kup IKE LH² IWS IL Universität Konstanz A W B R

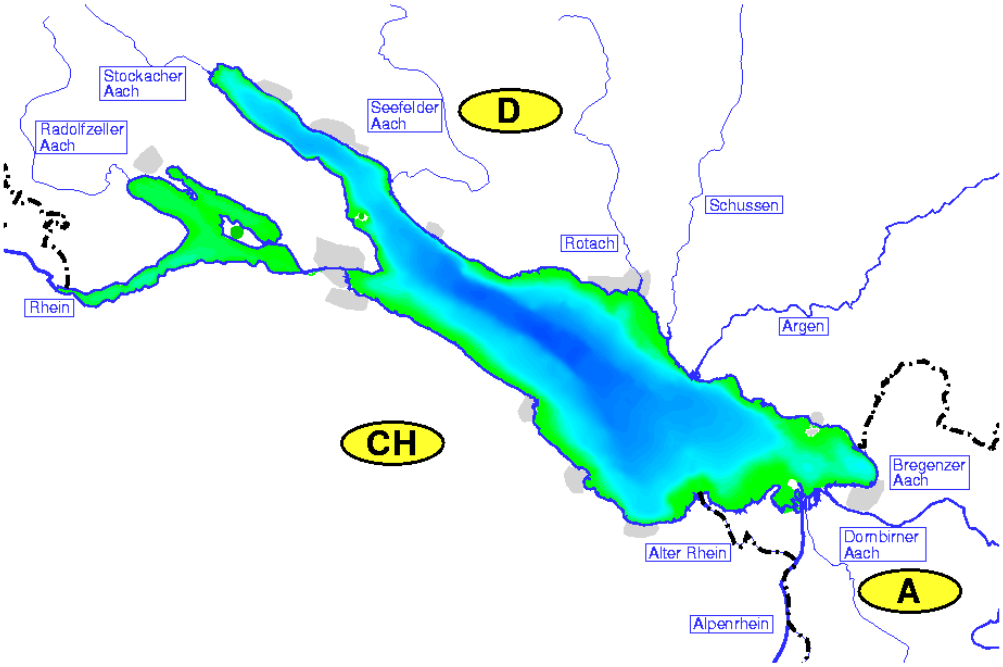
Verbundforschungsvorhaben

BodenseeOnline
Ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees

Abschlussbericht

November 2008

Bericht: A254-7



Inhaltsverzeichnis:

Vorwort

Kurzfassung

1 Zielsetzung 1

2 Anforderungen an BodenseeOnline (TP5) Der Bodensee - Naturschatz, Ressource und idealer Modellstandort 5
2.1 Der Bodensee - ein Naturschatz 5
2.2 Der Bodensee - Trinkwasserspeicher für Millionen 8
2.3 Der Bodensee - eine wasserwirtschaftliche Herausforderung 10
2.4 Der Bodensee – ein idealer Modellstandort für die Entwicklung des Informations- und Entscheidungssystems „BodenseeOnline“ 11
2.5 Anforderungen an das web-basierte Informations- und Entscheidungssystem „BodenseeOnline“ 16
2.6 Einbindung der Fachbehörden und Information der Öffentlichkeit 22

3 Datengrundlage (TP1) 25
3.1 Datenbank 25
3.2 Messdaten 27
3.3 Meteorologische Prognosedaten 28
3.4 Ergebnisdaten der Modelle 28
3.5 Vertragliche Vereinbarungen 29
3.6 Datenflüsse 31

4 Dreidimensionales Strömungs- und Transportmodell (TP3) 33
4.1 Antriebskräfte der Seeströmung 34
4.2 Windinduzierte interne Schwingungen 34
4.2.1 Bedeutung des Windfeldes 34
4.2.2 Energieeintrag bei Schwachwind 35
4.3 Flusswassereinströmung mit Sedimenttransport (Alpenrhein) 36
4.3.1 Modell 37
4.3.2 Randbedingungen 38
4.3.3 Ergebnisse 39
4.3.4 Einfluss der Erdrotation 41
4.4 Flusswassereinströmung kleiner Gewässer (Schussen) 43
4.4.1 Schussen - Messkampagne 43
4.4.2 Modellierung 44
4.5 Flachwasserzonen 46
4.5.1 Bedeutung für die Tiefenwassererneuerung 47
4.5.2 Windinduzierte Resuspension 48
4.6 Vergleich mit eindimensionaler Modellierung 48
4.7 Zusammenfassung 50

5 Ökologisches Modell (TP4) 51
5.1 Vorgehensweise 51
5.2 Langzeitdaten für das Einzugsgebiet 51
5.3 Energieeintrag und vertikale Mischung 53
5.4 Ökologie 56
5.5 Ökosystemanalyse des Bodensees 57
5.6 Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation des Bodensees (1D) 60

5.7 Übertragung des ökologischen Modells auf andere Gewässer 64
5.8 Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation mit DYRESM-ELCOM (3D) 65
5.9 Messungen zur horizontalen Temperaturverteilung im Bodenseelitoral während der Erwärmungsperiode 2007 67
5.10 Etablierte Kooperationen 68
5.11 Ausblick 69

6 Biogene Calcitfällung (TP5) 71
6.1 Einleitung 71
6.2 Freilandprogramm zur Erfassung der Langzeitdynamik des Systems – Identifizierung von biogen induzierten Calcitfällungsphasen im Bodensee 71
6.2.1 Ort und Zeitraum des Gewässermonitorings 72
6.2.2 Messprogramm 72
6.2.3 Ausgewählte Ergebnisse 73
6.3 Entwicklung eines Reaktorsystems zur Untersuchung von Calcitfällungsereignissen im Labormaßstab 74
6.4 Mitfällung von Bakterien während der Calcitkristallbildung 76
6.4.1 Einleitung 76
6.4.2 Material und Methoden 77
6.4.3 Resultate 79
6.5 Einfluss von Kolloiden auf die Bildung von Calcitkristallen 86
6.5.1 Einleitung 86
6.5.2 Material und Methoden 86
6.5.3 Ergebnisse 88
6.6 Untersuchungen zur Adsorption von aromatischen Kohlenwasserstoffen an $CaCO_3$ im Bodensee 90
6.6.1 Einleitung 90
6.6.2 Worst-Case-Betrachtungen 91
6.6.3 Experimentell hergestellte Modelllösungen (Standards) 92
6.6.4 Resultate 93

7 Windmodell (TP2) 97
7.1 Vergleich der Windfeldmodelle 97
7.1.1 Physikalische Grundlagen 98
7.1.2 Modellgrundlagen 100
7.1.3 Datengrundlage 101
7.1.4 Vergleichsrechnungen 103
7.2 Modellrechnungen mit MCF 105
7.2.1 Diagnoserechnungen 105
7.2.2 Prognoserechnungen 108
7.2.3 Anwendung auf die Messkampagne 2001 109
7.3 Folgerungen für den Einsatz in Bodensee Online : 113
7.4 Einbindung der Windfeldberechnung in das Online-Modell: 113
7.4.1 Datenfluss 114
7.4.2 Steuerung der Windfeldberechnung 115
7.4.3 Berechnungsschema 115

8 Online-Modell (TP1, TP2) 117
8.1 Übersicht 117
8.2 Datenflüsse (TP1 und TP2) 120
8.3 Hydrodynamik (TP1) 122
8.3.1 Zuflüsse aus Gewässern 123
8.3.2 Zuflüsse aus Kläranlagenausläufen 124
8.3.3 Entnahmen durch Wasserwerke 125
8.3.4 Abfluss über den Rhein 126

8.3.5 Wärmeaustausch mit der Atmosphäre 127
8.3.6 Verifizierung des hydrodynamischen Online-Modells 127
8.3.7 Prognose der Hydrodynamik 132
8.4 Ökologie (TP1) 134
8.5 Oberflächenwellen (TP1) 137
8.6 Web-basiertes Zugangssystem (TP1) 139
8.6.1 Messdaten 140
8.6.2 Horizontale Schnitte zur Darstellung der Berechnungsergebnisse 141
8.6.3 Vertikale Schnitte zur Darstellung der Berechnungsergebnisse 144
8.6.4 Tiefenprofile 145
8.6.5 Darstellung der zeitlichen Entwicklung anhand von Movies 145

9 Messkampagne Frühsommer 2007 (TP4, TP5, TP1, LUBW) 147
9.1 Motivation 147
9.2 Organisation 147
9.3 Methoden 148
9.4 Messergebnisse 149
9.4.1 Meteorologische Bedingungen 149
9.4.2 Temperatur und Phytoplankton 149
9.4.3 Hydroakustik (Zooplankton und Fische) 153
9.4.4 Driftkörpermessungen 155
9.5 Modelltechnische Auswertung der Messkampagne 155
9.5.1 Modellaufbau 155
9.5.2 Simulationsergebnisse 156
9.6 Zusammenfassung 157

10 Anwendung und Test von BodenseeOnline (TP1) 159
10.1 Abschätzung der Auswirkungen nach einem Ölunfall an der Bregenzerach 159
10.2 Abschätzung der möglichen Auswirkungen nach einem Schiffsunfall 160
10.3 Variantenuntersuchungen für die Einleitung von geklärtem Abwasser 161
10.4 Nahfeldbetrachtung im Zusammenhang mit einer Wasserentnahme 162
10.5 Treibholz 163

11 Zusammenfassung und Ausblick 165

Literatur

Liste der Veröffentlichungen und Vorträge „BodenseeOnline“

Abbildungsverzeichnis:

Abb. 1.1: Prozesse und Antriebsgrößen für den Bodensee

Abb. 1.2: Modelle von BodenseeOnline

Abb. 2.1: Impressionen „Bodenseeregion heute“

Abb. 2.2: Der Bodensee - zwischen den drei Anrainerstaaten Deutschland, Österreich und der Schweiz gibt es keine Hoheitsgrenzen auf dem Wasser (Kondominium)

Abb. 2.3: Einzugsgebiet des Bodensees, Morphologie, Wasserbilanz

Abb. 2.4: Oberflächengewässer wie z.B. der Bodensee stehen im Fokus der Interessen vielfältiger Nutzungen, die ggf. zu nachhaltigen Beeinflussung des aquatischen Systems führen

Abb. 2.5: Potenzielle Nutzer von BodenseeOnline

Abb. 2.6: Anforderungen an das räumliche Aussagevermögen des Systems „BodenseeOnline“, ausgewählte Beispiele.

Abb. 2.7: Konzeption und Aufbau des Informationssystems „BodenseeOnline“

Abb. 2.8: Beispiele von Windmess- und Rohwasserüberwachungsstationen

Abb. 2.9: Information der Öffentlichkeit in jährlich stattfindenden Kolloquien

Abb. 2.10: Eindrücke von den öffentlichen Veranstaltungen, bei denen jeweils die aktuellen die Ergebnisse des Forschungsprojektes „BodenseeOnline“ vorgestellt wurden

Abb. 2.11: Verzahnung der Forschungsaktivitäten zwischen der AWBR und den anderen Teilprojekten

Abb. 3.1: Konzept von BodenseeOnline

Abb. 3.2: MySQL-Tabellenschema für Input-DB (vorhandene Messwerte)

Abb. 4.1: Temperaturprofil S1 im Überlinger See in Messung und Rechnung mit MCF-Windfeld (graue Linien) und linearer Interpolation der Windmessdaten (gestrichelte schwarze Linien)

Abb. 4.2: Starkregenereignis August 2005: Prinzipskizze

Abb. 4.3: Abfluss und Schwebstoffgehalt des Alpenrheins

Abb. 4.4: Temperatur und Schwebstoffkonzentration an der Seesohle nahe der Alpenrheinmündung am 23. 8. 2005 um 7 Uhr

Abb. 4.5: Temperaturprofil am tiefsten Punkt des Sees zwischen Fischbach und Uttwil während und nach dem Hochwasser

Abb. 4.6: Trübung und Schwebstoffkonzentration an den Seewasserwerken Immenstaad und Sipplingen (BWV)

Abb. 4.7: Der Dichtestrom: Schnitt durch den Bodensee auf Höhe der Argenmündung, Blick Richtung Alpenrheinmündung. Simulation mit (oben) und ohne Berücksichtigung der Corioliskraft.

Abb. 4.8: Luftbild der Schussenmündung, Messpunkte der Leitfähigkeitsmessungen durch die BWV

Abb. 4.9: Lokale Netzverfeinerung an der Schussenmündung

Abb. 4.10: Berechnete Strömungsverhältnisse an der Schussenmündung bei Niedrigwasser (links) und Hochwasser (rechts).

Abb. 4.11: Berechnete Strömungsverhältnisse an der Schussenmündung bei veränderter Topographie. Prinziprechnungen für Einleitung in flaches Wasser (links) und tiefes Wasser (rechts).

Abb. 4.12: Flachwasserzonen im Bodensee. Gebiete mit weniger als 10 m Wassertiefe sind grün dargestellt

Abb. 4.13: Differential Cooling: Simulation von Tiefenwassererneuerung durch Abkühlung der Flachwasserzone (FWZ). Prinziprechnungen für die Friedrichshafener Bucht

Abb. 4.14: Modellnetz für Langzeitsimulationen

Abb. 4.15: Wassertemperatur in 230 m Tiefe: Messung (ISF), Rechnung 1D (DYRESM) und 3D (ELCOM)

Abb. 5.1: Abfluß-Konzentrations-Beziehung (Linie) für SRP (mg m-3) in der Dornbirner Aach in den Jahren 1969/1997 (Punkte: Messung), Daten: IGKB

Abb. 5.2: Jährliche Zuflussfrachten an gelösten Phosphor im Zeitraum von 1979 bis 2000.

Abb. 5.3: Vergleich zwischen berechneter und gemessener ILWR nach den Ansätzen von Swinbank (1963), Brutsaert (1982), bzw. Iziomon et al. (2003). Der Ansatz nach Iziomon et al. (2003) zeigte mit einem Bestimmtheitsmass von R^2=0.62 die besten Ergebnisse.

Abb. 5.4: Gemessene (oben) und simulierte (unten) Wassertemperatur in den oberen 100m des Bodensees in den Jahren 1995 bis 1997.

Abb. 5.5: Vergleich zwischen gemessener und simulierter Wassertemperatur (rote Punkte) im Bodensee im Zeitraum 1995 bis 1997; rote Linie = Regressionsgerade, schwarze Linie = 1:1 Linie

Abb. 5.6: Schematische Darstellung des ökologischen Modells CAEDYM. Die verwendete Modellkonfiguration in BodenseeOnline konzentrierte sich auf die klassische pelagische Nahrungskette (Nährstoffe, Phytoplankton, Zooplankton, NPZ-Model), während Fische, Sediment-Freiwasser-Interaktionen und Microbial Loop durch empirische Formeln beschrieben werden.

Abb. 5.7: Funktionelle Klassifikation des Phytoplanktons in 4 Typgruppen. Die physiologischen Eigenschaften, die mit den benutzten Kategorien (kleine/groß bzw. Diatomee/ nicht-Diatomee) korrelieren, sind am rechten und unteren Rand der Darstellung angegeben.

