierung der Verdunstungswiderstände, die von zahlreichen Faktoren wie Vegetationsdichte, Bodenfeuchte und meteorologischen Bedingungen abhängen.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Konzept basiert auf einer modularen Modellkette, die verschiedene Methoden miteinander kombiniert. Den Ausgangspunkt bildet die messtechnische Erfassung der Verdunstung mittels Eddy-Kovarianz-Messsystem oder Scintillometer-Messungen sowie meteorologischen Begleitmessungen. Diese Messdaten dienen dann als Grundlage für eine physikalisch-numerische 2D-Modellierung mit dem Programm HIRVAC-2D, welches die atmosphärischen

Grenzschichtprozesse entlang von Querschnitten über dem Gewässer simuliert. Abschließend kommt ein maschinelles Lernverfahren, konkret Gradient Boosting, zum Einsatz, um die gewonnenen Erkenntnisse räumlich und zeitlich zu skalieren und auf unbeobachtete Bereiche zu übertragen. Als optimales Pilotgewässer für die praktische Erprobung des Konzeptes wurde der Scheibe-See bei Hoyerswerda identifiziert. Dieser See erfüllt alle erforderlichen Kriterien hinsichtlich seiner Zugänglichkeit, seiner morphometrischen Eigenschaften sowie seiner Repräsentativität für die sächsischen Bergbaufolgeseen. Insbesondere die Orientierung entlang der Hauptwindrichtung und die homogene Umgebungstopographie machen ihn zu einem idealen Untersuchungsgewässer.

7.2 Verdunstungsmodellierung über Bergbaufolgeseen

Die Bedeutung von Wasserflächen für den regionalen Wasserhaushalt ist komplex und eng mit der Charakteristik des Umlands verwoben. Verdunstungsbedingte Wasserverluste von Gewässern lassen sich nur ganzheitlich unter Einbeziehung umgebender Flächen sowie der mikrometeorologischen und hydrogeologischen Prozesse und Wechselwirkungen hinreichend genau quantifizieren und numerisch evaluieren. Besondere Bedeutung erhält dies bei der Planung und Umsetzung von Flutungsvorhaben in Bergbaufolgelandschaften ehemaliger Braunkohlentagebaue und der wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftung der entstandenen oder entstehenden Bergbaufolgeseen.

Die Gewässerverdunstung wird stark von der Umlandcharakteristik beeinflusst. Maßgeblich sind Topographie, Topologie, morphologische Merkmale (Kurvatur, Bathymetrie), Gewässer-Umland-Vernetzung, Landnutzung, Grundwasserflurabstand, Boden sowie pflanzenphysiologische Größen wie Wuchshöhen, Wurzeltiefen, Fitness und phänologische Phase. Diese Charakteristiken und die meteorologischen Rahmenbedingungen beeinflussen das verfügbare Energieangebot für den Verdunstungsvorgang und zur Aufrechterhaltung der Verdunstung notwendige Entrainment. Advektion thermischer Energie aus dem Umland und die Modifikation der atmosphärischen Turbulenzstruktur in der oberflächennahen Luftschicht sind daher entscheidende mikrometeorologische Treiber, die bei der numerischen Approximation der Gewässerverdunstung zwingend zu berücksichtigen sind.

Verfügbare Modelle können die maßgeblichen mikrometeorologischen Prozesse der Gewässerverdunstung nicht oder allenfalls rudimentär abbilden, weshalb Simulationen und Abschätzungen der Gewässerverdunstung mit erheblichen, nicht akzeptablen Unsicherheiten behaftet sind.

Zur quantitativen Einordnung der Gewässer-Umland-Wechselwirkungen sei grob generalisiert auf folgende Erkenntnisse aus den Projekten TREGATA und MEDIWA verwiesen:

- In der Uferzone sowie bei kleinen Gewässern (Fischteiche, geschützte flache Buchten) wird die Verdunstung durch Advektion thermischer Energie, Turbulenzverstärkung des Entrainments und Eintrag trockener Luft aus dem Umland stark erhöht – auf das 4- bis 8-fache der Grasflächen-Referenzverdunstung.
- Die Verdunstung über uferfernen Bereichen (Pelagial) ist hingegen deutlich geringer und beträgt etwa 40–70 % der Grasflächen-Referenzverdunstung. Ursächlich sind die Reduktion des Entrainments, die asymptotische Feuchtigkeitszunahme in der Luftschicht und der überwiegende Umsatz eingetragener Strahlungsenergie in Wärmespeicherung im Wasserkörper.
- Besonders hohe Verdunstungsraten treten über emergenter Litoralvegetation und ufernahen Waldbeständen auf, die gut mit Wasser und Nährstoffen versorgt sind, sodass keine trockenheitsbedingte Verdunstungsreduktion stattfindet. Die mikrometeorologischen Prozesse der Uferzone verstärken die Verdunstung zusätzlich stark. Im Sommer kann es dadurch zu einer Umkehr des Grundwasserstroms oder zu Kapillarwasserbewegungen vom Ufersaum ins Umland kommen: Das Gewässer versorgt die ufernahe Vegetation mit Wasser, was die Gesamtwasserbilanz beeinflusst und zu Fehlinterpretationen der Gewässerverdunstung führen kann.
- Die Gesamtverdunstung eines Gewässers wird wesentlich durch das Verhältnis von Uferzone zu uferfernen Freiwasserbereichen (Pelagial) bestimmt; Exposition und Wasserzehrung durch in den Kapillarsaum einwurzelnde Pflanzen steuern sie zusätzlich anhand morphologischer Parameter. Die primären Ursachen räumlicher Verdunstungsvariationen über Wasserflächen sind atmosphärische Prozesse – Advektion und Modifikation des Turbulenzregimes – sowie die damit verbundenen räumlichen Veränderungen der meteorologischen Treibergrößen.

Zur Simulation der beschriebenen Effekte wird im Modellkonzept das an der TU Dresden entwickelte 2D-Vegetations-Atmosphären-Modell HIRVAC-2D eingesetzt. Dieses Modell löst zeitlich (Minuten) und räumlich (Meter) hochaufgelöst die mit Vegetationstermen erweiterten nichtlinearen Differentialgleichungen für Strömung, Temperatur, Feuchte und Turbulenz in der atmosphärischen Grenzschicht. Die Vegetation (im Modellkonzept die Vegetation am Gewässerrand) wird über ein pflanzenspezifisch parametrisiertes Photosynthesemodell erfasst. Im Boden kommen Standardansätze zur Temperatur- und Feuchtediffusion analog zum Wasserhaushaltsmodell BROOK90 zum Einsatz. HIRVAC-2D bildet damit die physikalischen Wechselwirkungen eines realitätsnah parametrisierten Boden-Vegetations-Kontinuums mit der Atmosphäre bis 2 km Höhe ab und kann den Randeinfluss durch Advektion von Wärme und trockener Luft aus der Umgebung explizit simulieren.

7.3 Einfluss von Randeffekten auf die Gewässerverdunstung

Randeinflüsse der Gewässerumgebung auf die Verdunstung resultieren aus horizontalen Differenzen in Temperatur, Feuchte, Oberflächenrauigkeit und Topographie. Die Verdunstungswirkung hängt von den Temperatur- und Feuchtegradienten zwischen Landumgebung und Gewässer (Advektion), der Rauigkeitsdifferenz (Turbulenzgenerierung, Windfeldmodifikation, Fetch) sowie dem Topographiegradienten am Gewässerrand (Windkanalisierung, Kaltluftflüsse, Abschattung kurzweiliger und Verstärkung langweiliger Strahlung) ab. Die Kopplung der Randeffekte der Gewässerumgebung zur Gewässerverdunstung erfolgt über direkte Strahlungs- und Windwirkung im Litoralbereich bzw. über die Modifikation der wind-, temperatur- und feuchteabhängigen Parametrisierung der Verdunstungsansätze nach Dalton bzw. Shuttleworth und Wallace. Im ufernahen Bereich können die Randeinflüsse die Verdunstung um mehrere 10 % gegenüber unbeeinflusstem Freiland erhöhen. Da die Intensität der Randeinflüsse von den jeweiligen Umgebungsbedingungen abhängt, muss die Relevanz von Topographie und Landnutzung für jedes Gewässer individuell bestimmt werden. Praktisch empfiehlt sich eine Abschätzung für repräsentative Gewässer mit anschließender Übertragung auf ähnliche Gewässer.

7.4 Modellsimulationen am Pilotgewässer Scheibe-See

Die flache, homogene Umgebungstopographie des Pilotgewässers Scheibe-See mit seiner schmalen Uferböschung bewirkt nur eine geringe Randbeeinflussung der Gewässerverdunstung durch eine geländebedingte Modifikation des Windfeldes (Ablenkung, Verstärkung, Abschwächung, nächtliche Kaltluftflüsse) sowie der kurz- (Abschattung bei niedrigem Sonnenstand) und langweiligen Einstrahlung (erhöhte Gegenstrahlung durch Horizontüberhöhung). Eine explizite Berücksichtigung bei der Querschnittssimulation mit einem mikroskaligen Atmosphärenmodell ist daher nicht zwingend erforderlich. Entscheidend für die Modellierung des Randeinflusses ist die realitätsnahe Parametrisierung der Landnutzung am Gewässerrand. Dazu werden in HIRVAC-2D für variable meteorologische Anfangsbedingungen Längs-Höhen-(x-z)-Querschnitte entlang repräsentativer Transekte über den Scheibe-See erstellt, wobei die unteren Randwerte (Boden, Landnutzung) je Gitterzelle in einer separaten Eingangsdatei vorgegeben sind. Der modellierte Randbereich muss die Fernwirkung des Rauigkeitssprungs beim Übergang Land–See abdecken (Fetch = 50-fache maximale Hindernishöhe).