Abb. 5.8: Einteilung der Phytoplanktongemeinschaft des Bodensees in die 4 funktionellen Typgruppen. Alle Daten des Zeitraumes 1979-1999 sind als Jahresgänge übereinander geplottet. In der oberen Grafik ist das Gesamtphytoplankton (Biovolumen, cm^3 m^{-2}) dargestellt, darunter die prozentualen Anteile der jeweiligen Typgruppe.

Abb. 5.9: Gemessene (oben) und simulierte (unten) Chlorophyllkonzentrationen für den Zeitraum 1995 bis 1997 im Bodensee. Die simulierte Chlorophyllkonzentratioen ergibt sich durch Addition der vier simulierten Phytoplankton-Typgruppen.

Abb. 5.10: Simulierte Zooplanktondynamik im Bodensee für den Zeitraum 1995 bis 1997.

Abb. 5.11: Simulierte Dynamik der 4 funktionellen Phytoplankton-Typgruppen im Bodensee für den Zeitraum 1995 bis 1997; oben links: kleine Diatomeen, unten links: große Diatomeen, oben rechts: kleine Nicht-Diatomeen, unten rechts: große nicht-Diatomeen

Abb. 5.12: Ergebnisse einer Langzeitsimulation für den Bodensee im Zeitraum 1979 (eutroph) bis 2000 (meso-/oligotroph). Dargestellt sind Mittelwerte über die oberen 20m für gelösten Phosphor (oben), Gesamt-Chlorophyllkonzentration (Mitte) und die Chlorophyllkonzentrationen der einzelnen funktionellen Phytoplankton-Typgruppen (unten)

Abb. 5.13: Jährliche Mittelwerte des gemessenen Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons im Bodensee (Säulen, flächenbezogene Summe von 0-20m) und der simulierten Chlorophyllkonzentration (Punkte, Tiefengewichtetes Mittel von 0-20m).

Abb. 5.14: Anwendung von DYRESM-CAEDYM auf den Genfer See für den Zeitraum 2001 bis 2004, rote Linie: Modell, blaue Linie: Messdaten (Mittelwert 0-30m).

Abb. 5.15: Simulierte Chlorophyllverteilung an der Oberfläche des Bodensees am 09. Mai 1996 in einer gekoppelten hydrodynamisch-ökologischen Simulation mit ELCOM-CAEDYM (Simulation: Magdalena Eder).

Abb. 5.16: Simulierte Sauerstoffkonzentration in 250m Tiefe im Bodensee mit ELCOM-CAEDYM (grobes horizontales grid) im Zeitraum 1988 bis 1997 (Simulation: Magdalena Eder).

Abb. 5.17: Positionen für die Ausbringung der Temperaturlogger zur seeweiten Erfassung der Temperaturentwicklung im Bodensee.

Abb. 5.18: Temperaturdaten der ausgebrachten Temperaturlogger in 1.5m Tiefe (links) und 6.0m Tiefe (rechts).

Abb. 6.1: Schematische Darstellung der Prozessbetrachtung in verschiedenen Skalen

Abb. 6.2: Untersuchungsort für das 7-monatige Gewässermonitoring – Messboje des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz

Abb. 6.3: Darstellung der Vertikalprofilmessung für die Konzentration an Chlorophyll a, den pH-Wert und für das gelöste Calcium. (Untersuchungszeitraum März 2007 bis Mitte August 2007)

Abb. 6.4: Darstellung des entwickelten Reaktorsystems

Abb. 6.5: Prinzip der Partikelzählung nach dem Messprinzip der Laserlichtabschattung (*Schick* 2000 -modifiziert-)

Abb. 6.6: Entwicklung eines Hell-Dunkel-Zyklus (Tag/Nacht) auf Basis von hochfrequenten Lichtmessung des Limnologischen Institutes der Universität Konstanz

Abb. 6.7: Bestimmte Zellzahlen mL^{-1} der verwendeten Bakterienarten *E. coli* (links) und *E.faecalis* (rechts) vor und nach der induzierten Calcitfällung. Bestimmung erfolgte mittels DAPI und eines LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kits (SYTO9 und Propidiumiodid).

Abb. 6.8: Mittels LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kits bestimmtes Lebend-Tot-Verhältnis der jeweils untersuchten Bakterienpopulationen (*E.coli* - links, *E.faecalis* - rechts) während den Calcitfällungsversuchen

Abb. 6.9: Übersicht der bildmikroskopischen Untersuchung der *E.coli*-Sedimentproben mithilfe verschiedener Methoden:

Abb. 6.10: Übersicht der bildmikroskopischen Untersuchung der *E.faecalis*-Sedimentproben mithilfe verschiedener Methoden:

Abb. 6.11: Bildmikroskopische Aufnahme einer Sedimentprobe aus den Mitfällungsversuchen mit *E.faecalis*

Abb. 6.12: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus – Kopplung von Fällungsreaktor und Nano-Partikel-Analyzer (NPA/LIBD)

Abb. 6.13: Verlauf der Partikelkonzentration (links) – (Messwerte NPA/LIBD) und die berechnete Kristallwachstumsgeschwindigkeit R (n = 1 und k = 0.035 $(L*mmol^{-1}*s^{-1})/(m^2*L^{-1})$ (rechts) in Abhängigkeit von der Versuchszeit

Abb. 6.14: Kristallwachstumsgeschwindigkeiten R für die verwendeten Kolloidstandards mit einem Durchmesser $d_{colloid}$ von 1020nm (links) und 21nm (rechts) in Abhängigkeit von der Versuchszeit (n = 1, k = 0,035 $(L*mmol^{-1}*s^{-1})/(m^2*L^{-1})$

Abb. 6.15: ESEM-Aufnahme eines Calcitkristalls mit eingeschlossenen Kolloiden, $d_{colloid}$ = 800nm (Pfeil), (Vergr. 19305x).

Abb. 6.16: Skizze einer möglichen Havarie eines mit Mineralölprodukten beladenen Tanklastzug oder Güterzugs (Kesselwagen) am Betriebs- und Forschungslabor des Zweckverbands Bodensee-Wasserversorgung in Sipplingen-Süßenmühle

Abb. 6.17: Chromatogramm einer GC-Analyse von Super bleifrei der Firma Macherey-Nagel (beispielhaft für alle Benzine), 2006; markiert sind die für die Adsorptionsuntersuchungen ausgewählten BTEX-Aromaten

Abb. 6.18: Adsorption von ausgewählten BTEX-Aromaten an Calcitkristallen, dargestellt am Beispiel von Adsorptionsisothermen

Abb. 7.1: 3D Ansicht der Bodenseetopographie (alle Flächen < 400 m sind blau eingefärbt)

Abb. 7.2: Vergleich der Windfeldmodelle (links MCF rechts WINDO) Eingangsdaten aus Prognose vom 9.12.2006 von 12 Uhr

Abb. 7.3: Vergleich der Windprofile (links MCF rechts WINDO) Eingangsdaten aus Prognose vom 9.12.2006 von 12 Uhr und Messwert der Station Konstanz

Abb. 7.4: Zwei für den Bodensee typische Windfelder bei mäßiger Windstärke (2-4 m/sec) am 2008-09-08, 14:00 und 15:00

Abb. 7.5: Verlauf des Windes bei Wegfall einer Station (Schwachwind)

Abb. 7.6: Verlauf des Windes bei Wegfall einer Station (Starkwind)

Abb. 7.7: Vergleich des Windfelder der DWD-Prognose (links) mit dem Resultat des Windfeldmodells MCF mit hoch aufgelöster Topographie (rechts)

Abb. 7.8: Vergleich der prognostizierten Windgeschwindigkeit am Messpunkt Konstanz (rote Linie) mit der gemessenen Windgeschwindigkeit (Symbole) in der Zeit vom 7.5. bis zum 19.5.2007 (Messkampagne 2007)

Abb. 7.9: Lage der Messstationen während der Messkampagne 2001

Abb. 7.10: Vergleich der Windprofile, links nur die Landstationen, rechts alle Messstationen, am Beispiel der Friedrichshafen (WQ976) und der Seestationen S5 und S6

Abb. 7.11: Statistik der Windverhältnisse (Prozentualer Anteil des Auftretens einer Windgeschwindigkeit aus einer bestimmten Windrichtung) an einer See-Messstation im Konstanzer Trichter während der Bodensee- Messkampagne 2001 im Zeitraum vom 15.10. bis 11.11.2001

Abb. 7.12: Vergleich Messung – Simulation an der See-Messstation vor Friedrichshafen: Wind-Geschwindigkeit und –Richtung in der Zeit von Tag 304 bis 314 im Jahr 2001 (1.11. bis 11.11.2001). Die Werte bei 0 und 360 Grad sind in der Darstellung verzerrt dargestellt.

Abb. 7.13: Datenfluss für Windfeldmodell

Abb. 8.1: Modellnetz des Online-Modells für die hydrodynamischen Prozesse

Abb. 8.2: Modellnetz des Online-Modells für die Simulation der Wasserqualität und des Nährstoffkreislaufs

Abb. 8.3: Berechnete Temperaturprofile im Überlinger See (oben 400 m Raster, unten lokal verfeinertes Modell im Bereich der Alpenrheinmündung)

Abb. 8.4: Berechnete Strömungsgeschwindigkeiten an der Seeoberfläche (26.10.2008, 0:00 Uhr) im groben Modell und lokal an der Alpenrheineinströmung verfeinerten Modell

Abb. 8.5: Ablaufschema der Online-Modellierung

Abb. 8.6: Modellnetz mit Leitdämmen im Bereich der Alpenrheineinströmung

Abb. 8.7: Simulierter Anteil an geklärtem Abwasser im Überlinger See zwischen März und Oktober 2008

Abb. 8.8: Zeitliche Entwicklung der 8, 10, 12 und 14°C Isotherme im Überlinger See zwischen April und Juni 2007 (schwarze Linie: gemessene Werte an der Messstation der Universität Konstanz, rote und blaue Flächen: Simulationsergebnis des Online-Modells

Abb. 8.9: Vergleich gemessener Trübungen und berechneter Sedimentkonzentrationen an der Entnahme des Wasserwerks in Nonnenhorn im März 2008, oben: gemessene Windgeschwindigkeit in Konstanz (Daten des DWD), unten: gemessene Trübungswerte in 60 m Entnahmetiefen in Nonnenhorn, Mitte: berechnete Sedimentkonzentrationen über die Tiefe in Nonnenhorn

Abb. 8.10: Oben: gemessene Temperatur in Nonnenhorn in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Temperaturprofil in Nonnenhorn, mitte: gemessene Temperatur in Sipplingen in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Temperaturprofil in Sipplingen, unten: gemessene Windgeschwindigkeit (rote Linie) und Windrichtung (grüne Linie) in Konstanz

Abb. 8.11: Oben: gemessene el. Leitfähigkeit in Nonnenhorn in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Salinitätsprofil in Nonnenhorn, mitte: gemessene el. Leitfähigkeit in Sipplingen in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Salinitätsprofil in Sipplingen, unten: gemessene Windgeschwindigkeit (rote Linie) und Windrichtung (grüne Linie) in Konstanz

Abb. 8.12: Vergleich zwischen Analyselauf (Farbflächen) und mehreren Prognoseläufen (Linien) für die Temperaturentwicklung im Überlinger See, dem Anteil an Wasser aus kleineren Oberflächengewässern vor Friedrichshafen und der Sedimentkonzentration vor der Alpenrheinmündung zwischen 5. und 12. November 2008

Abb. 8.13: Berechnete Temperaturverhältnisse in der Mitte des Obersees, tägliche mittlere Lufttemperatur und gemessene Sonnenscheindauer (DWD) zwischen April und September 2008

Abb. 8.14: Berechnete Entwicklung von Phosphor, Sauerstoff, Chlorophyll und Zooplankton in der Mitte des Obersees zwischen April und September im Jahr 2008

Abb. 8.15: Berechnete Verteilungen der Chlorophyll-Konzentration zu 4 verschiedenen Zeitpunkten im Mai 2008 an der Seeoberfläche

Abb. 8.16: Gemessene Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen an den Messstationen Konstanz und Arbon

Abb. 8.17: Berechnete Wellenhöhen bei Nord- bis Nordostwinden für den 26.9.2008 um 14:00 Uhr (oben) und bei West- bis Südwestwinden für den 2.10.2008 um 13:00 Uhr (unten)

Abb. 8.18: Beispiel des Web-basierten Zugangssystems für Online-Messdaten

Abb. 8.19: Darstellung der aktuellen Messdaten im Überblick

Abb. 8.20: Berechnete Partikelbewegung in unterschiedlichen Seetiefen bei gleicher Startposition

Abb. 8.21: Berechnetes Geschwindigkeitsfeld an der Seeoberfläche in der Stromliniendarstellung

Abb. 8.22: Berechnete Temperaturverteilung im vertikalen Schnitt zwischen Ludwigshafen und Bregenz am 2.10.2008 um 13:00 Uhr bei einem Windereignis aus Westen

Abb. 9.1: Zwei Forschungsschiffe des ISF (links, Mitte) und das Schiff der BWV (rechts) im Einsatz (Bilder: Karsten Rinke, Christoph Krass, BWV).

Abb. 9.2: Lage des Längstransektes (schwarze Linie) und der 7 Quertransekte (A bis G, graue Linien). Die Position der vier Thermistoren im Litoralbereich (T1 bis T4, in 1,5 m Tiefe) sind durch Pfeile markiert.

Abb. 9.3: Windgeschwindigkeit (Konstanz DWD) im Zeitraum der Messkampagne (oben) und die hydrodynamische Reaktion des Sees: gemessenes (Mitte) und berechnetes (unten) Temperaturprofil an der Messboje der Universität Konstanz im Überlinger See

Abb. 9.4: Oben: räumliche Verteilung von Temperatur (links) und Chlorophyll (rechts) entlang des Längstransektes im Bodensee am 07. Mai 2007. Die vertikalen Balken markieren die Lage der einzelnen Messprofile (n=26). Unten: Simulationsergebnisse für Temperatur (links) und Chlorophyll (rechts).

Abb. 9.5: Gemessene Temperatur- und Chlorophyllverteilung in 5 m Tiefe. Die schwarzen Balken markieren den Querschnitt in den Bildern 9.4, 9.5 und 9.6

Abb. 9.6: Temperaturverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links). Die vertikalen Farbbalken in den linken Abbildungen zeigen die Lage und Messdaten der Sondenprofile.

Abb. 9.7: Chlorophyllverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links). Die vertikalen Farbbalken in den linken Abbildungen zeigen die Lage und Messdaten der Sondenprofile.

Abb. 9.8: Temperaturmessungen der 5 Thermistoren im Litoralbereich (T1 bis T5, siehe auch Abb. 9.2. Die Dreiecke am oberen Bildrand markieren die Messtermine.

Abb. 9.9: Zooplanktonverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links)

Abb. 9.10: Verteilung von juvenilen Fischen im Querschnitt Fischbach-Uttwil am 10. und 16. Mai.

Abb. 10.1: Verteilung des Wassers aus der Bregenzerach an der Seeoberfläche 4 Tage nach einem potenziellen Ölunfall am 02.07.2007 in der Bregenzerach

Abb. 10.2: Berechnete Fahne von ggf. austretendem Öl aus dem vor Friedrichshafen am 11.06.2007 gesunkenen Schiff nach 16 Tagen

Abb. 10.3: Mit einem lokal verfeinerten Modell berechnete Ausbreitung von geklärtem Abwasser für die derzeitige Situation und eine Planungsvariante

Abb. 10.4: Lage des Detailmodells mit Modellnetz

Abb. 10.5: Berechnung von Treibholzpfaden nach dem Starkregenereignis im August 2005 und starkem Westwind

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Ausgewählte physikalisch/chemische und mikrobiologische Güteparameter des Bodenseewassers aus 60 m Tiefe, Entnahmestelle des Zweckverbandes Bodensee-Wasserversorgung

Tab. 2.2: IGKB und AWBR - Ziele, Zahlen, Fakten

Tab. 2.3: Anforderungen und Fragestellungen aus der Praxis

Tab. 2.4: Ausgewählte Standorte von Messstationen zur Wassergüteüberwachung bzw. zur Ermittlung von Windverhältnissen

Tab. 3.1: Online-Messdaten in der Datenbank von BodenseeOnline

Tab. 3.2: Zusammenstellung der Kooperations- und Datenvereinbarungen

Tab. 6.1: Zugegebene Menge des Kolloid-Standards und daraus resultierende Oberflächen (A_{part}) in den verwendeten Versuchswässern - Anfangswerte für t=0.

Tab. 6.2: Zusammensetzung von Normalbenzin in Gew.-% aus 12 deutschen Raffinerien 2001/2002 nach DGMK-Forschungsbericht 502-1; die Reihenfolge der Aromaten entspricht der Retentionszeit (aufsteigend) in der Gaschromatographie

Tab. 8.1: Zusammenstellung der Zuflüsse in das Online-Modell

Tab. 8.2: Zusammenstellung der Zuflüsse in das Online-Modell

Tab. 8.3: Entnahmen der Wasserwerke am Beispiel des Jahres 2006

Tab. 9.1: Verteilung der Aufgabenbereiche für die Durchführung und Auswertung der Messkampagne 2007.

Tab. 9.2: Start- und Endpositionen der verwendeten Driftkörper, sowie die berechneten Driftgeschwindigkeiten. Die Driftsegel wurden in einer Tiefe von 5.5 bis 7.7 m im westlichen Teil der Friedrichshafener Bucht am 08. Mai exponiert.

Vorwort

Das Verbundforschungsvorhaben BodenseeOnline ist ein gemeinsam vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördertes Vorhaben. Von den Projektpartnern

- Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (kup)
- Institut für Kernenergetik und Energiesysteme (IKE) der Universität Stuttgart
- Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart (IWS)
- Limnologisches Institut der Universität Konstanz (LIK)
- Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee – Rhein (AWBR)

wurde in interdisziplinärer Zusammenarbeit ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees entwickelt. Das Verbundvorhaben wurde in Abstimmung mit dem Umweltministerium Baden-Württemberg und unter Mitwirkung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) durchgeführt, wobei das Institut für Seenforschung der LUBW das Verbundprojekt insbesondere durch die Bereitstellung von Daten und Informationen unterstützt.

Das Forschungsprojekt wurde in 5 Teilprojekten bearbeitet:

- Teilprojekt 1: Datenbank und Online Modell (kup)
- Teilprojekt 2: Simulationsplattform und Bereitstellung meteorologischer Randbedingungen (IKE)
- Teilprojekt 3: Hydrodynamik und Transport von Wasserinhaltsstoffen (IWS)
- Teilprojekt 4: Biologie, Chemie und Sediment (LIK)
- Teilprojekt 5: Anwendungsbezogene Fragestellungen aus Sicht der Wasserversorgungsunternehmen (AWBR)

Die Teilprojekte 1, 2 und 5 wurden vom BMBF und die Teilprojekte 3 und 4 von der DFG gefördert.

Für die Umsetzung der Projektziele wurden zahlreiche Nutzungsvereinbarungen für die Bereitstellung der Messdaten mit den hydrologischen Diensten der Anrainerstaaten des Bodensees, dem Deutschen Wetterdienst und insbesondere mit dem Land Baden-Württemberg abgeschlossen. Insgesamt wurden die Arbeiten des Forschungsverbunds von der Internationalen Bodenseekonferenz (IBK) und der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) unterstützt.

Das Verbundprojekt ist in die Zusammenarbeit von Verwaltung, Wissenschaft und Wirtschaft beim F+E-Vorhaben „Kooperative Entwicklung wirtschaftlicher Anwendungen für Umwelt und Verkehr in neuen Verwaltungsstrukturen (KEWA)“ im Rahmen der Kooperation Umweltinformationssysteme (KoopUIS) eingebunden. Es wurden Daten und Dienste aus dem UIS BW genutzt und Schnittstellen zu Komponenten des UIS BW erstellt.

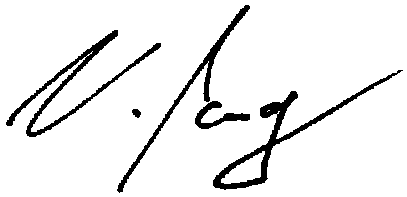
Im Förderungszeitraum wurden die Arbeiten in laufenden Fortschrittsberichten der Teilprojekte und in einem gemeinsamen Zwischenbericht im Juli 2007 dokumentiert. In insgesamt 4 Kolloquien wurden die Forschungsarbeiten der interessierten Fachöffentlichkeit vorgestellt. Das jeweilige „Kolloquium Bodenseeforschung“ fand 2005 in Langenargen, 2006 in Konstanz, 2007 in Überlingen und 2008 in Langenargen statt.

Mit dem vorliegenden Abschlussbericht werden die Forschungsarbeiten des Verbundprojektes gemeinschaftlich dokumentiert. Die Bearbeitung durch die jeweiligen Teilprojekte ist in den einzelnen Kapiteln markiert.

Ergänzend zu der hier vorgelegten Dokumentation wurde in der Zeitschrift WASSERWIRTSCHAFT 10/2008 im Rahmen eines Themenheftes das Verbundforschungsprojekt BodenseeOnline in 8 wissenschaftlichen Aufsätzen der Fachwelt vorgestellt.

In einem Begleitkreis, der aus den potenziellen Nutzern von BodenseeOnline besteht, werden die weiteren Erfordernisse an BodenseeOnline aus Anwendersicht diskutiert mit dem Ziel, den mittlerweile vorliegenden Prototyp in die Praxis zu überführen. Und BodenseeOnline wird in einer Weiterentwicklungsphase in das Umweltinformationssystem Baden-Württemberg integriert.

Ausgehend von dem integralen Ansatz für das Forschungsvorhaben BodenseeOnline ist im Lauf des Forschungsprojekts das „Kooperationsnetzwerk Bodensee“ entstanden, dem als Gründungspartner seit 2005 die Universitäten Stuttgart und Konstanz sowie die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) angehören. Und im Jahr 2009 werden die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee IGKB und die Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee – Rhein AWBR ebenfalls als Partner beteiligt sein, so dass das „Kooperationsnetzwerk Bodensee“ zukünftig seeumfassend international aufgestellt ist.



(Dr.-Ing. U. Lang)

Projektleitung

Kurzfassung

Am Beispiel des Bodensees (Obersee, d. h. Hauptbecken und Überlinger See) wurde ein Online Informationssystem zur Vorhersage des hydrodynamischen Verhaltens und der Wasserqualität von Seen entwickelt. Dieses Informationssystem soll zur Unterstützung von wasserwirtschaftlichen Entscheidungen im Hinblick auf den integrierten Gewässerschutz und für die Störfallvorsorge dienen. Mit Hilfe des Informationssystems lassen sich Langzeitprognosen zur Wasserqualität durchführen, die Entscheidungshilfen für langfristige wasserwirtschaftliche Planungen liefern. Das Informationssystem wurde disziplinübergreifend unter Einbindung bestehender Daten, Informationen und wissenschaftlicher Arbeiten aufgebaut. Deshalb sind unterschiedliche Projektpartner beteiligt, die durch ihre umfangreichen wissenschaftlichen und anwendungsbezogenen Erfahrungen Informationen, Daten und Modelle zur Beantwortung relevanter Fragestellungen liefern. Dieses ermöglicht eine ganzheitliche Betrachtungsweise von Seen und deren Einzugsgebieten, die eine wichtige Grundlage für wasserwirtschaftliche Entscheidungen darstellt. Die Interpretation der Daten basiert auf numerischen Modellen zur Beschreibung der antreibenden Kräfte sowie der Wasser- und Stoffflüsse im See. Dabei wurde auf bestehende Modelle zurückgegriffen, die im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens weiterentwickelt, angepasst und für einen Online Betrieb bereitgestellt wurden.

Für das Störfallmanagement werden die Entscheidungen der Nutzer mit Kurzzeitprognosen für die Strömungsverhältnisse und die zu erwartenden meteorologischen Verhältnisse unterstützt. Die Nutzer haben damit Zugang zu allen wichtigen Daten, die eine detaillierte Einschätzung der jeweiligen Situation ermöglichen. Außerdem können alternative Maßnahmen hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen auf den See abgewogen werden. Zum Beispiel lässt sich nach Schiffs- oder Badeunfällen mit individuellen Berechnungen zur Verdriftung von Wasserinhaltsstoffen oder Gegenständen auf dem See die Suche von Vermissten unterstützen oder die Schadstoffausbreitung nach Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen auf dem See oder der Eintrag von Schadstoffen aus den Zuflüssen abschätzen

Bei der Nutzung von BodenseeOnline können sowohl aktuelle Informationen oder Prognosen zur Verfügung gestellt werden als auch Daten zu den Strömungsverhältnissen, zur Meteorologie oder Wasserqualitätsinformationen aus der Vergangenheit für individuelle Fragestellungen geliefert werden. Mit der zentralen Datenbank stehen diese Informationen jederzeit abrufbereit über das Internet zur Verfügung.

Den lokalen Behörden am Bodensee oder der interessierten Öffentlichkeit der Bodenseeanrainer können Informationen zu den Strömungs- und Windverhältnissen, zu den Wassertemperaturen oder den Wellenhöhen aktuell zur Verfügung gestellt werden. Damit lassen sich beispielsweise Bootsausfahrten, Regatten oder auch Messkampagnen im Vorfeld optimal mit Kenntnissen über Wind-, Wellen- oder Strömungsverhältnisse planen.

Mit Abschluss des Verbundforschungsprojektes liegt nun ein einsatzbereiter Prototyp von BodenseeOnline vor, der auch auf andere Seen übertragbar ist. Mit der täglichen Aktualisierung der seeweit erhobenen Daten und der Prognose über die nächsten 78 Stunden können aktuelle Fragestellungen bei Extremereignissen und Störfällen kurzfristig beantwortet werden. BodenseeOnline kann außerdem auch als Basissystem eingesetzt werden (ggf. in Kombination mit örtlich verfeinerten Modellen) für lokale Untersuchungen zur Bearbeitung gewässerrelevanter Problemstellungen und deren potenzielle seeweite Auswirkungen.

Autoren:

Der vorliegende Bericht enthält abgestimmte Beiträge der Verbundpartner, die jeweils von folgenden Autoren verfasst wurden:

Kap. 1 Zielsetzung
Ulrich Lang (kup), Helmut Kobus (IWS) und Hans Mehlhorn (AWBR)

Kap. 2 Anforderungen an BodenseeOnline: Der Bodensee - Naturschatz, Ressource und idealer Modellstandort
Roland Schick (AWBR) und Hans Mehlhorn (AWBR)

Kap. 3 Datengrundlage
Ulrich Lang (kup) und Thomas Paul (kup)

Kap. 4 Dreidimensionales Strömungs- und Transportmodell
Magdalena Eder (IWS) und Helmut Kobus (IWS)

Kap. 5 Ökologisches Modell
Karsten Rinke (LIK) und Karl-Otto Rothhaupt (LIK)

Kap. 6 Biogene Calcitfällung
Sebastian Kempke (AWBR), Roland Schick (AWBR), Karsten Rinke (LIK) und Karl-Otto Rothhaupt (LIK)

Kap. 7 Windmodell
Walter Scheuermann (IKE), Fritz Schmidt (IKE) und Christoph Krass (IKE)

Kap. 8 Online-Modell
Ulrich Lang (kup) und Thomas Paul (kup)

Kap. 9 Messkampagne Frühsommer 2007
Magdalena Eder (IWS), Karsten Rinke (LIK), Sebastian Kempke (AWBR), Andrea Huber (LIK) und Thomas Wolf (LUBW)

Kap. 10 Anwendung und Test von BodenseeOnline
Ulrich Lang (kup) und Thomas Paul (kup)

Kap. 11 Zusammenfassung und Ausblick
Ulrich Lang (kup), Helmut Kobus (IWS) und Hans Mehlhorn (AWBR)

1 Zielsetzung

Am Beispiel des Bodensees (Obersee, d. h. Hauptbecken und Überlinger See) wird ein Online Informationssystem zur Vorhersage des hydrodynamischen Verhaltens und der Wasserqualität von Seen entwickelt. Dieses Informationssystem soll zur Unterstützung von wasserwirtschaftlichen Entscheidungen im Hinblick auf den integrierten Gewässerschutz, die Störfallvorsorge und die Prognose von Hochwasserauswirkungen dienen. Mit Hilfe des Informationssystems lassen sich Langzeitprognosen zur Wasserqualität durchführen, die Entscheidungshilfen für langfristige wasserwirtschaftliche Planungen liefern. Das Informationssystem wird disziplinübergreifend unter Einbindung bestehender Daten, Informationen und wissenschaftlicher Arbeiten aufgebaut. Deshalb sind unterschiedliche Projektpartner beteiligt, die durch ihre umfangreichen wissenschaftlichen und anwendungsbezogenen Erfahrungen Informationen, Daten und Modelle zur Beantwortung relevanter Fragestellungen liefern und in der Lage sind, diese in den Prototyp eines operationellen Systems zu integrieren. Dieses ermöglicht eine ganzheitliche Betrachtungsweise von Seen und deren Einzugsgebieten und bildet somit eine wichtige Grundlage für wasserwirtschaftliche Entscheidungen.

Eine ganzheitliche Betrachtung des dynamischen Systems „Bodensee“ muss gleichzeitig die meteorologischen Antriebskräfte, die Hydrodynamik und den Stoffhaushalt des Sees erfassen sowie deren gegenseitigen Wechselwirkungen berücksichtigen. Abb. 1.1 zeigt die vorhandenen Wechselwirkungen zwischen den Antriebsgrößen und den Prozessen im Bodensee.