Aufgrund der Ellipsoidform des Scheibe-Sees sind Transekte in mehreren Anströmrichtungen erforderlich. Das Modell liefert hochaufgelöste Vertikalprofile von Wind, Temperatur, Feuchte und Turbulenz. Die bodennahen Werte gehen in die Parametrisierung der Verdunstungsansätze nach Dalton bzw. Shuttleworth und Wallace ein und koppeln so die Randeinflüsse direkt mit der Gewässerverdunstung. Zur Abdeckung charakteristischer Stabilitäts-, Bewölkungs-, Wind- und saisonaler Bedingungen sind mehrere Hundert Simulationen erforderlich, die den klimatologisch typischen Parameterraum des

Pilotgewässers für die Machine-Learning-Ansätze des Modellkonzepts vollständig abdecken. Die typische CPU-Zeit beträgt je nach Transektkomplexität und Tages-/Jahreszeit circa 12 Stunden. Sie ist damit deutlich kürzer als vergleichbare Simulationen mit einem 3D-Grenzschichtmodell- oder einer Large-Eddy-Simulation.

7.5 Methodische Empfehlungen

Das vorgelegte Konzept kombiniert die auf dem Stand der Technik basierenden Ansätze zur physikalischen und statistischen raumdiskreten Modellierung der Gewässerverdunstung von Bergbaufolgeseen unter Einbeziehung der Randeinflüsse. Durch die Kombination von physikalischen Modellen mit reduzierter räumlicher Dimensionalität (HIRVAC-2D) und Maschine Learning Ansätzen wird eine ressourcenoptimierte Übertragung von räumlich und zeitlich detailliert erzeugten Modellergebnissen auf alle Bergbaufolgeseen mit hinreichender Reduktion der Komplexität ermöglicht.

Das im Gesamtkonzept enthaltende Messkonzept zur Bestimmung der Gewässerverdunstung am Pilotgewässer Scheibe-See dient der Validierung und iterativen Kalibrierung der physikalischen Modellierung entlang des Messtransektivs und basiert auf im Rahmen von Forschungsprojekten langjährig erfolgreich durchgeführten Messungen der Konzeptersteller zur Verdunstung auf zwei Talsperren. Im Ergebnis dieser Projekte wurde abgeleitet, dass die im Konzept vorgeschlagenen Modellansätze am besten geeignet sind, die Verdunstung auf den Bergbaufolgeseen realistisch zu bestimmen.

Damit bestehen sehr gute Aussichten, das Mess- und Modellkonzept zur Bestimmung der Verdunstung am Pilotgewässer erfolgreich umzusetzen. Die Kombination einer durch Intensivmessdaten validierten und optimierten physikalischen Modellierung ermöglicht eine sehr realitätsnahe Abbildung der charakteristischen Gewässerverdunstung am Pilotgewässer in typischer klimatologischer Variabilität des meteorologischen Antriebs. Die Ergebnisse der physikalischen Modellierung liefern eine hervorragende Datenbasis für die Verallgemeinerung und Übertragung der Gewässerverdunstung auf Bergbaufolgeseen mit ähnlicher Umgebungsstruktur wie das Pilotgewässer basierend auf den Machine Learning Ansätzen. Für die Übertragung der Verdunstung auf Bergbaufolgeseen im Zielgebiet mit davon deutlich abweichender Uferform und Umgebungscharakteristik ist gegebenenfalls die Anwendung des Modell- und Messkonzepts auf weitere repräsentative Pilotgewässer erforderlich.

7.6 Ausblick

Der entwickelte Ansatz eröffnet weitreichende Perspektiven für die zukünftige Wasserwirtschaft. Die validierte Modellkette ist prinzipiell auf alle Bergbaufolgeseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier übertragbar, wobei eine standortspezifische Validierung und gegebenenfalls eine Anpassung der Parametrisierungen erforderlich bleibt. Insbesondere im Kontext des Klimawandels ermöglicht das Konzept

eine fundierte Abschätzung von Verdunstungsänderungen unter variierenden klimatischen Bedingungen, ein kritisches Instrument für die langfristige Bewirtschaftung, da diese Seen gerade in Dürreperioden essenzielle Wasserressourcen darstellen. Durch die Quantifizierung der Verluste wird eine belastbare Datengrundlage geschaffen, die eine exaktere Bilanzierung von Wasserdargebot und -bedarf erlaubt und somit fundiertere Managemententscheidungen ermöglicht. Ergänzend dazu sollten weitere Validierungen an zusätzlichen Standorten erfolgen, um die Robustheit des Modells zu festigen.

Zusammenfassend leistet das Konzept einen wesentlichen Beitrag zur Optimierung der Wasserhaushaltsbilanzierung in den Bergbaufolgeregionen und bietet eine fundierte Basis, um den Herausforderungen des Klima- und Strukturwandels zu begegnen. Die Relevanz dieses Ansatzes verdeutlicht sich insbesondere an zwei Paradigmenwechseln:

Erstens zeigt sich, dass die herkömmliche Nutzung der potentiellen Verdunstung zur Berechnung von Wasserverlusten oft zu einer Überschätzung führt. Aktuelle Ergebnisse belegen, dass die reale Verdunstung großer Wasserflächen je nach Gewässer nur etwa die Hälfte der potentiellen Werte erreicht und somit deutlich unter den Verlusten vergleichbarer Landflächen liegt. Bei der Betrachtung ganzer Reviere mit Flächen von mehreren hundert Quadratkilometern resultieren daraus signifikante Differenzen in der Bilanzierung.

Zweitens wird eine bisherige Annahme ins Gegenteil verkehrt: Während man bislang davon ausging, dass die Verkleinerung von Wasserflächen die Verdunstung reduziert, belegen die vorliegenden Recherchen, dass kleine Wasserflächen tendenziell höhere Verdunstungsraten aufweisen als große. Besonders intensiv ist der Wasserverlust in gut versorgten Litoralvegetationsbeständen. Eine Planung, die im Sinne des «Wassersparens» die Seeflächen zugunsten breiterer grüner Uferrandstreifen verkleinert, würde somit paradoxerweise zu einer Steigerung der Gesamtevaporation und einer weiteren Reduktion des verfügbaren Wasserdargebots führen.

Literaturverzeichnis

- ABD-ELATY, I., KUSHWAHA, N. L., & PATEL, A. (2023). Novel Hybrid Machine Learning Algorithms for Lakes Evaporation and Power Production using Floating Semitransparent Polymer Solar Cells. *Water Resources Management*, 37(12), S. 4639–4661. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11269-023-03565-2>
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., & SMITH, M. (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56*. Rom: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>
- ALLEN, R., FOKEN, T., KILIC, A., TREZZA, R., & ORTEGA-FARIAS, S. (2021). Evapotranspiration Measurements and Calculations. In T. Foken, *Springer Handbook of Atmospheric Measurements* (S. 1531-1567). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-52171-4_57
- ALTHOFF, D., FILGUEIRAS, R., & RODRIGUES, L. N. (2020). Estimating Small Reservoir Evaporation Using Machine Learning Models for the Brazilian Savannah. *Journal of Hydrologic Engineering*, 25(8), S. 05020019. [https://doi.org/https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001976](https://doi.org/https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001976)
- ANDA, A., DA SILVA, J. T., & SOOS, G. (2014). Evapotranspiration and crop coefficient of common reed at the surroundings of Lake Balaton, Hungary. *Aquatic Botany*, 116, S. 53–59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.01.008>
- ANDA, A., SOOS, G., DA SILVA, J. T., & KOZMA-BOGNAR, V. (2015). Regional evapotranspiration from a wetland in Central Europe, in a 16-year period without human intervention. *Agricultural and Forest Meteorology*, 205, S. 60–72. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.010>
- ARYA, A. (2001). *Introduction to Micrometeorology*. Elsevier.
- AUBINET, M., FEIGENWINTER, C., HEINESCH, B., BERNHOFER, C., CANEPA, E., LINDROTH, A., MONTAGNANI, L., REBMANN, C., SEDLAK, P., & VAN GORSEL, E. (2010). Direct advection measurements do not help to solve the night-time CO₂ closure problem: Evidence from three different forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(5), 655-664. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.01.016>
- BÁRDOSSY, A., & SINGH, S. K. (2008). Robust estimation of hydrological model parameters. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(6), S. 1273–1283. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/hess-12-1273-2008>
- BAUMGARTNER, A., & LIEBSCHER, H.-J. (1999). *Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie* (2. Ausg.). Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- BENDIX, J., & LUTERBACHER, J. (2019). *Klimatologie* (3. Ausg.). Braunschweig: Westermann.
- BENJAMIN, S. G., SMIRNOVA, T. G., JAMES, E. P., ANDERSON, E. J., FUJISAKI-MANOME, A., KELLEY, J. W., MANN, G. E., GRONEWOLD, A. D., CHU, P., & KELLEY, S. T. (2022). Inland lake temperature initialization via coupled

- cycling with atmospheric data assimilation. *Geoscientific Model Development*, 15(17), S. 6659–6676. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/gmd-15-6659-2022>
- BERGSTROM, H., JOHANSSON, P.-E., & SMEDMAN, A.-S. (1988). A study of wind speed modification and internal boundary-layer heights in a coastal region. *Boundary-Layer Meteorology*, 42(4), S. 313–335. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00121589>
- BERNATOWICZ, S., LESZCZYNSKI, S., & TYCZYNSKA, S. (1976). The influence of transpiration by emergent plants on the water balance in lakes. *Aquatic Botany*, 2, S. 275–288. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770\(76\)90026-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770(76)90026-7)
- BOWEN, I. S. (1926). The Ratio of Heat Losses by Conduction and by Evaporation from any Water Surface. *Physical Review Journals Archive*, 27(6), S. 779–787. <https://doi.org/https://doi.org/10.1103/PhysRev.27.779>
- BREIMAN, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, S. 5–32. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- BREIVIK, Ø., CARRASCO, A., HAAKENSTAD, H., AARNES, O. J., BEHRENS, A., BIDLOT, J.-R., BJÖRKQVIST, J.-V., BOHLINGER, P., FUREVIK, B. R., STANEVA, J., & REISTAD, M. (2022). The Impact of a Reduced High-Wind Charnock Parameter on Wave Growth With Application to the North Sea, the Norwegian Sea, and the Arctic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 127(3), e2021JC018196. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2021JC018196>
- BRUTSAERT, W. (1982). *Evaporation into the Atmosphere: Theory, history and applications*. Springer Dordrecht. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-017-1497-6>
- BRUTSAERT, W., & CHAN, F. K.-F. (1978). Similarity functions D for water vapor in the unstable atmospheric boundary layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 14(4), S. 441–456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00121887>
- BRUTSAERT, W., & SUGITA, M. (1991). A bulk similarity approach in the atmospheric boundary layer using radiometric skin temperature to determine regional surface fluxes. *Boundary-Layer Meteorology*, 55, S. 1–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00119324>
- BUCKLEY, R. L., & KURZEJA, R. J. (1997). An Observational and Numerical Study of the Nocturnal Sea Breeze. Part II: Chemical Transport. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 36(12), S. 1599–1619. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1997\)036<1599:AOANSO>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450(1997)036<1599:AOANSO>2.0.CO;2)
- BUDYKO, M. I. (1948). *Evaporation under natural conditions*. Gidrometeorizdat, Leningrad. English translation by IPST, Jerusalem 1948.
- BUDYKO, M. I., & MILLER, D. H. (1974). *Climate and life*. New York: Academic.