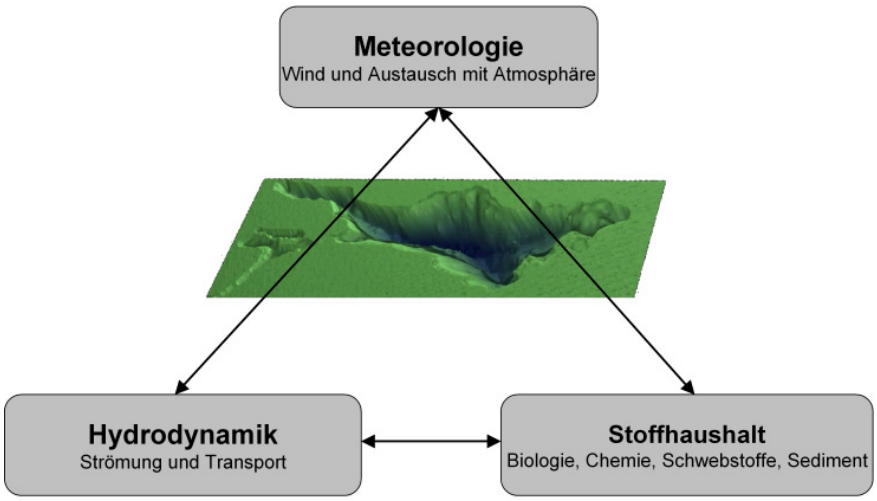


Abb. 1.1: Prozesse und Antriebsgrößen für den Bodensee

Die Seeströmung und damit der Stoff- und Wärmetransport im Wasserkörper werden hauptsächlich durch Wind, Sonneneinstrahlung und den Austausch von Wärmeenergie zwischen dem Wasserkörper und der Atmosphäre sowie durch den Energieeintrag über die Zuflüsse, insbesondere des Alpenrheins, bestimmt. Im See entstehen so Temperaturschichtungen, Windwellen und windbedingte Strömungen an der Oberfläche, die auch die Strömungen in größerer Tiefe antreiben. Für den Betrachter nicht direkt wahrnehmbar kommt es darüber hinaus zu großräumigen „internen Wellen“ im Metalimnion, also im Grenzbereich zwischen dem Epilimnion (d.h. dem oberflächennahen, erwärmten Wasserkörper) und dem Hypolimnion (d.h. dem tiefen, ca. 4 - 6 °C kühlen Wasserkörper). Diese „internen Wellen“ können vertikale Auslenkungen von mehreren Zehnermetern sowie typische Perioden von einigen

Tagen aufweisen und hierbei große Wassermassen (und ggf. auch Schadstoffe) seeintern verfrachten.

Die Erfassung all dieser Strömungs-, Transport- und Stoffumsetzungsprozesse und ihre Auswirkungen auf Sedimente und Wasserqualität erfordert einen interdisziplinären Ansatz und ein System verschiedener, miteinander gekoppelter Modelle, wie dies im Modellsystem BodenseeOnline entwickelt wurde (siehe Abb. 1.2). Dabei wird auf bestehende Modelle zurückgegriffen, die im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens weiterentwickelt, angepasst und für einen Online Betrieb bereitgestellt werden.

Die wesentlichen Bausteine des Systems BodenseeOnline sind die verwendeten numerischen Seenmodelle. Diese werden von allen Projektpartnern genutzt. Es wird dabei auf die vom Center of Water Research der University of Western Australia entwickelten Modelle zurück gegriffen. Diese sind:

- Eindimensionales hydrodynamisches Modell DYRESM (Hamilton und Schladow, 1997)
- Dreidimensionales hydrodynamisches Modell ELCOM (Hodges et al., 2000)
- Ökologisches Modell CAEDYM (Hipsey et al., 2007)

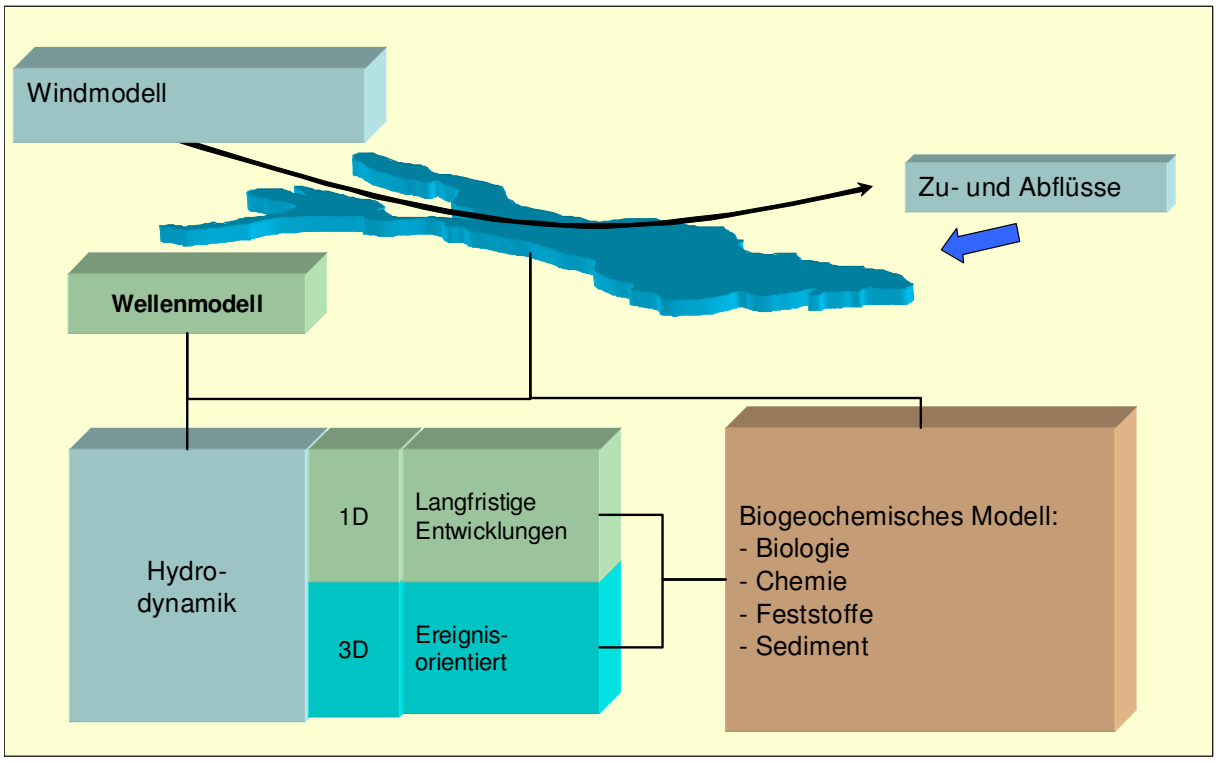


Abb. 1.2: Modelle von BodenseeOnline

Die Aufgabe von BodenseeOnline besteht in der Beschreibung, Quantifizierung und Prognose der Auswirkungen anthropogener Eingriffe. Damit wird ein umfassendes Instrument zur Beurteilung der nachhaltigen Bewirtschaftung des Bodensees erstellt. BodenseeOnline stellt dazu über das Internet Mess- und Rechendaten in standardisierter Form und mit einer für die jeweilige Verwendung charakteristischen Zeitauflösung zur Verfügung. Die Daten beschreiben erstmals den Zustand des Sees in einer konsistenten Weise und über einen längeren Zeitraum. Die Daten werden passwortgeschützt den Projektpartnern zur Verfügung gestellt.

BodenseeOnline ist so aufgebaut, dass die Interessen von zahlreichen Nutzern am Bodensee abgedeckt werden können. Für folgende Nutzer werden Informationen bereitgestellt:

- Wasserversorgung (Störfallprognose):
  - Welche Wasserfassungen sind betroffen?
  - Innerhalb welchen Zeitraumes gelangt der Schadstoff zu den Fassungen?
  - Wie lange sind einzelne Fassungen betroffen?
- Wasserschutzpolizei (Auswertung oberflächennaher Strömung):
  - Wie kann die Vermisstensuche optimiert werden?
  - Wie breiten sich Schadstofffahnen aus (Schadensbekämpfung)?
  - Welche Sicherungsmaßnahmen sind bei erwartetem Hochwasser zu treffen?
- Fischerei:
  - Wie sieht die Nährstoffverteilung im See aus und welche Auswirkung hat diese für den Fischbestand? (z.B. wo halten sich die Fische auf?)
  - Wohin werden die ausgebrachten Treibnetze verfrachtet?
  - Wie entwickeln sich die Fischpopulationen (z.B. Laichverhalten) in Abhängigkeit der Temperaturen im See?
- Örtliche Verwaltung:
  - Welche Sicherungsmaßnahmen sind bei erwartetem Hochwasser zu treffen?
  - Wie entwickelt sich die Wasserqualität?

Darüber hinaus lassen sich für den Tourismus am Bodensee folgende Informationen verwerten:

- Welche Wassertemperaturen werden erwartet?
- Sind Algenblüten bzw. Beeinträchtigungen der Wasserqualität z.B. an Badestränden zu erwarten?
- Welche Windverhältnisse und welche oberflächennahen Strömungen sind z.B. für Segler zu erwarten?

Ziel ist es ein Informationssystem zu erstellen, das auch in der Umweltverwaltung der am Bodensee angrenzenden Länder eingesetzt wird. Dazu unterstützt die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) das Forschungsprojekt.

Die Basis des anwendungsorientierten Systems BodenseeOnline bilden die Forschungsergebnisse aus den Grundlagenuntersuchungen, die im Rahmen der von der DFG geförderten Teilprojekte erarbeitet wurden. Die hauptsächlichen grundlagenorientierten Arbeiten sind:

- Erfassung der seeweiten 3D Strömung und Schichtung in hinreichend guter räumlicher und zeitlicher Auflösung sowie Sedimenteffekte auf Dichte (Teilprojekt 3, IWS): Die Erfassung der seeweiten Strömung in einem See mit komplizierter Geometrie ist wichtige Grundlage für BodenseeOnline. Die dafür notwendige räumliche und zeitliche Auflösung wurde im Vergleich mit Messdaten ermittelt.Dies betrifft einerseits die Nachbildung der internen Wellen als auch die Simulation der Wechselwirkungen zwischen Flach- und Freiwasser sowie die Einsctrömung und Einschichtung der Zuflüsse. Über die Zuflüsse und hier insbesondere den Alpenrhein werden große Mengen von Sediment und Schwebstoffen in den Bodensee insbesondere bei Hochwasser eingetragen. Diese führen zu einer Veränderung der hydrophysikalischen Eigenschaften des Zuflusswassers. So wird die Dichte des Flusswassers erhöht, die Einfluss auf die Verteilung, Ausbreitung und insbesondere Einschichtung der Flusswasserfahnen hat. Ziel ist es die relevanten Prozesse zu identifizieren, im numerischen Modell zu berücksichtigen und die beobachteten Effekte mit dem hydrodynamischen Modell nachzubilden.
- Nahrungsnetzmodellierung (Teilprojekt 4, LIK): Der Hauptteil der Wasserqualitätsmodellierung besteht in der Simulation des Nahrungsnetzes für den Bodensee. Hierfür muss ein entsprechendes Modellierungskonzept mit der Definition der maßgeblichen Parameter und Komponenten erstellt werden. Es bedarf der Formulierung der jeweiligen Nahrungsbeziehungen für die einzelnen Komponenten und die Anpassung des gewählten Modellkonzepts auf die Verhältnisse im Bodensee. Durch Variation der Parameter des ökologischen Modells ist eine bestmögliche Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Daten zu erzielen. Dies erfolgt in Langfristbetrachtungen aus der Vergangenheit heraus, für die entsprechende Zeitreihen vorliegen.

Ziel der anwendungsorientierten Teilprojekte, die vom BMBF gefördert werden, ist es die Ergebnisse aus der Grundlagenforschung in das System BodenseeOnline zu integrieren. Die Umsetzung im System BodenseeOnline erfolgt über Teilprojekt 1 (kup). Mit dem Teilprojekt 2 (IKE) erfolgt eine Verbesserung der wichtigsten Antriebsgröße für den Bodensee, in dem die Windfelder anhand eines Windmodells berechnet werden. Mit der AWBR und den Arbeiten in Teilprojekt 5 wird der Bezug zu den Nutzern des Systems hergestellt und deren Anforderungen definiert, so dass die wissenschaftlichen Arbeiten auch für die praktische Nutzung zur Verfügung stehen.

2 Anforderungen an BodenseeOnline (TP5)

Der Bodensee - Naturschatz, Ressource und idealer Modellstandort

2.1 Der Bodensee - ein Naturschatz

Wasser ist unentbehrlich für Menschen, Tiere und Pflanzen. Kein anderes Element ist so eng mit der Entstehungs-/Entwicklungsgeschichte der Erde verbunden und prägt die menschliche Lebensweise so sehr wie das Wasser. Seine herausragende Bedeutung spiegelt sich in allen Kulturen, Religionen und Belangen der menschlichen Zivilisation wider. Daher ist es auch verständlich, dass der Umgang mit bzw. die Nutzung von Wasser zu einer der ältesten Kulturtechniken der Menschheit zählt. Neben der Gewinnung von Wasser zu Trinkwasserzwecken und zur Bewässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen stellte u.a. die Beherrschung von Hochwasserereignissen eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die Entstehung von Siedlungsgebieten an Flussläufen oder Seen dar.

Speziell im Bereich des Bodenseebeckens, das seine heutige Form durch die glaziale und fluviatile Erosion vor ca. 20.000 - 10.000 Jahren erlangte, ermöglichten vor ca. 7.000 Jahren die Beobachtungen zum Seewasserstand verbunden mit den aufkommenden Kenntnissen zum Ackerbau/Viehzucht erstmals eine sesshafte Ansiedelung von Menschen in den von Natur aus zugänglichen Stellen. Seit

- den neolithischen/bronzezeitlichen Uferbesiedelungen („Pfahlbauten“, 5.000 und 800 Jahre v. Chr.) und Ausweitung von Rodungsflächen (ab ca. 600 v. Chr.) über
- dem Ausbau von Handelsstraßen in der Römerzeit sowie dem Bau der in der Blütezeit des Mittelalters entstandenen Städte und Dörfer bis hin
- zu seiner heutigen Bedeutung als Trinkwasserspeicher, Lebens-, Kultur- und Wirtschaftsraum

stellte der Bodensee und sein Einzugsgebiet einen einzigartigen „Schatz“ für die Menschen im nördlichen Voralpenland dar. Nicht zuletzt wegen der vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten hat sich der Bodenseeraum zwischenzeitlich zu einer Siedlungs-, Freizeit- und Erholungsregion entwickelt, die in ihrer Attraktivität kaum zu überbieten ist (Abb. 2.1).

Abb. 2.1: Impressionen „Bodenseeregion heute“

Der Bodensee (Abb. 2.2) ist mit einer maximalen Tiefe von 254 m, einer Oberfläche von ca. 535 km² und einem Gesamtvolumen von annähernd 50 km³ der größte Voralpensee am Nordrand der Alpen. Traditionell wird er in den tiefen Obersee mit Überlinger See und den wesentlichen flacheren Untersee mit den Seeteilen Rheinsee, Gnadensee und Zellersee unterteilt. Sein ca. 11.500 km² großes, meist alpin geprägtes Einzugsgebiet umfasst dabei Länder bzw. Kantone der Schweiz, Liechtensteins, Österreichs, Italiens und Deutschlands. Die Wasserbilanz bzw. der Wasserstand des Sees wird daher überwiegend durch die

meteorologischen Verhältnisse in den Alpen und den damit verbundenen Abflussmengen des Alpenrheins, der Bregenzerach und Dornbirnerach geprägt. Die restlichen Zuflüsse auf deutscher und schweizer Seite tragen lediglich zu ca. 18% zur Wasserbilanz bei. Im langjährigen Mittel werden dem Bodensee insgesamt etwa 11,6 Mrd. m³ Wasser pro Jahr zugeführt. Der Wasserspiegel (ca. 395 m ü.N.N) kann hierbei innerhalb eines Jahres über 3 m schwanken.