- BURBA, G. (2013). *Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications: A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates*. LI-COR Biosciences.
- CASE, L., WHEELER, M. M., & MERCERET, F. (2002). *Final Report on Land-Breeze Forecasting (NASA Contractor Report CR-2002-211181)*. Kennedy Space Center. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://kscweather.ksc.nasa.gov/amu/files/final-reports/landbreeze.pdf>
- CHARNOCK, H. (1955). Wind stress on a water surface. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 81(350), S. 639-640. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.49708135027>
- CHEN, T., & GUESTRIN, C. (2016). XGBoost: A Scalable Tree Boosting System. *KDD '16: Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining*, (S. 785–794). Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://dl.acm.org/doi/10.1145/2939672.2939785>
- CHEN, W., PINKER, R. T., RIVERA, G., & HOOK, S. (2021). Diurnal Variability of Surface Temperature over Lakes: Case Study for Lake Huron. *Atmosphere*, 12(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/atmos12020252>
- CINTOLESI, C., BARBANO, F., TRUDU, P. L., FINCO, A., GEROSA, G., & DI SABATINO, S. (2023). Characterisation of flow dynamics within and around an isolated forest, through measurements and numerical simulations. *Agricultural and Forest Meteorology*(339), S. 109557. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109557>
- CSANADY, G. T. (2001). *Air-Sea Interaction: Laws and Mechanisms*. Cambridge University Press.
- CUTRELL, G., & SOYLU, M. E. (2009). *Groundwater and Vegetation Effects on Actual Evapotranspiration Along the Riparian Zone and of a Wetland in the Republican River Basin*. Abgerufen am 22. Juni 2026 von https://www.researchgate.net/profile/G-Cutrell/publication/242533845_Groundwater_and_Vegetation_Effects_on_Actual_Evapotranspiration_Alone_the_Riparian_Zone_and_of_a_Wetland_in_the_Republican_River_Basin/links/551a87530cf244e9a45884a3/Groundwater-and-Vegetation-effects-on-actual-evapotranspiration-along-the-riparian-zone-and-of-a-wetland-in-the-republican-river-basin.pdf
- DALTON, J. (1802). Experimental essays, on the constitution of mixed gases; on the force of steam or vapour from water and other liquids in different temperatures, both in a Torricellian vacuum and in air; on evaporation; and on the expansion of gases by heat. *Memoirs of the Literary and Philosophical Society of Manchester*, 5(2), S. 535-602.
- DFG. (2026a). Meteorologische Treiber des Stoff- und Energieaustauschs zwischen Binnengewässern und der Atmosphäre (MEDIWA). *GEPRIS*. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://gepris.dfg.de/project/445326344>
- DFG. (2026b). Treibhausgasemissionen aus Talsperren: Mechanismen und Quantifizierung (TregaTa). *GEPRIS*. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://gepris.dfg.de/project/288267759>

- DIETRICH, O. (2024). Auswirkungen von klimatischen Veränderungen und Wassermanagement auf den Wasserhaushalt eines Feuchtgrünland-Standortes. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 68(6), S. 314-330. https://doi.org/https://doi.org/10.5675/HyWa_2024.6_1
- DOU, X., & YANG, Y. (2018). Evapotranspiration estimation using four different machine learning approaches in different terrestrial ecosystems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 148, S. 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.03.010>
- DREBENSTEDT, C., & KUYUMCU, M. (2014). *Braunkohlesanierung. Grundlagen, Geotechnik, Wasserwirtschaft, Brachflächen, Rekultivierung, Vermarktung*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- DUDLEY, B., CLEMENTS, D., & GRAHAM, S. (2019). *Accounting for water use by willows, wetlands and native riparian plantings*. Hamilton, New Zealand: National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://www.envirolink.govt.nz/assets/Envirolink/1933-HBRC241-Accounting-for-water-use-by-willows-wetlands-and-native-riparian-plantings.pdf>
- DVWK. (1996). *Merkblatt DVWK-M 238: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.
- DWA. (2018). *DWA-M 504-1 Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen – Teil 1: Grundlagen, experimentelle Bestimmung der Landverdunstung, Gewässerverdunstung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA. (2024). *DWA-M 504-2 Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen – Teil 2: Berechnungsverfahren der Landverdunstung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DYCK, S., & PESCHKE, G. (1995). *Grundlagen der Hydrologie*. Berlin: Verlag Bauwesen.
- EITZINGER, J., KUBU, G., FORMAYER, H., HAAS, P., GERERSDORFER, T., & KROMP-KOLB, H. (2009). *Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees. (Endbericht im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge)*. BOKU-Met. Abgerufen am 22. Juni 2026 von https://meteo.boku.ac.at/report/boku-met_report_01_online.pdf
- EMEIS, S. (2010). *Surface-Based Remote Sensing of the Atmospheric Boundary Layer*. Springer Science & Business Media.
- ESHETU, K. D., SEIFU, T. K., ALAMIREW, T., & WOLDESENBET, T. A. (2025). Estimating reservoir evaporation rate: fusing remotely sensed solar radiation and temperature features with machine learning algorithms. *Theoretical and Applied Climatology*, 156(3), S. 175. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00704-025-05407-0>
- EVTIMOVA, V. V., & DONOHUE, I. (2016). Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology*, 61(2), S. 251-165. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.12699>

- FALGE, E., RETH, S., BRÜGGEMANN, N., BUTTERBACH-BAHL, K., GOLDBERG, V., OLTCEV, A., SCHAAF, S., SPINDLER, G., STILLER, B., QUECK, R., KÖSTNER, B., & BERNHOFER, C. (2005). Comparison of surface energy exchange models with eddy flux data in forest and grassland ecosystems of Germany. *Ecological Modelling*, 188(2-4), S. 174-216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.057>
- FEDERER, C. A. (2002). The BROOK90 Hydrologic Model For Evaporation, Soil Water, and Streamflow. Falmouth, ME, USA. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <http://www.ecoshift.net/brook/brook90.html>
- FEDERICO, S., PASQUALONI, L., SEMPREVIVA, A. M., DE LEO, L., AVOLIO, E., CALIDONNA, C., & BELLECCI, C. (2010). The seasonal characteristics of the breeze circulation at a coastal Mediterranean site in South Italy. *Advances in Science and Research*, 4(1), S. 47-56. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/asr-4-47-2010>
- FERMOR, P. M., HEDGES, P. D., GILBERT, J. C., & GOWING, D. G. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes*, 15(4), S. 621–631. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.174>
- FINCH, J. W., & HALL, R. L. (2001). *Estimation of Open Water Evaporation – A review of Methods*. Environment Agency, Bristol, UK. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a7b90d4e5274a7202e17ff6/sw6-043-tr-e-e.pdf>
- FISCHER, B., GOLDBERG, V., & BERNHOFER, C. (2008). Effect of a coupled soil water–plant gas exchange on forest energy fluxes: Simulations with the coupled vegetation–boundary layer model HIRVAC. *Ecological Modelling*, 214(2-4), S. 75 – 82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.037>
- FLEMMING, G. (1982). Die Windgeschwindigkeit als Verstärkungsfaktor für Rauchschäden im Wald in Abhängigkeit von Waldaufbau und Relief. *Zeitschrift für Meteorologie*(32), S. 14–22.
- FOKEN, T. (2006). *Angewandte Meteorologie: mikrometeorologische Methoden* (2. Ausg.). Springer.
- FOKEN, T. (2017). *Micrometeorology* (2 Ausg.). Berlin, Heidelberg: Springer.
- FOKEN, T., & MAUDER, M. (2024). Basic Equations of Atmospheric Turbulence. In T. Foken, & M. Mauder, *Micrometeorology* (S. 39–92). Springer International Publishing. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-031-47526-9_2
- FRAHM, E. (2007). *Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (Salix spp.) und Schilf (Phragmites australis) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor*. Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Rostock.
- FRIEDMAN, J. H. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics*, 29(5), S. 1189–1232. <https://doi.org/DOI: 10.1214/aos/1013203451>