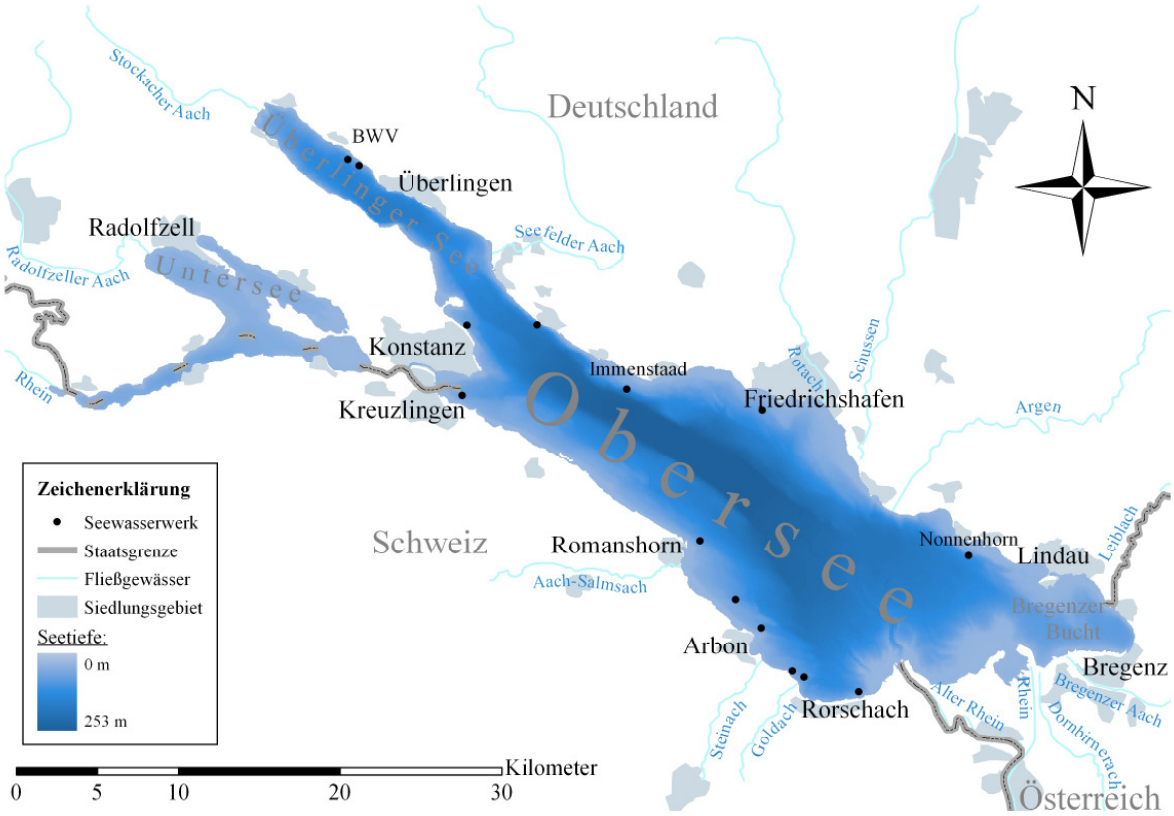
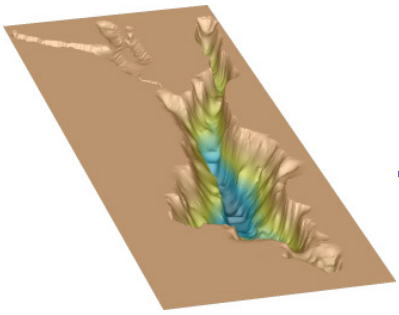
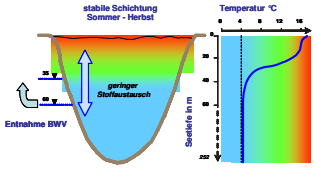


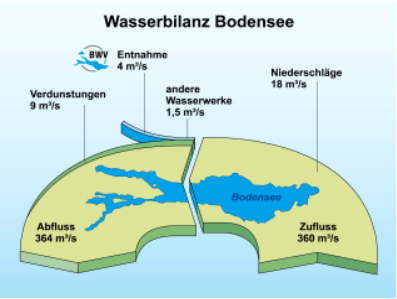
Abb. 2.2: Der Bodensee - zwischen den drei Anrainerstaaten Deutschland, Österreich und der Schweiz gibt es keine Hoheitsgrenzen auf dem Wasser (Kondominium)

a) Das alpin geprägte Einzugsgebiet (mehr als 50% davon befinden sich in Regionen oberhalb 1500 m) trägt in nicht unerheblichem Maße dazu bei, dass das Wasser des Bodensees in physikalisch/chemischer Hinsicht eine Beschaffenheit und Güteparameter aufweist, die die strengen Grenzwerte der Trinkwasserverordnung 2001 (TrinkwV 2001) weit unterschreiten.





b) Die Morphologie des Bodensees (Steilufer, Tiefe) erlauben eine Wasserentnahme im Hypolimnion in Tiefen von 40 bis 60 m. Neben einer gleich bleibenden Wassertemperatur von 4 bis 6 °C ist in Folge der thermischen Schichtung lediglich zu Zeiten der Vollzirkulation (meist Ende Januar bis Anfang März) ein Eintrag von oberflächennahem Wasser zu erwarten. Außerdem wirkt der Bodensee aufgrund seines Tiefenprofils zusätzlich als Absetzbecken für partikuläre Wasserinhaltsstoffe, die durch die Zuflüsse eingetragen werden (Sedimentationsfalle).



c) Der Wasserdurchsatz von ca. 350 m³/s bedingt, dass die Wasserbilanz des Sees durch die Entnahme der Seewasserwerke praktisch nicht beeinflusst wird. Allein die natürliche Verdunstung ist etwa doppelt so groß wie die für Trinkwasserversorgung genutzte Wassermenge.

d) Die im Bodensee gespeicherte Wassermenge von nahezu 50 Mrd. m³ ist nahezu „unerschöpflich“. Darüber hinaus spielt der „Verdünnungseffekt“ im Zusammenhang mit dem Eintrag von unerwünschten Stoffen / Mikroverunreinigungen eine bedeutende Rolle.

Abb. 2.3: Einzugsgebiet des Bodensees, Morphologie, Wasserbilanz

2.2 Der Bodensee - Trinkwasserspeicher für Millionen

Die Süßwasservorräte der Erde gehören zu den wertvollsten Ressourcen, so auch der Bodensee. Vor allem im Zusammenhang mit der Trinkwasserversorgung spielt er eine herausragende Rolle: er ist einer der größten Trinkwasserspeicher Europas. Vier Gründe zeichnen ihn hierfür besonders aus (Abb. 2.3):

- sein alpin geprägtes Einzugsgebiet
- seine Morphologie (Steilufer, Tiefe)
- seine Wasserbilanz und
- seine gespeicherte Wassermenge

Der Bodensee ist Trinkwasserspeicher für 4 bis 5 Mio. Menschen. Vier Gründe zeichnen ihn hierfür besonders aus:

a) sein alpin geprägtes Einzugsgebiet

b) seine Morphologie (Steilufer, Tiefe)

c) seine Wasserbilanz

d) seine gespeicherte Wassermenge

Bereits 1894/1895 wurden von den Städten Romanshorn und Stadt St. Gallen die ersten Seewasserwerke in Betrieb genommen. Heute werden von den insgesamt 16 Wasserversorgungsunternehmen und der Fa. EADS dem See für Trinkwasserzwecke jährlich etwa 170 - 180 Mio. m³ Wasser in Tiefen zwischen 40 und 60 m entnommen, davon etwa 135 Mio. m³ durch den Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung. Insgesamt werden über 4 bis 5 Mio. Menschen in den Kantonen Thurgau und St. Gallen sowie in Baden-Württemberg und Bayern mit Trinkwasser aus dem Bodensee versorgt.

Neben den quantitativen Aspekten ist das Bodenseewasser auch aus qualitativer Hinsicht bestens zur Trinkwassergewinnung geeignet (Tab. 2.1). Das aus dem Hypolimnion gewonnene Wasser weist neben einer gleichbleibend niedrigen Temperatur von ca. 4 bis 6 °C einen ausgewogenen Gehalt an ionogenen Inhaltsstoffen (z.B. Calcium, Magnesium, Natrium, Hydrogencarbonat, Sulfat, Chlorid) auf. Mit ca. 8,9 °dH ist es gemäß Wasch- und Reinigungsmittelgesetz vom 01.02.2007 dem Härtebereich „mittel“ zuzuordnen. Zudem ist der Nitratwert von 4,5 bis 4,9 mg/l vergleichsweise gering und die Konzentrationen von Schwermetallen liegen lediglich im Submikrogrammbereich (< 1 µg/l) vor. Anthropogen bedingte Mikroverunreinigungen (z.B. Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Komplexbildner, Pflanzenschutzmittel, perfluorierte Verbindungen,…) sind nicht bzw. wenn überhaupt nur im Ultraspurenbereich (ng/l) nachweisbar. Auch die mikrobiologische Belastung des Bodenseewassers ist als vergleichsweise gering einzustufen.

Da bereits das Bodenseewasser den gesetzlichen Anforderungen der Trinkwasserverordnung 2001 in physikalisch/chemischer Hinsicht genügt, ist die Aufbereitung in den einzelnen Seewasserwerken weniger auf eine Änderung derartiger Wassergüteparameter als vielmehr auf eine sichere Abtötung/Inaktivierung von Krankheitserregern und eine weitergehende Partikelentfernung ausgerichtet. Hierzu werden im Rahmen des „Multi-Barrieren-Systems“[1] effiziente Verfahrenskombination eingesetzt, die i.d.R. aus oxidierend wirkenden

[1] Das Multi-Barrieren-System basiert auf den Eckpunkten
- des vorsorgenden Gewässerschutzes,
- dem Einsatz effektiver Aufbereitungstechnologien und deren laufende Überwachung,
- der Festlegung von konkreten Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit und Zusatzstoffe,
- der regelmäßigen Kontrolle des Rohwassers, des aufzubereitenden Wassers und des abgegebenen Trinkwassers sowie
- der praxisorientierten Forschung, der Optimierung bewährter bzw. der Entwicklung innovativer Verfahren

Stufen und einer Siebung/Filtration besteht. Da durch unvorhersehbare Ereignisse (z.B. Unfälle/Havarien) jedoch Beeinträchtigungen des Bodensees nicht zu 100% auszuschließen sind, werden für solche Fälle zusätzliche Aufbereitungstechnologien (z.B. Aktivkohle, Pulverkohle) vorgehalten. Darüber hinaus werden im Rahmen der prozess- und risiko-bezogenen Qualitätssicherung die seit Bestehen der Wasserversorgungsunternehmen vorhandenen Überwachungs- und Sicherheitskonzepte stets weiterentwickelt und an die heutigen Rahmenbedingungen angepasst.

Tab. 2.1: Ausgewählte physikalisch/chemische und mikrobiologische Güteparameter des Bodenseewassers aus 60 m Tiefe, Entnahmestelle des Zweckverbandes Bodensee-Wasserversorgung

Parameter		**Bodenseewasser aus 60 m Tiefe**
Temperatur ($\vartheta_{Fassung}$)	[°C]	4 - 6
Elektrische Leitfähigkeit (25 °C)	[µS/cm]	320 - 330
Trübung	[NFU]	0,3 - 0,6
pH-Wert (8°C)	[-]	7,9 - 8,1
Summe Erdalkali (Gesamthärte)	[mmol/l]	1,55 - 1,6
Natrium	[mg/l]	3,9 - 4,4
Kalium	[mg/l]	1,2 - 1,3
Calcium	[mg/l]	45 - 50
Magnesium	[mg/l]	7,7 - 8,2
Sulfat	[mg/l]	30 - 37
Chlorid	[mg/l]	5 - 7
Nitrat	[mg/l]	4,5 - 4,9
Sauerstoff	[mg/l]	8 - 11
Gelöster org. Kohlenstoff (DOC)	[mg/l]	1,0 - 1,4
Aluminium	[mg/l]	0,005 - 0,008
Eisen	[mg/l]	0,004 - 0,006
Arsen	[mg/l]	0,001 – 0,0015
Blei	[mg/l]	< 0,00005
Quecksilber	[mg/l]	< 0,00005
Koloniezahl bei 20°C	in 1 ml	0 - 100, vereinzelt > 200
Koloniezahl bei 36 °C	in 1 ml	0 - 20, vereinzelt > 30
E.coli/coliforme Bakterien	in 100 ml	0 - 20, vereinzelt > 50
Enterokokken	in 100 ml	0 - 10, vereinzelt > 20
Clostridien	in 100 ml	0 - 5 , vereinzelt > 5

2.3 Der Bodensee - eine wasserwirtschaftliche Herausforderung

Wie bereits eingangs erörtert, ist der Bodensee seit ca. 7000 Jahren Lebensgrundlage für die Menschen und bietet Lebensraum für zahlreiche Tiere und Pflanzen. Doch mit dem Bevölkerungsanstieg und der zunehmenden Industrialisierung seit Mitte des 20. Jahrhunderts veränderte sich nicht nur das Umland in steigendem Maße, im Laufe der Zeit waren auch verstärkt zivilisatorische Eingriffe auf das System „Bodensee“ und seiner Kompartimente zu beobachten, sodass heute eine Vielzahl an Auswirkungen unmittelbar bzw. mittelbar erkennbar sind. In Teilbereichen kann ein „Nebeneinander“ der anthropogenen Nutzungen erreicht werden, vielfach lassen sich aber Spannungsfelder und Interessenskonflikte nur bedingt vermeiden (Abb. 2.4).

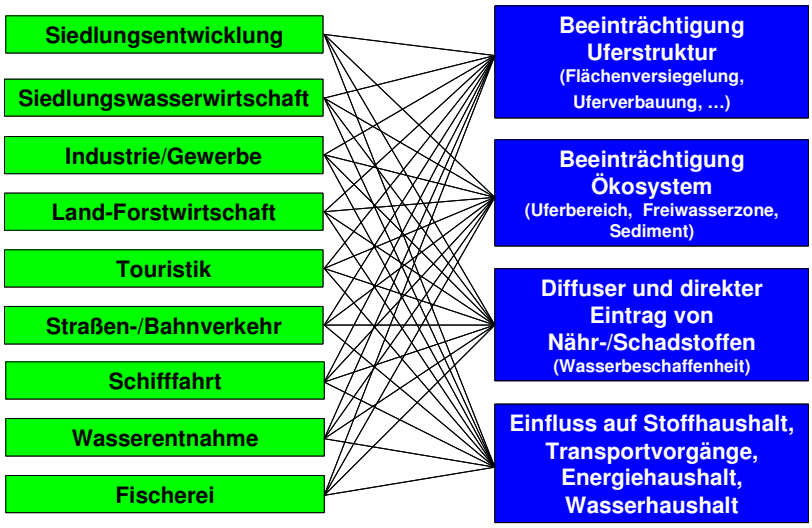


Abb. 2.4: Oberflächengewässer wie z.B. der Bodensee stehen im Fokus der Interessen vielfältiger Nutzungen, die ggf. zu nachhaltigen Beeinflussung des aquatischen Systems führen

Darüber hinaus machen uns aber auch tagtäglich eine Reihe von Beispielen deutlich, wie sehr durch die Folgen des erwartenden „globalen Klimawandels“, durch Naturkatastrophen, Havarien, technisches Versagen und unvorhersehbare Ereignisse unser “tägliches Leben” bestimmt wird. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit sei hier nur an das Hochwasser 1999 bzw. den „Jahrhundertsommer“ und die damit verbundenen Niedrigwasserstände 2003 am Bodensee, das Starkregenereignis 2005 im nördlichen Alpenraum oder den Flugzeugabsturz 2002 nahe Überlingen erinnert.

Neben dem Schutz von Luft und Boden stellt daher die Reinhaltung der Gewässer einen der wichtigsten Eckpunkte zur Bewahrung der Lebensgrundlagen des Menschen und eines intakten Ökosystems dar. Eine Aufgabe, die nicht durch einen Einzelnen sondern vielmehr nur durch ein disziplinübergreifendes, weitsichtiges und verantwortungsbewusstes Handeln aller zu bewältigen ist. Vor diesem Hintergrund hat sich beispielsweise die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) sowie die Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) unter Berücksichtigung der Lebensansprüche und anthropogenen Nutzungsinteressen in vielfacher Hinsicht für den Schutz des Bodensees und seines Einzugsgebietes eingesetzt (Tab. 2.2). Als Folge der länderübergreifenden Aktivitäten konnte der allgemeine Zustand der Ufer- und Flachwasserbereiche, der Freiwasserzone (z.B. durch Einführung der flächendeckenden Behandlung von Siedlungsabwässern) und des Seebodens deutlich verbessert werden. Zudem konnten die AWBR und IGKB u.a. auch Vorhaben abwenden, bei denen nachteilige Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit

nicht auszuschließen gewesen wären (z.B. Bau eines Ölspeichers im Calandamassiv). Trotz aller Erfolge und Behebung entscheidender Defizite in der Vergangenheit gilt es aber weiterhin, sowohl in der politischen als auch in öffentlichen Diskussionen verstärkt deutlich zu machen, dass die Aufgaben zur Reinhaltung des Bodensees keineswegs abgeschlossen sind und weiterhin die Funktionsfähigkeit der vielfältig genutzten Systemeinheit „Bodensee“ für zukünftige Generationen sicher zu stellen ist.

In diesem Zusammenhang besitzt das Mitte 2008 abgeschlossene F&E-Vorhaben

„BodenseeOnline - Ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen“

aktuell große Bedeutung. Zusammen mit Partnern aus der Wissenschaft und Politik hat die AWBR seit langem die Notwendigkeit eines solchen Online-Informations- und Entscheidungssystems zur Beurteilung und Vorhersage der hydraulischen, biologischen und physikalisch/chemischen Wechselwirkungen im Bodensee betont. Wie die Ausführungen dieses Berichtes zeigen, sind die entwickelten Möglichkeiten, die beobachteten und zu erwartenden Vorgänge im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtungsweise modelltheoretisch zu beschreiben, nicht nur auf wissenschaftlichem Interesse begründet, vielmehr orientierten sie sich stets an den Belangen und Handelserfordernissen des Naturschatzes und der Ressource „Bodensee".

2.4 Der Bodensee – ein idealer Modellstandort für die Entwicklung des Informations- und Entscheidungssystems „BodenseeOnline“

Im Rahmen des 3-jährigen Verbundforschungsvorhabens „BodenseeOnline“ wurde beschlossen, am Beispiel des Bodensees ein auf die Belange der möglichen Anwender abgestimmtes Online-Informations- und Entscheidungssystem für Oberflächengewässer zu entwickeln, das

- nicht nur von den Wasserversorgungsunternehmen im Normalbetrieb bzw. bei unvorhersehbaren Ereignissen und/oder Gefahrensituationen als Entscheidungshilfe sondern vielmehr auch
- als Grundlage für wasserwirtschaftliche Entscheidungen im Sinne des vorsorgenden Gewässerschutzes und im Bereich des Hochwassermanagements bzw. der Störfallvorsorge/Schadensabwehr sowie
- zur Abklärung verschiedener Fragestellungen u.a. im Zusammenhang mit der Fischerei, der Schifffahrt oder der Wasserschutzpolizei

eingesetzt werden kann. Auf der Basis von mathematisch formulierbaren Sachverhalten (Simulationsmodelle) wurde in einer dreijährigen Pilotphase ein Planungs- und Steuerungsinstrument aufgebaut und dessen praxistaugliche Einsatzfähigkeit nachgewiesen, mit dem sich sowohl

- die hydraulischen Verhältnisse im geschichteten und ungeschichteten Zustand prognostizieren als auch
- denkbare Entwicklungen bezüglich der Wasserbeschaffenheit

in Abhängigkeit von den meteorologischen Einflüssen (Wind, Sonne), den Stoffeinträgen, den Zufluss- und Abflussverhältnissen sowie ausgewählter Transport- und Stoffwechselvorgänge zeitnah beschreiben und quantifizieren lassen. Vor allem im Zusammenhang mit der transparenten Darstellung von geogen, klimatisch und zivilisatorisch bedingten Auswirkungen auf die im Bodensee stattfindenden Prozessabläufe wurden neue Erkenntnisse und praxisbezogene Lösungsansätze aufgezeigt, die über den heutigen Stand des Wissens weit

hinaus gehen und einen Erfolg versprechenden Einsatz nicht nur am Bodensee erwarten lassen. Aufgrund der umfangreichen historischen und aktuellen Datenlage sowie der zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen eignete sich hierbei der Bodensee bestens als Modellstandort.

Gewässerökologie

Die in einem stehenden Gewässer beobachteten Phänomene werden neben den im Einzugsgebiet vorherrschenden meteorologischen und hydrologischen Verhältnissen vor allem durch die in der Ufer- und Flachwasserzone (Litoral), im Freiwasser (Pelagial) oder am Seeboden/Sediment (Profundal) ablaufenden hydrodynamischen, physikalisch/chemischen und biologischen Vorgänge und Wechselwirkungen beeinflusst. Der Limnologie, die Binnengewässer als Ökosysteme betrachtet, obliegt dabei u.a. die Aufgabe,

- die auf dem Kausalitätsprinzip aufbauenden Beziehungen zwischen den Biotopen (Lebensräumen) und Biozönosen (Lebensgemeinschaften),
- die Gewässerbeschaffenheit (ökologisch relevanten Eigenschaften/Struktur, Inhaltsstoffe, Beeinträchtigungen, ...) sowie
- die Grundlagen des Stoff- und Energiehaushaltes (Stoffkreisläufe ausgewählter Spurenelemente, Stoffabbau/-produktion, Wärmehaushalt,….)

in aquatischen Ökosystemen aufzuklären. Obwohl schon im 17. und 18. Jahrhundert zahlreiche Untersuchungen über Wasserorganismen durchgeführt wurden, erfolgte jedoch lange Zeit eine Interpretation der Erkenntnisse ohne die Zusammenhänge der in den Gewässern stattfindenden Prozessabläufe mit einzubeziehen. Am Bodensee beispielsweise begannen die ersten systematischen und auf wissenschaftlichen Kenntnissen aufbauenden Untersuchungen erst Anfang des 20. Jahrhunderts. Wesentlichen Anteil haben hierbei vor allem die ursprünglich voneinander unabhängig im Jahr 1919 bzw. 1920 gegründete Anstalt für Bodenseeforschung der Stadt Konstanz (Max-Auerbach-Institut) bzw. der Verein für Seenforschung und Seenbewirtschaftung mit seinem Institut in Langenargen. Im Bewusstsein, dass alle im See ablaufenden Vorgänge mit einander in enger Beziehung stehen, zielten fortan alle Aktivitäten darauf ab, den See als „Ganzes“ zu beobachten, die Ergebnisse zu dokumentieren und aus den daraus abzuleitenden Schlussfolgerungen entsprechende Handlungsempfehlungen zu erarbeiten. Weitere wegweisende Möglichkeiten zur interdisziplinären Grundlagenforschung eröffneten sich mit Beginn der Lehrveranstaltungen an der Universität Konstanz im Jahre 1966. Heute stehen beispielsweise mit dem Institut für Seenforschung (ISF), dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz oder dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart drei Einrichtungen zur Verfügung, die mit ihrer Infrastruktur von modern ausgerüsteten Laboratorien und ihres wissenschaftlichen Know-hows weit über die Grenzen von Baden-Württemberg hinweg als führende Forschungsinstitutionen auf dem Gebiet der Gewässerökologie bzw. Hydrodynamik bekannt sind.

Nicht zuletzt wegen der Bedeutung des Bodensees als Trinkwasserspeicher und Naturraum setzten sich zusätzlich zu der wissenschaftlich orientierten Erkenntnisentwicklung auch eine Vielzahl von Behörden in den Anrainerstaaten, von Kommissionen und Interessensgemeinschaften/Nichtregierungsorganisationen (NGO) für die in der Praxis relevanten Fragestellungen und Belange des vorsorgenden Gewässerschutzes ein. Stellvertretend für alle soll hier

- die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB, Gründung 1959) und
- die Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR, Gründung 1968) in enger Zusammenarbeit mit dem Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe(TZW)

erwähnt werden. Mit all ihren Untersuchungen und Arbeiten[2] konnten sie fortlaufend weiterführende Erkenntnisse über die ökologische Zusammenhänge und Wechselwirkungen innerhalb des Systems „Bodensee“ und seines Einzugsgebietes aufzeigen und so wesentlich zu einem tieferen Verständnis der zu beobachtenden Effekte beigetragen.

Hydrodynamik

Neben der Ermittlung und Beurteilung von physikalischen, chemischen und biologischen Aspekten ist der Bodensee seit Jahrhunderten auch Gegenstand zahlreicher hydrologischer/-dynamischer Beobachtungen und wasserwirtschaftlicher Planungen *[Schick u.a. (2007)].* Sein Wasserstand wird am Pegel „Konstanz“ beispielsweise seit 1817 ununterbrochen gemessen, dokumentiert und ausgewertet *[(Wahl, B. (2006)].* Doch die Untersuchungen der Seespiegelschwankungen reichen nicht aus, um in einem stehenden Gewässer wie dem Bodensee[3] die komplexen Vorgänge der Wasserbewegungen charakterisieren zu können. Schon früh wurde erkannt, dass die wesentlichen hydrodynamischen Prozessabläufe -von außen meist unbemerkt- im freien Wasserkörper bzw. im Bereich der Ufer- und Flachwasserzone stattfinden. Aufgrund der geographischen, topographischen und morphologischen Gegebenheiten sowie als Folge der meteorologischen und hydrologischen Einflüsse (Temperatur, Wind, Niederschläge, Zuflüsse, Abfluss…) ergeben sich hierbei sowohl räumlich als auch zeitlich stark variierende Schichtungs-, Strömungs- und Schwingungsvorgänge im See.

Bereits 1549 beschrieb *Schulthaiss* ein in Konstanz am 23. Februar des gleichen Jahres aufgetretenes Schwingungsereignis, das als „Konstanzer Wasserwunder“ in die einschlägige Literatur eingegangen ist. Seine Ausführungen stellen wohl die ältesten bekannten Beobachtungen von Eigenschwingungen in einem See dar. Die Aufzeichnungen dokumentieren dabei die Sachverhalte so detailliert, dass es möglich war, die Vorgänge mehr als 450 Jahre später genauer zu analysieren und mit Hilfe physikalischer Gesetzmäßigkeiten der Wellen- und Schwingungstheorie umfassend zu deuten *[Hollan u.a. (1980)].*

1893 wurden von *Forel* und *Graf Zeppelin* die ersten Beobachtungen der Eigenschwingungen und Schwankungen des Sees, basierend auf den Erfahrungen von Fischern und Schiffern dokumentiert. Darauf aufbauend haben u.a. *Kleinschmid, Wasmund, Auerbach, Schmalz und Ritzi* in den Jahren 1920 bis 1940 die Temperatur- und Strömungsfelder des Bodensees eingehend untersucht. Durch den Einsatz von Driftkörpern und die Erfassung von physikalisch-chemischen Kenngrößen konnten sie erstmals die horizontalen Zirkulationen der oberflächennahen Wasserschichten im Obersee sowie großräumige Bewegungen näherungsweise aufzeigen. Aufgrund der noch verhältnismäßig einfachen

[2] Aufgrund der unzähligen Anzahl an Erkenntnissen und deren Komplexität ist es im Rahmen des vorliegenden Beitrages nicht möglich, einen auch nur teilweisen Überblick über die in der Literatur beschriebenen Aktivitäten zu geben. Dem Leser wird empfohlen, gezielt im Internet nach entsprechenden Veröffentlichungen zu suchen.

[3] maximale Tiefe: 256 m; Oberfläche: ca. 535 km²; Volumen: nahezu 50 Mrd. Kubikmeter

analytischen und technischen Ausstattung waren aber ihre Möglichkeiten und Aussagen hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Auflösung begrenzt.

Einen gewissen Abschluss der ausschließlich empirischen Vorgehensweise bildeten dann die in den 1960er Jahren von *Lehn* durchgeführten Messungen. Mit hohem Personal- und Materialaufwand konnte er u.a. die durch Strömungen hervorgerufene Isothermenverlagerungen (Temperaturoszillationen) sowie die Existenz von periodisch verlaufenden Wellenereignissen[4] erstmals systematisch nachweisen. Weitere darüber hinausgehende Einblicke in die Variabilität der windbedingten großräumigen Verfrachtung von Wasserkörpern konnten vor allem durch die mehrwöchigen Messkampagnen in den Jahren 1972 und 1978, bei denen z.T. neu entwickelte Analysentechniken (z.B. „Kieler Multisonde“) angewandt wurden, gewonnen werden *[Hollan (1974, 1978); Kroebel (1980)].* Nahezu gleichzeitig gelang es unter Berücksichtigung des Einflusses der temperatur-/dichtebedingten Schichtungsverhältnisse und der ablenkenden Kraft der Erdrotation (Corioliskraft) außerdem, einzelne Vorgänge anhand mathematisch-physikalisch erfassbarer Zusammenhänge in vereinfachter Form darzustellen. Beispielsweise wurde 1981 von *Bäuerle* erstmals ein zweidimensionales Modell zur Berechnung und Verifizierung der im Bodensee beobachteten Frequenzen von internen Seiches eingesetzt. Seine Arbeit war mit der Beginn einer rasanten Entwicklung: durch moderne Analysenmethoden und Messsysteme, kombiniert mit der Möglichkeit einer computerunterstützten Simulation von komplexen Prozessabläufen, ließen sich eine Vielzahl an bislang noch offenen Fragen beantworten. Als Beispiele und „Wegbereiter“ für die erfolgreiche Aufklärung der im Bodensee ablaufenden hydrodynamischen Vorgänge können beispielhaftdie von *Lambert (1982), Hollan (1984), Steward (1988), Zenger u.a. (1989), Zenger (1989), Hollan und Serruya (1992), Hydromod (1992), Peeters und Wüest (1992), Heinz (1993) Hydromod (1994), Bäuerle (1994), Wang (1995), Hollan (1996), Peeters u.a. (1996), Bäuerle u.a. (1998), Kobus u.a. (1999), Hollan (1999), Wessels (2001), Appt und Stumpp (2002), VAW (2003), Hollan (2003), Rossknecht (2003), Appt (2003), Lang u.a. (2003), Appt et al. (2004), Minor u.a. (2005), Kempke u.a. (2005), Lorke u.a. (2006), Saha, G.C. (2006), Rothhaupt u.a. (2007), Wessels u.a. (2007)* durchgeführten Untersuchungen und Simulationsberechnungen genannt werden.