- FRIEDMAN, J., HASTIE, T., & TIBSHIRANI, R. (2000). Additive logistic regression: a statistical view of boosting (With discussion and a rejoinder by the authors). *Annals of Statistics*, 28(2), S. 337–407.
<https://doi.org/10.1214/aos/1016218223>
- GARCÍA-ARIAS, A., & FRANCÉS, F. (2016). The RVDm: modelling impacts, evolution and competition processes to determine riparian vegetation dynamics. *Ecohydrology*, 9(3), S. 438–459.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.1648>
- GARCÍA-ARIAS, A., & FRANCÉS, F. (2016). The RVDm: modelling impacts, evolution and competition processes to determine riparian vegetation dynamics. *Ecohydrology*, 9(3), S. 438–459.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.1648>
- GARCÍA-ARIAS, A., FRANCÉS, F., MORALES-DE LA CRUZ, M., REAL, J., VALLÉS-MORÁN, F., GARÓFANO-GÓMEZ, V., & MARTÍNEZ-CAPEL, F. (2014). Riparian evapotranspiration modelling: model description and implementation for predicting vegetation spatial distribution in semi-arid environments. *Ecohydrology*, 7(2), S. 659–677. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.1387>
- GARRATT, J.R. (1990). The internal boundary layer-A review. *Boundary-Layer Meteorology*, 50, S. 171–203. <https://doi.org/https://www.osti.gov/biblio/6316089>
- GARRATT, J. R. (1991). *The atmospheric boundary layer*. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://www.osti.gov/biblio/6316089>
- GOIHL, S. (2026). Ermittlung der Litoralvegetation des Scheibe-Sees aus den DOP-Daten 2022. *unveröffentlicht*.
- GOLDBERG, V., & BERNHOFER, C. (2001). Quantifying the coupling degree between land surface and the atmospheric boundary layer with the coupled vegetation-atmosphere model HIRVAC. *Annales Geophysicae*, 19(5), S. 581–587. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/angeo-19-581-2001>
- GOLDBERG, V., & BERNHOFER, C. (2008). Testing different decoupling coefficients with measurements and models of contrasting canopies and soil water conditions. *Ann. Geophys.*, 26(7), S. 1977–1992. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/angeo-26-1977-2008>
- GOODRICH, D. C., SCOTT, R., QI, J., GOFF, B., UNKRICH, C. L., MORAN, M. S., WILLIAMS, D., SCHAEFFER, S., SNYDER, K., MACNISH, R., MADDOCK, T., POOL, D., CHEHBOUNI, A., COOPER, D., EICHINGER, W. E., SHUTTLEWORTH, W. J., KERR, Y., MARSETT, R., & NI, W. (2000). Seasonal estimates of riparian evapotranspiration using remote and in situ measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 105, S. 281–309.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00197-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00197-0)
- GRABOWSKA, K., BOROWIAK, D., & NOWIŃSKI, K. (2016). The Impact of Helophyte Transpiration on Vertical Water Exchange in Water Bodies. *Limnological Review*, 16(3), S. 129–140.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1515/limre-2016-0014>

- GRANATA, F., GARGANO, R., & DE MARINIS, G. (2020). Artificial intelligence based approaches to evaluate actual evapotranspiration in wetlands. *Science of The Total Environment*, 703, S. 135653. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135653>
- GRANGER, R. J., & HEDSTROM, N. (2011). Modelling hourly rates of evaporation from small lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(1), S. 267-277. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/hess-15-267-2011>
- GREVE, P., GUDMUNDSSON, L., ORLOWSKY, B., & SENEVIRATNE, S. I. (2015). Introducing a probabilistic Budyko framework. *Geophysical Research Letters*, 42(7), S. 2261-2269. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2015GL063449>
- GUO, S., WANG, F., ZHU, D., NI, G., & CHEN, Y. (2022). Evaluation of the WRF-Lake Model in the Large Dimictic Reservoir: Comparisons with Field Data and Another Water Temperature Model. *Journal of Hydrometeorology*, 23(8), S. 1227–1244. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/JHM-D-21-0220.1>
- HARWELL, G. R. (2012). *Estimation of Evaporation from Open Water—A Review of Selected Studies, Summary of U.S. Army Corps of Engineers Data Collection and Methods, and Evaluation of Two Methods for Estimation of Evaporation from Five Reservoirs in Texas*. U.S. Geological Survey. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://pubs.usgs.gov/sir/2012/5202/>
- HAYS, K. B. (2003). *Water use by saltcedar (Tamarix sp.) and associated vegetation on the Canadian, Colorado and Pecos Rivers in Texas*. Texas: Texas A&M University. <https://doi.org/https://hdl.handle.net/1969.1/ETD-TAMU-2003-THESIS-H394>
- HERBST, M. (1997). *Die Bedeutung der Vegetation für den Wasserhaushalt ausgewählter Ökosysteme*. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel.
- HERBST, M., & KAPPEN, L. (1999). The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquatic Botany*, 63(2), S. 113-125. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00112-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00112-0)
- HERBST, M., ESCHENBACH, C., & KAPPEN, L. (1999). Water use in neighbouring stands of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Annals of Forest Science*, 56(2), S. 107 – 120. <https://doi.org/https://doi.org/10.1051/forest:19990203>
- HOFMANN, H., LORKE, A., & PEETERS, F. (2008). Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. In K. M. Wantzen, K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. Tóth, & P. Fischer, *Ecological Effects of Water-level Fluctuations in Lakes* (S. 85-96). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_9
- HOJJATI, E., MAHTABI, G., TARAN, F., & KISI, O. (2020). Estimating evaporation from reservoirs using energy budget and empirical methods: Alavian Dam reservoir, NW Iran. *Italian Journal of Agrometeorology*, 2, S. 19-34. <https://doi.org/https://doi.org/10.13128/ijam-1033>

- HU, X., SHI, L., LIN, G., & LIN, L. (2021). Comparison of physical-based, data-driven and hybrid modeling approaches for evapotranspiration estimation. *Journal of Hydrology*, 601, S. 126592.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126592>
- IRITZ, Z., TOURULA, T., LINDROTH, A., & HEIKINHEIMO, M. (2001). Simulation of willow short-rotation forest evaporation using a modified Shuttleworth–Wallace approach. *Hydrological Processes*, 15(1), S. 97 – 113. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.118>
- JOHNSON, H. K., HØJSTRUP, J., VESTED, H. J., & LARSEN, S. E. (1998). On the Dependence of Sea Surface Roughness on Wind Waves. *Journal of Physical Oceanography*, 28(9), S. 1702-1716.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1998\)028<1702:OTDOSS>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0485(1998)028<1702:OTDOSS>2.0.CO;2)
- JUNGHANS, H. (1969). *Sonnenscheindauer und Strahlungsempfang geneigter Ebenen*. Berlin: Akademie-Verlag.
- KALMAR, I. (1982). Hydrographische Verhältnisse des Neusiedersees. In E. Antal, I. Kalmar, Z. Kovats, F. Kozma, T. E. Kozmane, D. A. Nagyne, A. Walkovsky, & A. E. Szolgalat (Hrsg.), *Naturverhältnisse des Neusiedlersees (A fertő-to termeszeti adottsagai)*. Budapest.
- KE, G., MENG, Q., FINLEY, T., WANG, T., CHEN, W., MA, W., YE, Q., & LIU, T.-Y. (2017). LightGBM: A Highly Efficient Gradient Boosting Decision Tree. *Advances in Neural Information Processing Systems* 30. Abgerufen am 22. Juni 2026 von
<https://proceedings.neurips.cc/paper/2017/hash/6449f44a102fde848669bdd9eb6b76fa-Abstract.html>
- KERSCHGENS, M., BRÜCHER, W., & STEFANY, F. (1995). Windfeld-, Transport- und Klimatologie-Programm (WiTrak). *Annalen der Meteorologie*, 31, S. 135-136.
- KOHLER, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft+Stadt*, 10(2), S. 73–85.
- KÖRNER, P., & MODEROW, U. (2025). *Klima–Referenzdatensatz Version 3.0 (1961-2023)*. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Abgerufen am 26. Juni 2026 von <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/47223>
- KÖRNER, P., KRONENBERG, R., GENZEL, S., & BERNHOFER, C. (2018). Introducing Gradient Boosting as a universal gap filling tool for meteorological time series. *Meteorologische Zeitschrift*, 27(5), S. 369–376. <https://doi.org/10.1127/metz/2018/0908>
- KRÖCHER, J., GHAZARYAN, G., SPANK, U., ZIMMERMANN, B., BEYRICH, F., & DIETRICH, O. (2025). Monitoring Changes in the Landscape Water Balance: Validation of Satellite-Based Evapotranspiration Data in Lusatia, Germany. *SSRN Scholarly Paper*. <https://doi.org/https://doi.org/10.2139/ssrn.5256502>
- LAC, C., CHABOUREAU, J. P., MASSON, V., PINTY, J.-P., TULET, P., ESCOBAR, J., & LERICHE, M. (2018). Overview of the Meso-NH model version 5.4 and its applications. *Geoscientific Model Development*, 11(5), S. 1929–1969. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/gmd-11-1929-2018>

- LAMPERT, W., & SOMMER, U. (1999). *Limnoökologie* (2. Ausg.). Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag.
- LAUNIAINEN, S., GUAN, M., SALMIVAARA, A., & KIELOAHO, A.-J. (2019). Modeling boreal forest evapotranspiration and water balance at stand and catchment scales: a spatial approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(8), S. 3457 – 3480.
<https://doi.org/https://doi.org/10.5194/hess-23-3457-2019>
- LAWA-AO. (2021). *RaKon Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier III Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten*. Abgerufen am 22. Juni 2026 von https://gewaesser-bewertung.de/media/lawa_rakon_teil-b_iii_unters.verf_biol_qk_210806_final.pdf
- LEE, X., MASSMAN, W., & LAW, B. (2005). *Handbook of Micrometeorology - A Guide for Surface Flux Measurement and Analysis*. Springer Science & Business Media.
- LEUNING, R., ZEGELIN, S. J., JONES, K., KEITH, H., & HUGHES, D. (2008). Measurement of horizontal and vertical advection of CO₂ within a forest canopy. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(11), 1777-1797. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.06.006>
- LI, F., & ZHAO, Y. (2018). Estimation of open water evaporation using land-based meteorological data. *Theoretical and Applied Climatology*, 134, S. 397-409.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00704-017-2281-8>
- LIU, H. Q., & HUETE, A. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), S. 457–465. <https://doi.org/https://doi.org/10.1109/TGRS.1995.8746027>
- LIU, J., CHEN, J., BLACK, T., & NOVAK, M. (1996). E-ε modelling of turbulent air flow downwind of a model forest edge. 77, 21-44. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00121857>
- LMBV. (2025). *Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV für den Zeitraum 01.01.2024–31.12.2024*. Senftenberg: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft.
- MAIER, H. R., & DANDY, G. C. (2000). Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications. *Environmental Modelling & Software*, 15(1), S. 101–124. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(99\)00007-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1364-8152(99)00007-9)
- MATSUSHITA, B., YANG, W., CHEN, J., ONDA, Y., & QIU, G. (2007). Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-density Cypress Forest. *Sensors*, 7(11), S. 2636–2651.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3390/s7112636>
- MAUDER, M., FOKEN, T., AUBINET, M., & IBROM, A. (2021). Eddy-Covariance Measurements. In T. Foken, *Springer Handbook of Atmospheric Measurements* (S. 1473-1504). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-52171-4_55

- McGUFFIE, K., & HENDERSON-SELLERS, A. (2014). *The Climate Modelling Primer* (4 Ausg.). Oxford: John Wiley & Sons. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://www.wiley-vch.de/de/fachgebiete/naturwissenschaften/the-climate-modelling-primer-978-1-119-94337-2>
- MCJANNET, D. L., WEBSTER, I. T., & COOK, F. J. (2012). An area-dependent wind function for estimating open water evaporation using land-based meteorological data. *Environmental Modelling & Software*, 31, S. 76 – 83. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.11.017>
- MEYBOOM, P. (1965). Three observations on streamflow depletion by phreatophytes. *Journal of Hydrology*, 3, S. 248-261. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(65\)90040-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(65)90040-5)
- MIBRAG. (2021). *Revierplanung der MIBRAG GmbH (unveröffentlicht)*. MIBRAG.
- MILANI, M., & TOSCANO, A. (2013). Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 48(5), S. 568–580. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10934529.2013.730457>
- MIRONOV, S. V. (1991). Air-Water Interaction Parameters over Lakes. In S. S. Zilitinkevich (Hrsg.), *Modeling Air-Lake Interactions, Physical Background* (S. 50-62). Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- MIX, W., GOLDBERG, V., & BERNHARDT, K.-H. (1994). Numerical experiments with different approaches for boundary layer modeling under large-area forest canopy conditions. *Meteorologische Zeitschrift*, 3(3), S. 187–192. <https://doi.org/10.1127/metz/3/1994/187>
- MODEROW, U., FISCHER, S., GRÜNWALD, T., KÖRNER, P., SPANK, U., QUECK, R., & BERNHOFER, C. (2021b). ET of a mosaic landscape – measurements and modelling. In EGU (Hrsg.), *EGU General Assembly 2021*, (EGU21-13524). <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-13524, 2021>
- MODEROW, U., GRÜNWALD, T., QUECK, R., SPANK, U., & BERNHOFER, C. (2021a). Energy balance closure and advective fluxes at ADVEX sites. *Theoretical and Applied Climatology*, 143, 761-779. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00704-020-03412-z>
- MONTEITH, J. L. (1965). Evaporation and environment. *19th Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, S. 205-234.
- MONTEITH, J. L., & UNSWORTH, M. H. (2008). *Principles of environmental physics* (3 Ausg.). Amsterdam, Boston u.a.: Elsevier Academic Press.
- MONTEITH, J., & UNSWORTH, M. (2013). *Principles of Environmental Physics: Plants, Animals, and the Atmosphere*. Academic Press.
- MURRAY, R. S., NAGLER, P. L., MORINO, K., & GLENN, E. P. (2009). An Empirical Algorithm for Estimating Agricultural and Riparian Evapotranspiration Using MODIS Enhanced Vegetation Index and Ground Measurements of ET. II. Application to the Lower Colorado River, U.S. *Remote Sensing*, 1(4), S. 1125–1138. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/rs1041125>
- NAGLER, P. L., GLENN, E. P., NGUYEN, U., SCOTT, R. L., & DOODY, T. (2013). Estimating Riparian and Agricultural Actual Evapotranspiration by Reference Evapotranspiration and MODIS Enhanced

Vegetation Index. *Remote Sensing*, S. 3849–3871.

<https://doi.org/https://doi.org/10.3390/rs5083849>

NAGLER, P. L., MORINO, K., MURRAY, R. S., OSTERBERG, J., & GLENN, E. P. (2009). An Empirical Algorithm for Estimating Agricultural and Riparian Evapotranspiration Using MODIS Enhanced Vegetation Index and Ground Measurements of ET. I. Description of Method. *Remote Sensing*, 1(4), S. 1273–1297.

<https://doi.org/https://doi.org/10.3390/rs1041273>

NIXDORF, B., VAN DE WEYER, K., & LEBMANN, D. (2016). Limnologie von Bergbauseen der Lausitz - Besiedlung und Bewertung. In *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* (Bd. 24, S. 83–102).

OKE, T. R. (1987). *Boundary Layer Climates* (2. Ausg.). London, New York: Routledge.

OLAWADE, D. B., WADA, O. Z., IGE, A. O., EGBEWOLE, B. I., OLOJO, A., & OLADAPO, B. I. (2024). Artificial intelligence in environmental monitoring: Advancements, challenges, and future directions.

Hygiene and Environmental Health Advances, 12, S. 100114.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heha.2024.100114>

OLIPHANT, A. J., GRIMMOND, C. S., ZUTTER, H. N., SCHMID, H. P., SU, H.-B., SCOTT, S. L., OFFERLE, B., RANDOLPH, J. C., & EHMAN, J. (2004). Heat storage and energy balance fluxes for a temperate deciduous forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126(3-4), S. 185-201.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.07.003>

OTIS, C. H. (1914). The Transpiration of Emerged Water Plants: Its Measurement and Its Relationships. *Botanical Gazette*, 58(6), S. 457-494. <https://doi.org/https://doi.org/10.1086/331451>

PALL, K., HIPPELI, S., HIPPELI, A., PALL, S., PLACHY, B., MORITSCH, S., PURKER, M., PLAKOLB, M., & KUKACKA, L. (2021). *Abschlussbericht Makrophyten-Gesamtkartierungen Simssee, Projektlaufzeit 2018 bis 2020*. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt. Abgerufen am 22. Juni 2026 von

https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/karten_berichte_veroeffentlichungen/doc/abschlussbericht_makrophyten_simssee_1820.pdf

PANIN, G. N., NASONOV, A. E., FOKEN, T., & LOHSE, H. (2006). On the parameterisation of evaporation and sensible heat exchange for shallow lakes. *Theoretical and Applied Climatology*, 85(3), S. 123-129.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00704-005-0185-5>

PARIS, C., MARTINEZ-SANCHEZ, L., VAN DER VELDE, M., SHARMA, S., SEDONA, R., & CAVALLARO, G. (2023). Accuracy assessment of land-use-land-cover maps: the semantic gap between in situ and satellite data.

Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIX(12733), S. 187–200.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1117/12.2679433>

PEACOCK, C. E., & HESS, T. M. (2004). Estimating evapotranspiration from a reed bed using the Bowen ratio energy balance method. *Hydrological Processes*, 18(2), S. 247–260.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.1373>

- PEDERSEN, H. S., & LANGREDER, W. (2007). Forest - added Turbulence: A parametric study on Turbulence intensity in and around forests. *Journal of Physics: Conference Series*, 75, S. 012062.
<https://doi.org/10.1088/1742-6596/75/1/012062>
- PENMAN, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 193(1032), S. 120–145.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- PENMAN, H. L. (1952). The physical bases of irrigation control. *Report of the 13th International Horticultural Congress*, (S. 913–924). Abgerufen am 22. Juni 2026 von
<https://repository.rothamsted.ac.uk/item/8w2z1/the-physical-bases-of-irrigation>
- PEREIRA, L. S., PAREDES, P., & ESPÍRITO-SANTO, D. (2024). Crop coefficients of natural wetlands and riparian vegetation to compute ecosystem evapotranspiration and the water balance. *Irrigation Science*, 42(6), S. 1171–1197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00271-024-00923-9>
- PEREZ, D. M., CANFIELD, J. M., LINN, R. R., & SPEER, K. (2025). Characterizing turbulence at a forest edge: A vorticity budget analysis around a canopy. *Agricultural and Forest Meteorology*, 363, S. 110422.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110422>
- PERSSON, G., & LINDROTH, A. (1994). Simulating evaporation from short-rotation forest: variations within and between seasons. *Journal of Hydrology*, 156(1-4), S. 21-45.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90069-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90069-8)
- PIELKE, R. A. (1985). The use of mesoscale numerical models to assess wind distribution and boundary-layer structure in complex terrain. *Boundary-Layer Meteorology*, 31(3), S. 217–231.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00120893>
- PIETSCH, W. (1998). Besiedlung und Vegetationsentwicklung in Tagebaugewässern in Abhängigkeit von der Gewässergenese. In W. Pflug, *Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz* (S. 663-676). Berlin, Heidelberg: Springer.
https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-642-58846-4_56
- PLUMMER, N., ALLSOPP, T., & LOPEZ, J. A. (2003). *Guidelines on Climate Observation Networks and Systems (WMO/TD No. 1185)*. The WCDMP "Guidelines" Series, WMO. Abgerufen am 22. Juni 2026 von
<https://www.unccllearn.org/wp-content/uploads/library/wmo107.pdf>
- PRICE, J. S. (1994). Evapotranspiration from a lakeshore Typha marsh on Lake Ontario. *Aquatic Botany*, 48(3-4), S. 261-272. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)90019-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)90019-1)
- PRIESTLEY, C. B., & TAYLOR, R. J. (1972). On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), S. 81 – 92.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2)