[4] auch als „interne Seiches“ bezeichnet

Tab. 2.2: IGKB und AWBR - Ziele, Zahlen, Fakten

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Die *Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)* wurde im November 1959 in der Stiftsbibliothek von St. Gallen „ins Leben" gerufen. Ihre Gründung hatte zum Ziel, gemeinsame Anstrengungen in der Schweiz, in Deutschland, Österreich und Liechtenstein für die Reinhaltung des Bodensees zu initiieren und zu koordinieren, ungeachtet den nicht geregelten Hoheitsverhältnissen am Bodensee. Um die erforderlichen Maßnahmen durch die Mitgliederstaaten umsetzen zu können, sind einstimmige Beschlüsse auf der jährlich stattfindenden Kommissionssitzung erforderlich. Die fachliche Zuarbeit erfolgt durch Experten, die in verschiedenen Gremien mehrmals jährlich tagen (Sachverständigenkreis, Fachbereich See, Fachbereich Einzugsgebiet, Fachbereich Schadensabwehr, Öffentlichkeitsausschuss).
Grundlage des gemeinsamen Handelns der IGKB ist das Internationale Übereinkommen von 1960 sowie die daraus resultierende Geschäftsordnung, die Bodenseerichtlinien 2005, die gezeichnete Arbeitskarte sowie die Liegeplatzstatistik. Darüber hinaus werden die Ergebnisse der regelmäßigen seekundlichen Untersuchungen am Bodensee sowie gesonderter Messkampagnen und Forschungsprojekten in zwei wissenschaftlichen Veröffentlichungsreihen publiziert (blauer und grüner Bericht). Der „Seespiegel" mit einer Auflage von 15.000 Exemplaren sowie das Internetportal „www.igkb.org" ist zur Information der Öffentlichkeit vorgesehen.
In ihrer mittlerweile fast 50 jährigen Geschichte leitete die IGKB eine Reihe wegweisender Gewässerschutzmaßnahmen ein. Beispielsweise wurde schon in den 1950er Jahren die übermäßige Zufuhr von Phosphor als die wesentliche Ursache für die zunehmende Eutrophierung des Sees erkannt. Dieser für den See bedrohlichen Entwicklung galt es mit allen zur Verfügung stehenden Maßnahmen entgegenzuwirken. Dank der flächendeckenden Abwasserbehandlung kann heute die Fragestellung der Nährstoffeinträge als weitgehend gelöst angesehen werden. Als weitere Beispiele für die laufenden Aktivitäten und Erfolge der IGKB ist die Kartierung / Bewertung des Bodenseeufers und die davor liegenden Flachwasserzonen auf ihren limnologisch-ökologischen Zustand sowie die durchgeführten bzw. geplanten Uferrenaturierung zu nennen. Ebenso ist die Erarbeitung von Leitfäden (z.B. Leitfaden zur Verbringung von Sedimenten aus Häfen und Schifffahrtsrinnen im Bodensee) ein Beispiel für die gute und kooperative Zusammenarbeit zwischen den Anrainerstaaten anzusehen.
Insgesamt wurden bis heute von den Anrainern mehr als 4 Mrd. € in Gewässerschutzmaßnahmen am Bodensee investiert.

Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR)
Die *Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR)* wurde am 07. Juni 1968 in Konstanz gegründet. Aus den ursprünglich 18 schweizerischen und süddeutschen Gründungsmitgliedern, die teilweise seit 1950 miteinander kooperierten, ist zwischenzeitlich eine internationale Interessensgemeinschaft von mehr als 70 Wasserversorgungsunternehmen entstanden, die in den Ländern Schweiz, Fürstentum Liechtenstein, Österreich, Deutschland und Frankreich insgesamt über 10 Millionen Menschen mit ca. 900 Mio. m³ Trinkwasser pro Jahr versorgen.
Die Tätigkeiten und Aktivitäten der AWBR erstrecken sich dabei auf das Gebiet des Bodensees und der Voralpenseen, das Wassereinzugsgebiet des Rheins von den Quellen bis zur Einmündung des Neckars bei Mannheim bzw. des Einzugsgebietes der oberen Donau bis zur Entnahmestelle des Zweckverbandes Landeswasserversorgung (LW). Entsprechend ihren Zielen fördert die AWBR auf nationaler und internationaler Ebene Bestrebungen und Maßnahmen, die darauf ausgerichtet sind, die Reinheit der Oberflächengewässer sowie der begleitenden Grundwässer zu erhalten und Gefahren für die öffentliche Wasserversorgung zu beseitigen. Als Interessenvertretung der Wasserversorgungsunternehmen setzt sie sich unter Berücksichtigung ökologischer, zivilisatorischer und wirtschaftlicher Aspekte dafür ein, dass die lebensnotwendigen Wasservorkommen hinreichend und nachhaltig geschützt werden und dass auch in Zukunft jederzeit einwandfreies Trinkwasser in ausreichender Menge an die Bevölkerung abgegeben werden kann. Sie strebt keinen Gewinn an und dient ausschließlich gemeinnützigen Zwecken.
Neben allgemeinen Themen der Wasserwirtschaft und der Begleitung von Gesetzesvorhaben bearbeitet die AWBR als "Anwalt des Wassers" schwerpunktmäßig regionalbezogene Fragestellungen des Gewässerschutzes und der Trinkwasserversorgung. Als herausragende Beispiele ihrer erfolgreichen Arbeit sind speziell für den Bereich „Bodensee" u.a. die jahrelangen Auseinandersetzungen um wassergefährdende Projekte wie die Ölkavernen Haldenstein, die Einleitung von Abwässern aus der Zellstoffindustrie oder die Rohöl-Pipeline Genua-Ingolstadt hervorzuheben.
Darüber hinaus werden von der AWBR umfangreiche Messkampagnen zur Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit der Voralpenseen, des Rheins, des Neckars und der Donau durchgeführt, wissenschaftliche Untersuchungen veranlasst, entsprechende Forschungsarbeiten gefördert, Stellungnahmen zu Grundsatzpapieren verfasst, regelmäßige Informationsveranstaltungen organisiert sowie im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit entsprechende Informationen bereitgestellt.
Die AWBR pflegt die Zusammenarbeit mit anderen Organisationen, wissenschaftlichen Institutionen, Verbänden und Behörden auf nationaler und internationaler Ebene, z.B. durch Austausch von Messdaten und von Forschungs- und Untersuchungsergebnissen. So bilden die AWBR, die Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke (ARW) und die Arbeitsgemeinschaft der Rhein- und Maaswasserwerke (RIWA) die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), in der alle maßgeblichen Wasserversorgungsunternehmen im gesamten Rheineinzugsgebiet organisiert sind. Auch steht sie in engem Kontakt zur

- Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB),
- der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und
- Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches (DVGW) sowie der vergleichbaren Organisationen in der Schweiz (SVGW) und Österreich (ÖVGW).

Im Rahmen eines Dienstleistungsvertrages ist das Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe mit der Durchführung des wissenschaftlichen Mess- und Untersuchungsprogrammes der AWBR beauftragt, das als Grundlage für die Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit und deren zeitliche Veränderung dient. Außerdem steht das TZW, ebenso wie die Betriebs- und Forschungslaboratorien der größeren Wasserversorgungsunternehmen als Informations- und Beratungszentren den AWBR-Mitgliedern bevorzugt zur Verfügung.
Das Wissen der AWBR wird durch Arbeitstagungen, Jahresberichte, Fachpublikationen, Veröffentlichungen von Grundsatzpapieren, Stellungnahmen, Mitteilungen im Internet, Medien- und Pressekonferenzen oder Faltprospekten interessierten Kreisen bereitgestellt.

2.5 Anforderungen an das web-basierte Informations- und Entscheidungssystem „BodenseeOnline“

Das web-basierte Informations- und Entscheidungsssystem „BodenseeOnline“ wurde so ausgerichtet, dass ein auf die Bedürfnisse der möglichen Anwender (Abb. 2.5) abgestimmtes Steuerungsinstrument zur Verfügung steht, das zeitnah Hinweise zur Verfügung stellt, die eine hinreichende Charakterisierung/Beurteilung der aktuellen Strömungsverhältnisse und der Wasserbeschaffenheit erlauben.

Abb. 2.5: Potenzielle Nutzer von BodenseeOnline

Insbesondere in den öffentlichen Veranstaltungen und Kolloquien (vgl. Kap. 2.5) kam deutlich zum Ausdruck, dass an das Informationssystem „BodenseeOnline“ eine Vielzahl an unterschiedlichen, z.T. nutzerspezifische Erwartungen gestellt werden. Beispielhaft sind in Tab. 2.3 ausgewählte Anforderungen und Fragestellungen aus Sicht der Praxis aufgelistet, die sich für den See und seine vielfältigen Nutzungen ergeben.

Um die im Bodensee stattfindenden Prozessabläufe charakterisieren zu können, wurden im System „BodenseeOnline“ sowohl 1D- als auch 3D-Modelle eingesetzt, mit denen sich die Vorgänge eindimensional bzw. in alle drei Raumrichtungen erfassen lassen. Dies bedingt jedoch, dass der See mit einem Berechnungsgitter in einzelne Modellzellen[5] unterteilt wird, über das die zur Anwendung kommenden Differenzialgleichungen (z.B. Diffusions- und Navier-Stokes-Gleichung) gelöst werden. Zusätzlich zu den Anforderungen der Praxis war es daher erforderlich, auch Ansprüche an das zeitliche und räumliche Aussagevermögen im Rahmen der Entwicklung der technischen Umsetzbarkeit zu definieren.

[5] In horizontaler Richtung resultiert dadurch ein zeilen-/spaltenorientiertes Gitternetz, in vertikaler Richtung wird der See in einzelne Schichten gegliedert

Tab. 2.3: Anforderungen und Fragestellungen aus der Praxis

Gewässerschutz, Wasserwirtschaft
(Internationale Vereinigungen, nationale Behörden der Anrainerländer/-kantone, Städte- und Gemeindeverwaltungen, wissenschaftliche Institutionen, Interessensverbande (z.B. Abwasser, Industrie, Wasserkraftwerke), Medien, interessierte Bürger, …)

- Auswirkungen möglicher punktförmiger und diffuser Schadstoffeinträge
- Prognose von Langzeitveränderungen der Gewässerbeschaffenheit z.B. in Folge von Temperatur- und Windverhältnissen
- Beurteilung des Einflusses der thermischen Schichtung auf die Stoffumsetzungsprozesse
- Aussagen zur Ablagerung von hochwasserbürtigen Sedimentfrachten
- Auswirkungen des Klimawandels auf die saisonalen Strömungsprozesse und die Wasserqualität
- Modellunterstützte Optimierung von Messprogrammen
- Abschätzung der Auswirkungen von Eingriffen in den See (Einbauten, Veränderungen der Häfen, Rheinvorstreckung etc.)
- Entscheidungshilfe für die Planung von Baggergutverbringungen; Impaktzonen von Sedimentfahnen
- Prognose von Treibholzverfrachtung im Falle eines Hochwassers

Gefahrenabwehr/Katastrophenschutz
(Wasserschutzpolizei, Feuerwehr, Technisches Hilfswerk, Einrichtungen des Katastrophenschutzes, ...)

- Unterstützung von Rettungs- und Suchmaßnahmen
- Suche von Objekten, Drift von Schifffahrtshindernissen
- Rekonstruktion bzw. Vorhersage von Driftwegen – z.B.: im Zusammenhang mit Schiffshavaristen (wind- und strömungsbedingte Drift)
- Rekonstruktion von Schadensereignissen
- Beurteilung von Gefährdungen in Folge von Kontaminationen
- Beurteilung und Prognose von Strömungs- und Windfeldern, Seegangsvorhersage
- Prognose der Ausbreitung von Schadstoffen z.B. im Rahmen der Ölwehr
- Modellunterstützte Anordnung von Ölsperren auf Grund prognostizierter Strömungsfelder

Wasserversorgung

- Gefährdung von Wasserfassungen nach Kontaminationen durch wassergefährdende Stoffe
- Vorhersagen von Ausbreitungs- und Umsetzungsprozessen in Abhängigkeit vom Stoffeintrag und den aktuellen Strömungsverhältnissen
- Beurteilung des Einflusses von thermischer Schichtung auf die Stoffumsetzungsprozesse
- Auswirkungen von Schwebstofffahnen der Zuflüsse

Schifffahrt und Wassersport

- Allgemeine und detaillierte Prognose der Wind- und Strömungsverhältnisse
- Seegangsvorhersage
- Vorbereitung von Regatten
- Auswirkungen von Hochwasser und allgemeinen Pegelstandsänderungen auf Häfen
- Prognose von Treibholzverfrachtung im Falle eines Hochwassers
- Verdriftung von Schifffahrtshindernissen

Fischerei

- Kurz- und Langzeitprognose der Strömungs-, Nährstoff- und Temperaturverteilung im See
- Aufklärung und besseres Verständnis für fischereiliche Aspekte

Tourismus

- Prognose der Temperatur- und Qualitätsverhältnisse im Bereich von Badestellen
- Auswirkungen von Schadensfällen auf Badestellen
- Wind-/Unwetterwarnung und Starkwindvorhersage (DWD)
- Informationszentrum über die Seeströmungen
- Populärwissenschaftliche Aufbereitung und Bereitstellung der Informationen für interessierte Touristen

Während für großflächige Betrachtungen die horizontale/vertikale Auflösung des Grundmodells von 400 m x 400 m x 2,5m als ausreichend angesehen wird, ist es zur Beantwortung von lokalen Fragestellungen bzw. zur transparenten Darstellung von Vorgängen in eng begrenzten Gebieten sinnvoll, die horizontalen Rasterweite in speziellen Bereiche auf 100 m x 100 m x 2,5 m bzw. 20 m x 20 m x 2,5 m zu verkleinern. Als Beispiele sind u.a.:

- die Mündungsbereiche relevanter Zuflüsse (z.B. Alpenrhein, Schussen,…) sowie
- die Bereiche nahe der Wasserentnahmestellen bzw. von Abwassereinleitungen

zu nennen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

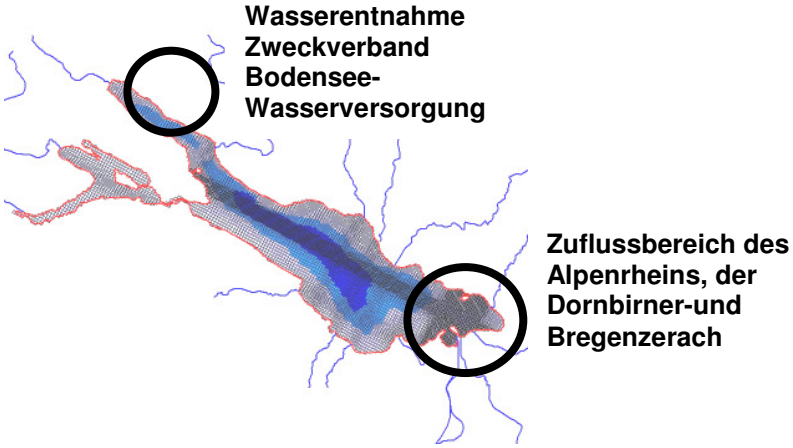


Abb. 2.6: Anforderungen an das räumliche Aussagevermögen des Systems „BodenseeOnline“, ausgewählte Beispiele.