- QIAN, L., WU, L., ZHANG, Z., FAN, J., YU, X., LIU, X., YANG, Q., & CUI, Y. (2024). A gap filling method for daily evapotranspiration of global flux data sets based on deep learning. *Journal of Hydrology*, 641, S. 131787. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131787>
- QUECK, R., BERNHOFER, C., BIENERT, A., EIPPER, T., GOLDBERG, V., HARMANSA, S., HILDEBRANDT, V., MAAS, H.-G., SCHLEGEL, F., & STILLER, J. (2015). TurbEFA: an interdisciplinary effort to investigate the turbulent flow across a forest clearing. *Meteorologische Zeitschrift*, 23(6), S. 637–659. <https://doi.org/10.1127/metz/2014/0567>
- RAABE, A., & FOKEN, T. (2003). Die Höhe der internen Grenzschicht im Windfeld nach einer sprunghaften Änderung der aerodynamischen Rauigkeit der Unterlage - Beispiel Küste. *Beiträge zur Klima- und Meeresforschung : Aus Anlass des 70. Geburtstages von Peter Hupfer* (S. 227-237). Bayreuth: Eigenverlag Chmielewski & Foken. https://doi.org/https://doi.org/10.15495/EPub_UBT_00006610
- RAABE, A., HOLSTEIN, P., & SPANK, U. (2026). A re-evaluation of evaporation measurements and calculations for inland waters based on physical considerations. *Meteorologische Zeitschrift*. <https://doi.org/10.1127/metz/1269>
- RATTO, C. F., FESTA, R., ROMEO, C., FRUMENTO, O. A., & GALUZZI, M. (1994). Mass-consistent models for wind fields over complex terrain: The state of the art. *Environmental Software*, 9(4), S. 247-268. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0266-9838\(94\)90023-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0266-9838(94)90023-X)
- RENNER, M. (2014). *Land use effects and climate impacts on evapotranspiration and catchment water balance*.
- RICHTER, D. (1988). Methodische Grundlagen zur Bestimmung der Albedo und der landwelligen Ausstrahlung von der freien Wasseroberfläche sowie der langwelligen Gegenstrahlung der Atmosphäre. *Zeitschrift für Meteorologie*, 38(4), S. 219–233.
- ROBERTS, D. R., BAHN, V., CIUTI, S., BOYCE, M. S., ELITH, J., GUILLERA-ARROITA, G., HAUENSTEIN, S., LAHOZ-MONFORT, J. J., SCHRÖDER, B., THUILLER, W., WARTON, D. I., WINTLE, B. A., HARTIG, F., & DORMANN, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*, 40(8), S. 913–929. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.02881>
- RODRIGUES, I. S., COSTA, C. G., RAABE, A., MEDEIROS, P. A., & DE ARAÚJO, J. C. (2021). Evaporation in Brazilian dryland reservoirs: Spatial variability and impact of riparian vegetation. *Science of The Total Environment*, 797, S. 149059. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149059>
- RÖSLER, A., CHMAL, M., & CHMAL, T. (2012). Evaporation from a reed bed as example of oasis effect. *Natural and Anthropogenic Transformations of Lakes* (S. 84-87). Poznań: Institute of Meteorology and Water Management.
- RYKIEL, E. J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90(3), S. 229-244. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00152-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00152-2)

- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., & GUTOWSKI, A. (2012). *Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos. Endbericht (FKZ 3707 28 201)*. München: Bayerisches Landesamt für Umwelt. Abgerufen am 22. Juni 2026 von https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/publikationen/doc/weiterentw_biol_untverf_uba.pdf
- SCHAUMBURG, J., STELZER, D., SCHRANZ, C., VOGEL, A., & VAN DE WEYER, K. (2021). *Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos Phylib*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA, Projekt-Nr. O. 2.20. Abgerufen am 22. Juni 2026 von https://gewaesser-bewertung.de/media/o_2.20_verfahrensanleitung_phylib_seen_stand_august_2021.pdf
- SCHRÖDTER, H. (1985). *Verdunstung – Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-642-70434-5>
- SEGAL, M., LEUTHOLD, M., ARMITT, R. W., ANDERSON, C., & SHEN, J. (1997). Small Lake Daytime Breezes: Some Observational and Conceptual Evaluations. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), S. 1135-1148. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078<1135:SLDBSO>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078<1135:SLDBSO>2.0.CO;2)
- SHARIFNEZHADAZIZI, Z., NOROUZI, H., PRAKASH, S., BEALE, C., & KHANBILVARDI, R. (2019). A Global Analysis of Land Surface Temperature Diurnal Cycle Using MODIS Observations. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 58(6), S. 1279-1291. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/JAMC-D-18-0256.1>
- SHARMA, V., KILIC, A., & IRMAK, S. (2016). Impact of scale/resolution on evapotranspiration from Landsat and MODIS images. *Water Resources Research*, 52(3), S. 1800–1819. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2015WR017772>Digital Object Identifier (DOI)
- SHEN, J. (1998). Numerical Modelling of the Effects of Vegetation and Environmental Conditions on the Lake Breeze. *Boundary-Layer Meteorology*, 87(3), S. 481–498. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1000906300218>
- SHERMAN, C. A. (1978). A Mass-Consistent Model for Wind Fields over Complex Terrain. *Journal of Applied Meteorology*, 17(3), S. 312-319.
- SHUTTLEWORTH, W. J., & WALLACE, J. S. (1985). Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 111(469), S. 839 – 855. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.49711146910>
- SIEVERS, U., & KOßMANN, M. (2016). The cold air drainage model KLAM_21 - Model formulation and comparison with observations. *Weather and Climate*, 36, S. 2-24. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/26779385>

- SINGH, V. P., & XU, C.-Y. (1997). Evaluation and Generalization of 13 Mass-Transfer Equations for Determining Free Water Evaporation. *Hydrological Processes*, 11(3), S. 311–323.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19970315\)11:3<311::AID-HYP446>3.0.CO;2-Y](https://doi.org/https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<311::AID-HYP446>3.0.CO;2-Y)
- SMALL, E. E., SLOAN, L. C., HOSTETLER, S. H., & GIORGI, F. (1999). Simulating the water balance of the Aral Sea with a coupled regional climate-lake model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D6), S. 6583–6602. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/98JD02348>
- SMID, P. (1975). Evaporation from a Reeds swamp. *Journal of Ecology*, 63(1), S. 299–309.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2258856>
- SOJA, G., ZÜGER, J., KNOFLACHER, M., KINNER, P., & SOJA, A.-M. (2013). Climate impacts on water balance of a shallow steppe lake in Eastern Austria (Lake Neusiedl). *Journal of Hydrology*, 480, S. 115–124.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.013>
- SPANK, U. (2024). *Gewässerverdunstung*. Dresden: Technische Universität Dresden. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:14-qucosa2-943211>
- SPANK, U., KOSCHORRECK, M., AURICH, P., HIGUERA, A. S., RAABE, A., HOLSTEIN, P., BERNHOFER, C., & MAUDER, M. (2025). Rethinking evaporation measurement and modelling from inland waters – A discussion of the challenges to determine the actual values on the example of a shallow lowland reservoir. *Journal of Hydrology*, 651, S. 132530. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132530>
- SPANK, U., SCHWÄRZEL, K., RENNER, M., MODEROW, U., & BERNHOFER, C. (2013). Effects of measurement uncertainties of meteorological data on estimates of site water balance components. *Journal of Hydrology, Supplement C*, S. 176 – 189.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.11.017>
- STAPLETON, A., EICHELMANN, E., & ROANTREE, M. (2022). A framework for constructing machine learning models with feature set optimisation for evapotranspiration partitioning. *Applied Computing and Geosciences*, 16, S. 100105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.acags.2022.100105>
- STARKE, M., LEIDING, T., STAHN, P., GASSDORF, T., HALLER, M., WALTER, A., BERNHOFER, C., & ZIEMANN, A. (2019). *Quantitative Windklimatologie für Windenergieapplikationen in Höhen über 100 m (QuWind100) : Abschlussbericht zum Verbundvorhaben : Projektlaufzeit: 01.01.2016-28.02.2019*. Technische Universität Dresden, Deutscher Wetterdienst. Abgerufen am 22. Juni 2026 von <https://www.tib.eu/en/search/id/TIBKAT:1685669980/>
- STOHL, A., BAUMANN, K., WOTAWA, G., LANGER, M., NEININGER, B., PIRINGER, M., & FORMAYER, H. (1997). Diagnostic Downscaling of Large-Scale Wind Fields to Compute Local-Scale Trajectories. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 36(7), S. 931–942.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1997\)036<0931:DDOLSW>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450(1997)036<0931:DDOLSW>2.0.CO;2)

- SUN, L., & SONG, C. (2008). Evapotranspiration from a freshwater marsh in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Journal of Hydrology*, 352(1-2), S. 202-210.
<https://doi.org/https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169408000401?via%3DiHub>
- THIERY, W., MARTYNOV, A., DARCHAMBEAU, F., DESCY, J.-P., PLISNIER, P.-D., SUSHAMA, L., & VAN LIPZIG, N. M. (2014). Understanding the performance of the FLake model over two African Great Lakes. *Geoscientific Model Development*, 7(1), S. 317–337. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/gmd-7-317-2014>
- TOMER, M. D., & SCHILLING, K. E. (2009). A simple approach to distinguish land-use and climate-change effects on watershed hydrology. *Journal of Hydrology*, 376(1-2), S. 24-33.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.029>
- TSUJIMOTO, K., & KOIKE, T. (2013). Land-lake breezes at low latitudes: The case of Tonle Sap Lake in Cambodia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(13), S. 6970-6980.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jgrd.50547>
- TUCKER, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), S. 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- UHLMANN, W., ZIMMERMANN, K., KALTOFEN, M., GERSTGRASER, M., GROSSER, F., & SCHÜTZEL, C. (2023). *Wasserwirtschaftliche Folgen des Braunkohleausstiegs in der Lausitz*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- ULIANA, E. M., AIRES, U. V., DE SOUSA JUNIOR, M. F., DA SILVA, D. D., MOREIRA, M. C., DA CRUZ, I. F., & ARAUJO, H. B. (2024). Estimated evaporation of lakes by climate reanalysis data and artificial neural networks. *Journal of South American Earth Sciences*, 136, S. 104811.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104811>
- VAN DER VELDE, Y., VERCAUTEREN, N., JARAMILLO, F., DEKKER, S. C., DESTOUNI, G., & LYON, S. W. (2013). Exploring hydroclimatic change disparity via the Budyko framework. *Hydrological Processes*, 28(13), S. 4110-4118. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.9949>
- VAPNIK, V. N. (1998). *Statistical learning theory*. New York, Weinheim: Wiley.
- VDI. (2024). VDI-Richtlinie 3787, Blatt 5. *Umweltmeteorologie–Lokale Kaltluft*. Düsseldorf: VDI-Verlag.
- VDI. (2025). VDI-Richtlinie 3786, Blatt 21. *Umweltmeteorologie - Meteorologische Messungen - Verdunstung*. Düsseldorf: VDI-Verlag.
- VOROBESKII, I., LUONG, T. T., KRONENBERG, R., & PETZOLD, R. (2024). High-resolution operational soil moisture monitoring for forests in central Germany. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28(15), S. 3567 – 3595. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/hess-28-3567-2024>

- WANG, C., WANG, S., FU, B., & ZHANG, L. (2016). Advances in hydrological modelling with the Budyko framework: A review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(3), S. 409-430. <https://doi.org/https://doi.org/10.1177/0309133315620997>
- WANG, D., GAO, G., AN, J., SHAO, Y., LÜ, Y., & FU, B. (2022). Comparisons of three scaling up methods to estimate stand transpiration of a xerophytic shrub (*Salix psammophila*) in northern China. *Journal of Hydrology*, 608, S. 127593. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127593>
- WETZEL, R. G. (1999). Plants and water in and adjacent to lakes. In A. J. Baird, & R. L. Wilby, *Ecohydrology. Plants and water in terrestrial and aquatic environments*. (1 Ausg., S. 269-299). New York: Routledge.
- WMO. (1966). *International Meteorological Vocabulary*.
- WU, Y., LI, Q., ZHONG, X., & LIU, X. (2024). Evaluating the accuracy of nine canopy resistance models in estimating winter wheat evapotranspiration using the Penman–Monteith equation. *Frontiers in Plant Science*, 15. <https://doi.org/https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1470409>
- WULLSCHLEGER, S. D., EPSTEIN, H. E., BOX, E. O., EUSKIRCHEN, E. S., GOSWAMI, S., IVERSEN, C., KATTGE, J., NORBY, R. J., VAN BODEGOM, P. M., & XU, X. (2014). Plant functional types in Earth system models: past experiences and future directions for application of dynamic vegetation models in high-latitude ecosystems. *Annals of Botany*, 114(1), S. 1–16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/aob/mcu077>
- WYNGAARD, J. C., & COTÉ, O. R. (1974). The evolution of a convective planetary boundary layer — A higher-order-closure model study. *Boundary-Layer Meteorology*, 7, S. 289-308. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00240833>
- XIAO, C., LOFGREN, B. M., WANG, J., & CHU, P. Y. (2016). Improving the lake scheme within a coupled WRF-lake model in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 8(4), S. 1969–1985. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2016MS000717>Digital Object Identifier (DOI)
- XIE, Z., YAO, Y., TANG, Q., LIU, M., FISHER, J. B., CHEN, J., ZHANG, X., JIA, K., LI, Y., SHANG, K., JIANG, B., YANG, J., YU, R., ZHANG, X., GUO, X., LIU, L., NING, J., FAN, J., & ZHANG, L. (2024). Evaluation of seven satellite-based and two reanalysis global terrestrial evapotranspiration products. *Journal of Hydrology*, 630, S. 130649. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130649>
- XU, H., ZHANG, X., YE, Z., JIANG, L., QIU, X., TIAN, Y., ZHU, Y., & CAO, W. (2021). Machine learning approaches can reduce environmental data requirements for regional yield potential simulation. *European Journal of Agronomy*, 129, S. 126335. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126335>
- XU, T., GUO, Z., LIU, S., HE, X., MENG, Y., XU, Z., XIA, Y., XIAO, J., ZHANG, Y., MA, Y., & SONG, L. (2018). Evaluating Different Machine Learning Methods for Upscaling Evapotranspiration from Flux Towers to the Regional Scale. *Journal of Geophysical Research*, 123(16), S. 8674–8690. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2018JD028447>

- YAO, W., HAN, M., & XU, S. (2010). Estimating the regional evapotranspiration in Zhalong wetland with the Two-Source Energy Balance (TSEB) model and Landsat7/ETM+ images. *Ecological Informatics*, 5(5), S. 348–358. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.06.002>
- ZHANG, C., BRODYLO, D., RAHMAN, M., RAHMAN, M. A., DOUGLAS, T. A., & COMAS, X. (2022). Using an object-based machine learning ensemble approach to upscale evapotranspiration measured from eddy covariance towers in a subtropical wetland. *Science of The Total Environment*, 831, S. 154969. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154969>
- ZHANG, Q., & LIU, H. (2014). Seasonal changes in physical processes controlling evaporation over inland water. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(16), S. 9779–9792.
- ZHANG, Y., LI, X., CHANG, X., LUO, D., WANG, X., & CHENG, G. (2024). Impacts of topographic shadows cast by surrounding terrain on the solar irradiance on glaciers' surface in High Mountain Asia (HMA). *Atmospheric Research*, 307, S. 107511. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2024.107511>
- ZHOU, L., & ZHOU, G. (2009). Measurement and modelling of evapotranspiration over a reed (*Phragmites australis*) marsh in Northeast China. *Journal of Hydrology*, 372(1–4), S. 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.03.033>
- ZHU, J.-J., YANG, M., & REN, Z. J. (2023). Machine Learning in Environmental Research: Common Pitfalls and Best Practices. *Environmental Science & Technology*, 57(46), S. 17671–17689. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00026>
- ZHU, S., CLEMENT, R., MCCALMONT, J., DAVIES, C. A., & HILL, T. (2022). Stable gap-filling for longer eddy covariance data gaps: A globally validated machine-learning approach for carbon dioxide, water, and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 314, S. 108777. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108777>
- ZIEMANN, A., ARBOLEDA, A. G., & LAMPERT, A. (2020). Comparison of Wind Lidar Data and Numerical Simulations of the Low-Level Jet at a Grassland Site. *Energies*, 13(23), S. 6264. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/en13236264>
- ZIEMANN, A., STARKE, M., & LEIDING, T. (2019). Sensitivity of nocturnal low-level jets to land-use parameters and meteorological quantities. *Adv. Sci. Res.*, 16, S. 85–93. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/asr-16-85-2019>

Anhang

Tabelle 20: Tabellarische Übersicht und Bewertung gebräuchlicher bzw. in der wissenschaftlichen Fachliteratur beschriebenen Messverfahren zur Bestimmung der Gewässerverdunstung

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Wasserbilanz	- theoretisch einfaches Messkonzept	- brauchbare Verdunstungsabschätzung nur auf großen Zeitskalen (Monaten, Jahren) möglich - keine flächendifferenzierte Betrachtung möglich - sensitiv auf Messunsicherheiten → erforderliche Genauigkeit der Messdaten kann praktisch nicht realisiert werden - Methodik führt selten zu brauchbaren Ergebnissen	- genaue Bathymetrie und genaue Pegeldaten zur Approximation des Speichers bzw. der Speicheränderung - genaue Zu- und Abflussdaten der angebundenen Grund- und Oberflächengewässer	- ungeeignet

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Energiebilanz	- theoretisch einfaches Messkonzept	- brauchbare Verdunstungsabschätzung nur auf großen Zeitskalen (Monaten) möglich - keine flächendifferenzierte Betrachtung möglich - sensitiv auf Messunsicherheiten → erforderliche Genauigkeit der Messdaten kann praktisch nicht realisiert werden - Methodik führt selten zu brauchbaren Ergebnissen	- genaue Bathymetrie und genaue Pegeldaten zur Approximation des Speichervolumens - genaue Messdaten der Wassertemperatur bzw. des Wassertemperaturprofils - genaue Quantifikation der durch ein- und ausströmende Grund- und Oberflächengewässer ein- und ausgetragenen Energiemengen - Strahlungsbilanz	- ungeeignet

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Approximationen auf Basis von Satellitendaten	- frei verfügbar → keine eigenen Messungen erforderlich	- bereitgestellte Verdunstungsdaten sind sehr ungenau und in vielen Fällen als unbrauchbar einzustufen - zu grobe räumliche Auflösung - tatsächlich zugrundeliegende Methodik der Verdunstungsbestimmung sehr komplex und in vielen Fällen nicht vollständig reproduzierbar - tatsächlich keine Messung im eigentlichen Sinn - Daten oftmals auf US-Servern → keine Garantie auf Datenverfügbarkeit	- frei verfügbar → Download mit ausreichend schneller Internetverbindung	- ungeeignet
Lysimeter	- sehr anschauliche Messung - technisch einfach	- nur in vor Wind und Wellenschlag geschützten Bereichen anwendbar	- Lysimetergefäß mit Drucksonde oder akustischen Wasserstandssensor - zusätzlich empfohlen: Messung der Wassertemperatur im und außerhalb des Lysimetergefäßes, Apparatur zur automatischen Füllstandskontrolle und -anpassung	- geeignet - vorgesehen bzw. eingeplant zur Messung der Verdunstung emerser litoraler Vegetationsbestände und von in diese Vegetationsbestände eingelagerten kleinen freien Wasserflächen

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Gradientenbasierte Ansätze	- flächenrepräsentative Messung in hoher zeitlicher Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - technisch einfach - preiswerte Sensorik	- indirekte, unsichere und ungenaue Ableitung der Verdunstung - nur unter bestimmten meteorologischen Bedingungen plausible Messdaten - sehr sensitiv auf Messunsicherheiten - meist relativ hohe Messhöhen - vergleichsweise große und schwere Messplattform in uferfernen Bereich erforderlich	- Messung der Luftfeuchte und Lufttemperatur in mindestens 3 Messhöhen, zusätzlich meist gleichzeitige Messung der Windgeschwindigkeit in diesen Messhöhen - - sehr anschauliche Messung	- ungeeignet → Eddy-Kovarianz oder Scintillometer stellen deutlich genauere Alternativen dar → keine Empfehlung

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Eddy-Kovarianz	- genauestes Verfahren zur flächenrepräsentativen Messung der Verdunstung - hohe zeitliche Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - weite Verbreitung → gute Unterstützung durch Fachcommunity - sehr gute Software zur weiteren Datenverarbeitung verfügbar	- teure und komplexe Messtechnik erforderlich - komplexe Datennachbearbeitung (EC-Post-Processing) erforderlich - vergleichsweise große und schwere Messplattform in uferfernen Bereich erforderlich - teure und wartungsintensive Technik (Gasanalysator) befindet sich auf dem Gewässer - Stromversorgung mittels Solarstrom nicht trivial (aber lösbar) - teuer - regelmäßige Wartungsarbeiten müssen auf der Plattform auf dem Gewässer durchgeführt werden	- grundlegendes Setup: 3D-Ultraschall-Anemometer, Open-Path-oder Enclosed-Gasanalysator, Datenlogger - Wichtige Ergänzungsmessungen: Strahlungsbilanz, Wassertemperaturprofil, Luftfeuchte und Lufttemperatur - optional zusätzliche Messung der Luftfeuchte und -temperatur in zwei weiteren Messhöhen → ergänzende Messungen mittel Modified-Bowen-Ratio-Methode möglich	- geeignet → empfohlene Methode zur Bestimmung der Verdunstung über dem Pelagialbereich des Pilotgewässers - Entscheidung zwischen Eddy-Kovarianz und Scintillometer muss unter Beachtung der genauen Vor-Ort-Situation und administrativer/ logistischer Aspekte erfolgen

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Scintillometer	- flächenrepräsentative Messung in hoher zeitlicher Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - Aufstellung des Scintillometers selbst und damit des teuersten Bestandteils des Messsystems am Ufer außerhalb des Gewässers - auf dem Gewässer befinden sich nur relative wartungsarme Messgeräte - Plattform auf dem Gewässer kann im Vergleich zu einem Eddy-Kovarianz-Messsystem deutlich kleiner gestaltet werden - Stromversorgung der auf dem Gewässer befindlichen Messgeräte recht einfach realisierbar	- im Vergleich zu Eddy-Kovarianz-Messungen signifikant ungenauere Approximation der Verdunstung - sehr teuer (→ circa 3 bis 5fache Kosten im Vergleich zu einem Eddy-Kovarianz-Messsystem) - wenige Hersteller, sehr lange Lieferzeiten - System erfordert begleitende Messungen auf der Wasserfläche, dadurch Ausbringung einer Messboje oder -plattform wie bei Eddy-Kovarianz-Messungen erforderlich - sehr aufwendige und Datennachbearbeitung - Stromversorgung an zwei gegenüberliegenden Uferseiten erforderlich	- Grundlegendes Setup: Kombination aus einem optischen und einem Mikrowellen-Scintillometer, zusätzlich muss ein 3D-Ultraschall-Anemometer in Nähe des Zentrums des Messpfads auf der Wasserfläche installiert werden - wichtige Ergänzungsmessungen auf der Wasserfläche: Strahlungsbilanz, Wassertemperaturprofil, Luftfeuchte und Lufttemperatur - Optional zusätzliche Messung der Luftfeuchte und -temperatur in zwei weiteren Messhöhen → ergänzende Messungen mittel Modified-Bowen-Ratio-Methode möglich	- geeignet → empfohlene Methode zur Bestimmung der Verdunstung über dem Pelagialbereich des Pilotgewässers - Entscheidung zwischen Scintillometer und Eddy-Kovarianz muss unter Beachtung der genauen Vor-Ort-Situation und administrativer/logistischer Aspekte erfolgen

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Bowen-Ratio-Methode	- flächenrepräsentative Messung in hoher zeitlicher Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - technisch einfach - vergleichsweise preiswerte Sensorik	- erfordert sehr genaue Abschätzung der Wärmespeicherung bzw. Wärmespeicheränderung im Wasserkörper → die erforderlichen Genauigkeiten können praktisch nicht realisiert - numerische Artefakte führen oftmals zu unrealistischen Werten	- Messung der Luftfeuchte und Lufttemperatur in 2 Messhöhen, - Strahlungsbilanz - Wassertemperaturprofil zur Approximation der Wärmespeicherung bzw. Wärmespeicheränderung im Wasserkörper	- ungeeignet

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Eddy-Kovarianz-Energie-Bilanz	- flächenrepräsentative Messung in hoher zeitlicher Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - im Vergleich zu einem klassischen Eddy-Kovarianz-Messsystem deutlich billiger, da auf teuren Gasanalysator verzichtet wird - Plattform auf dem Gewässer kann im Vergleich zu einem Eddy-Kovarianz-Messsystem deutlich kleiner gestaltet werden - Stromversorgung der auf dem Gewässer befindlichen Messgeräte ebenfalls einfacher	- erfordert sehr genaue Abschätzung der Wärmespeicherung bzw. Wärmespeicheränderung im Wasserkörper → die erforderlichen Genauigkeiten können praktisch nicht realisiert	- 3D-Ultraschall-Anemometer - Strahlungsbilanz - Wassertemperaturprofil zur Approximation der Wärmespeicherung bzw. Wärmespeicheränderung im Wasserkörper	- ungeeignet

Name oder Bezeichnung der Methodik	Wichtigste Vorteile	Wichtigste Nachteile	Benötigte Daten bzw. Sensoren	Bewertung und Bemerkungen
Modified-Bowen-Ratio	- flächenrepräsentative Messung in hoher zeitlicher Auflösung (meist 30-Minuten-Messwerte) - im Vergleich zu einem klassischen Eddy-Kovarianz-Messsystem deutlich billiger, da auf teuren Gasanalysator verzichtet wird - im Vergleich zu Bowen-Ratio anwendbar, da auf Bestimmung der Wärmespeicherung bzw. Wärmespeicheränderung im Wasserkörper verzichtet werden kann - insgesamt sehr einfach und preiswert zu realisieren	- nur anwendbar, wenn der sensible Wärmefluss und der vertikale Gradient der Lufttemperatur sich deutlich von Null unterscheiden → vergleichsweise häufige Messausfälle	- 3D-Ultraschall-Anemometer - Messung der Luftfeuchte und Lufttemperatur in 2 Messhöhen	- bedingt geeignet - aufgrund des geringen technischen und finanziellen Aufwands wird empfohlen, das eingesetzte Eddy-Kovarianz- oder Scintillometer-Messsystem um Modified-Bowen-Ratio zu ergänzen (→ Redundanz der Verdunstungsmessung)

Tabelle 21: Tabellarische Übersicht des konzipierten Messdesigns

Ziel der Messung	Messverfahren	Bemerkung
(i) flächenrepräsentative Erhebung von Verdunstungsmessdaten vom Pelagialbereich des Gewässers	- Eddy-Kovarianz oder Scintillometer - mit zugehörigen Begleitmessungen: Strahlungsbilanz, Wassertemperaturprofil, Luftfeuchte und Lufttemperatur - gegebenenfalls Ergänzung durch Modified-Bowen-Ratio	- Entscheidung zwischen Scintillometer und Eddy-Kovarianz muss unter Beachtung der genauen Vor-Ort-Situation und administrativer/logistischer Aspekte erfolgen - ebenso ist die Entscheidung zwischen einem Open-Path- und Enclosed-Gasanalysator auf Grundlage multidimensionaler Überlegungen und der tatsächlichen administrativen und technischen Kapazitäten zu treffen
(ii) flächenrepräsentatives Monitoring der verdunstungssteuernden meteorologischen und limno-physikalischen Umweltgrößen über dem Pelagialbereichs des Gewässers	- Windgeschwindigkeit und -richtung - atmosphärische Turbulenzstruktur - Luftfeuchte und -temperatur - Strahlungsbilanz - Wassertemperaturprofil	- benannte Messdaten werden implizit durch die für Eddy-Kovarianz- und Scintillometer-Messungen erforderlichen Begleitmessungen bereitgestellt
(iii) Erhebung von Verdunstungsmessdaten von emersen littoralen Vegetationsbeständen und von in diese Vegetationsbestände eingelagerten, kleinen freien Wasserflächen	- Lysimeter mit Drucksonden oder akustischen Wasserstandssensoren - Wassertemperatur in und außerhalb des Lysimetergefäßes - turnusmäßiges Monitoring von Vegetationshöhe, phänologische Phase und Plant Area Index	- Messungen werden zur Detektion der räumlichen Variation der Verdunstung über dem Pilotgewässer benötigt
(iv) Erhebung repräsentativer Daten zur Beschreibung der meteorologischen Rahmenbedingungen außerhalb des direkt durch das Gewässer beeinflussten Bereichs	- Windgeschwindigkeit und -richtung - Luftfeuchte und -temperatur, optional Niederschlag	- notwendig zum Antrieb des atmosphärischen Grenzschichtmodells und der KI-basierten Verdunstungsmodelle

Herausgeber

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: +49 351 2612-0; Telefax: +49 351 2612-1099

E-Mail: Poststelle.LfULG@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autor

Dr. Philipp Körner

iamk GmbH

Institut für angewandte Meteorologie und Klimatologie

Dr.-Wilhelm-Külz-Straße 70

01896 Pulsnitz

Telefon: +49 176 45747729

E-Mail: philipp.koerner@iamk-gmbh.de

Redaktion

Dr. Beate Böhme, Felix Stiller

Abteilung 4: Wasser, Boden, Kreislaufwirtschaft

Referat 45: Landeshochwasserzentrum, Gewässerkunde

Zur Wetterwarte 3, 01109 Dresden

Telefon: + 49 351 89284563

E-Mail: LHWZ@lfulg.sachsen.de

Bildnachweis

Titelbild: Scheibe-See, 2025, Quelle: LMBV/Steffen Rasche;

sonstige Fotos: Dr. Uwe Spank

Redaktionsschluss

27.07.2026

Bestellservice

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei heruntergeladen werden aus der Publikationsdatenbank des Freistaates Sachsen (<https://publikationen.sachsen.de>).

Hinweis

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit vom LfULG (Geschäftsbereich des SMUL) kostenlos herausgegeben. Sie ist nicht zum Verkauf bestimmt und darf nicht zur Wahlwerbung politischer Parteien oder Gruppen eingesetzt werden.

Diese Maßnahme wird mitfinanziert durch Steuermittel auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushaltes.

Täglich für ein gutes Leben.

www.lfulg.sachsen.de