Die horizontale/vertikale Auflösung des Grundmodells beträgt 400 x 400 x 2,5 m. Um den spezifischen Fragestellungen gerecht zu werden, ist in ausgewählten Bereichen (z.B. Zuflussbereich „Alpenrhein, Dornbirnerach, Bregenzerach“, Entnahmebereich von Wasserversorgungsunternehmen, Abwassereinleitungen,…) eine Verkleinerung der horizontalen Rasterweite auf 100 m x 100 m bzw. 20 m x 20 m erforderlich

Basierend auf den Anforderungen der potenziellen Nutzer einerseits und der programmiertechnischen Umsetzbarkeit andererseits wurde daher im Rahmen der Konzeption und Aufbau des Informationssystems eine „Grundstruktur“ erarbeitet, die im Wesentlichen aus drei Komponenten besteht (Abb. 2.7):

- Datenerfassung/-bereitstellung (Online-basierter „Input“, Unterscheidung in Rohdaten, Messdaten, Modelleingangsdaten und Modellergebnisdaten,…)
- Datenmanagement (Speicherung, Prüfung auf Vollständigkeit, ggf. Ergänzung von Daten, Plausibilitätsüberlegungen, Simulationsrechnungen (1D / 3D-Modelle), Visualisierung,…) und
- Datenausgabe (web-basierter „Output“, geregelte Zugangsrechte, passwortgeschützter Bereich für interne Mitteilungen, öffentlicher Bereich zum Abruf aktueller Informationen seitens Dritter, *www.bodenseeonline.de*)

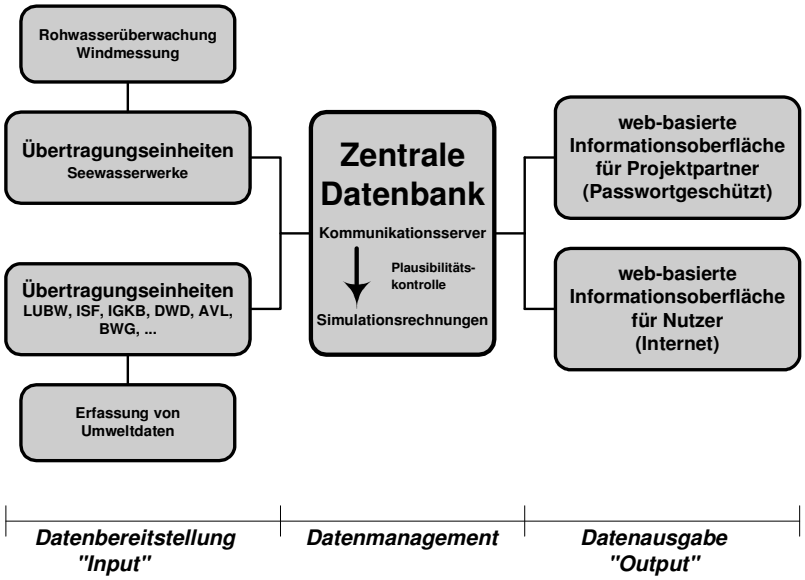


Abb. 2.7: Konzeption und Aufbau des Informationssystems „BodenseeOnline“

a) Datenerfassung/-bereitstellung

Neben den „historischen“ Daten[6], die u.a. von der AWBR über die im DVGW-Technolgiezentrum Wasser, Karlsruhe (TZW) eingerichtete Datenbank „DABAS“ bereitgestellt werden, ist es für den laufenden Betrieb eines numerischen, online-betriebenen Modellsystems unerlässlich, auf aktuelle Informationen zurückgreifen zu können. Besonders zur Festlegung der so genannten Rand- und Anfangsbedingungen werden daher neben der Kenntnis von geometrischen, topographischen und morphologischen Gegebenheiten eine Vielzahl an hydrologischen und meteorologischen Messdaten zeitnah erhoben und im System „BodenseeOnline“ integriert. Als Datenquellen werden dabei Messungen und Simulationen verwendet, die von verschiedenen Institutionen bereits erfasst werden.

- Abflussdaten relevanter Bodenseezuflüsse: Die hydrologischen Daten werden mindestens 1 x täglich von den entsprechenden Diensten in Österreich (Hydrographischer Dienst in Vorarlberg, HDV) und Deutschland (Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz, LUBW) abgerufen.
- Meteorologische Verhältnisse: Als meteorologische Parameter an der Seeoberfläche werden u.a. die Lufttemperatur, der Luftdruck, die Luftfeuchte, die Sonneneinstrahlung, die Windrichtung und -stärke berücksichtigt. Hierzu werden u.a. die Messwerte der Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Konstanz und der Station der LUBW in Friedrichshafen verwendet. Darüber hinaus sind an ausgewählten Seewasserwerken oder privaten Messstationen (z.B. Kläranlagen oder Yachthäfen) Windmessstationen eingerichtet, die die bisher zur Verfügung stehenden Datensätze ergänzen.
- Wasserbeschaffenheit: U.a. können durch die im Bereich der Entnahmestellen ausgewählter Seewasserwerke erfassten Daten zur Wasserbeschaffenheit[7] wichtige Hinweise sowohl für den „Normalbetrieb“ als auch bei Gefahrensituationen oder außergewöhnlichen Belastungen abgeleitet werden (Tab. 2.4**, Abb. 2.8**).

Basierend auf derartigen Überlegungen ist ein einmaliger Datenpool entstanden, der laufend durch die Einbindung aktueller Werte erweitert wird.

Tab. 2.4: Ausgewählte Standorte von Messstationen zur Wassergüteüberwachung bzw. zur Ermittlung von Windverhältnissen

Wasserversorgungsunternehmen	Wassergüteüberwachung (Rohwasser)	Windmessstation
Arbon	x	x
Bregenz (Hafen)		x
Friedrichshafen/Immenstaad	x	
Konstanz	x	
Kreuzlingen	x	
Lindau (Nonnenhorn)	x	
Romanshorn	x	
Rorschach	x	
St. Gallen (Riet, Frasnacht)	x	
Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung, Sipplingen	x	x

6 Die historischen Daten beinhalten vor allem Langzeitbetrachtungen und Informationen aus zeitlich begrenzten bzw. stoffbezogenen Messkampagnen

7 z.B. Wassertemperatur an der Oberfläche und in der Entnahmetiefe, Trübung, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, SAK_{254nm}, Sauerstoff

Abb. 2.8: Beispiele von Windmess- und Rohwasserüberwachungsstationen

Derartige Anlagen und Übertragungseinheiten ermöglichen es, sowohl meteorologische Daten als auch physikalisch/chemische Parameter des Bodenseewassers „in Echtzeit“ an die zentrale Datenbank „BodenseeOnline“ zu übermitteln.

b) Datenmanagement

Nach der Erfassung der aktuellen Messwerte durch die jeweiligen Betreiber (z.B. HDV, DWD, LUBW, Seewasserwerke…) bzw. der Bereitstellung von Prognoseaussagen werden zeitnah die relevanten Daten per Internet übertragen, im sogenannten „Kommunikationsserver“ der zentralen Datenbank von „BodenseeOnline“ übergeben und in der zentralen Datenbank gespeichert. Im Anschluss an eine Plausibilitätsprüfung erfolgt in der „Simulationsplattform“ eine entsprechende Auswertung und Durchführung von Modellrechnungen/ Prognosen.

Neben den täglich zu aktualisierenden Online-Modellierungen wurden aber auch fallspezifische „Szenarienrechnungen“ unter Berücksichtigung von bodenseetypischen Verhältnissen in Abhängigkeit der Schichtung, der Wind- und Zuflussverhältnisse durchgeführt. Im Fall eines außergewöhnlichen Ereignisses lassen sich so zusammen mit den online erfassten Messwerten innerhalb weniger Minuten zumindest Hinweise ableiten, die z.B. im Zusammenhang mit der Ausbreitung von Schadstoffeinträgen von besondere Bedeutung sind.

c) Bereitstellung der Online-Messdaten und Simulationsergebnisse für Anwender

Das web-basierte Visualisierungs-/Ausgabe-System ermöglicht den permanenten Zugriff auf die Mess- und Modellierungsdaten. Die öffentlich zugänglichen Informationen sind von allen potenziellen Anwendern und Interessierten über die Homepage

www.bodenseeonline.de

abrufbar. Auf eine entsprechende nutzerfreundliche Oberfläche wurde geachtet. Weitere Datensätze wurden in einem passwortgeschützten Bereich gespeichert, der bislang für die Projektpartner, die AWBR und IGKB vorbehalten ist. Beispielsweise sind hier z.B. Protokolle von internen Arbeitssitzungen oder intern zu verwendende „Rohdaten“ eingestellt.

Aufgrund der zeitlich begrenzten Bearbeitungszeit und der außerordentlichen Komplexität der Prozessabläufe mit den dazugehörigen Randbedingungen war es jedoch nur bedingt

möglich, während des Forschungszeitraumes von 3 Jahren alle anstehenden Fragestellungen abzuklären sowie alle im Bodensee ablaufenden Vorgänge im Detail modelltheoretisch nachzubilden. Ebenso konnte nicht erwartet werden, dass „BodenseeOnline“ nach der ersten Entwicklungsphase die Möglichkeit bietet, die 1D-/3D-Berechnungen durch die einzelnen Nutzer „per Knopfdruck“ zu starten.

2.6 Einbindung der Fachbehörden und Information der Öffentlichkeit

Um den Belangen der Praxis sowie der gesellschaftlichen Akzeptanz in hohem Maße Rechnung zu tragen, wurde bereits während der Bearbeitung des F&E-Vorhabens „BodenseeOnline“ der Öffentlichkeitsarbeit eine zentrale Bedeutung zugeordnet (Abb. 2.9 und Abb. 2.10). Ziel dabei war es, die Ergebnisse der aktuellen Forschungsarbeiten aus dem Kooperationsnetzwerk Bodensee mit Praxisbezug zu präsentieren und die interessierte Öffentlichkeit zeitnah zu informieren. Darüber hinaus sollte allen potenziellen Anwendern die Möglichkeit eingeräumt wurde, ihr spezifisches Interesse zu formulieren sowie Anregungen und entsprechende Erfahrungen in das Projekt mit einfließen zu lassen.

Abb. 2.9: Information der Öffentlichkeit in jährlich stattfindenden Kolloquien

Die jeweiligen Vortragsprogramme wurden durch eine Posterausstellung bzw. durch Demonstrationsbeispiele abgerundet und ergänzt. Die einzelnen Beiträge können unter *www.BodenseeOnline.de* abgerufen werden.

Darüber hinaus fanden auf Einladung des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg am 22.5.2007 im Institut für Seenforschung in Langenargen bzw. am 27.2.2008 bei der Bodensee-Wasserversorsorgung Informationsveranstaltungen statt, bei der die konkreten Nutzungsmöglichkeiten von „BodenseeOnline“ mit den potenziellen Anwendern und denkbare Lösungsansätze hinsichtlich einer Umsetzung diskutiert wurden. Im Rahmen eines Brainstorming konnte eine Vielzahl an Anwendungsbeispielen im Rahmen der Schadensabwehr oder zur Beantwortung aktueller Fragestellungen aufgezeigt werden, die teilweise bereits programmiertechnisch umgesetzt wurden. Insgesamt nahmen an den Veranstaltungen ca. 20 - 30 Vertreter von Behörden, der Schifffahrt und des Wassersports, der Fischerei, der Wasserschutzpolizei oder der Gemeinden teil. Weitere Gespräche und Arbeitssitzungen, bei denen die zukünftige Vorgehensweise und mögliche Zusammenarbeit im Rahmen einer Begleitgruppe festgelegt werden soll, sind geplant. Die Organisation/ Koordination übernimmt das Umweltministerium Baden-Württemberg.

a)

b)

c)

d)

e)

f)

Abb. 2.10: Eindrücke von den öffentlichen Veranstaltungen, bei denen jeweils die aktuellen die Ergebnisse des Forschungsprojektes „BodenseeOnline“ vorgestellt wurden

a) Auftaktveranstaltung 12.10.2005: Frau Ministerin Tanja Gönner, Umweltministerium Baden-Württemberg (UM) und Frau Präsidentin M. Barth, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
b) Auftaktveranstaltung 12.10.2005: Prof. Köngeter, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Senatskommission für Wasserforschung
c) Kolloquium Bodenseeforschung 2006: Posterausstellung
d) Kolloquium Bodenseeforschung 2007: Auditorium
e) Kolloquium Bodenseeforschung 2008: Ministerialdirigent H. Grübel, Bundesministerium für Bildung und Forschung
f) Kolloquium Bodenseeforschung 2008: Festredner des erfolgreichen Kolloquiums: Prof. H. Mehlhorn (AWBR), Prof. H. Kobus (Universität Stuttgart), Dr U. Weber (DFG), Umweltministerin T. Gönner (BW), Ministerialdirigent H. Grübel (BMBF)

Abschließende Bemerkungen

Speziell in dem von der AWBR bearbeiteten Teilprojekt wurden vor allem anwendungsbezogene Aspekte und Fragestellungen aufgegriffen, die aus Sicht der potenziellen Nutzer von Bedeutung sind. Neben den Belangen der Öffentlichkeitsarbeit, der Einbindung der Fachbehörden und der logistischen Unterstützung der anderen Projektteilnehmer konzentrierten sich die Themenschwerpunkte dabei vorrangig auf

- die Bereitstellung „historischer" Datensätze und Erhebung aktueller Messdaten,
- die Erarbeitung der Anforderungen an das Informationssystem aus Sicht der Anwender unter Berücksichtigung bodenseespezifischer Rahmenbedingungen/ Szenarien,
- die Festlegung von Zugangsrechten für einzelne Interessensgruppen sowie
- die Weiterentwicklung der Prozessmodellierung und die Mithilfe beim Testbetrieb des Onlinesystems.

Insbesondere die eingehenden Diskussionen mit den anderen Projektpartnern (Abb. 2.11) trugen dazu bei, dass die bisherigen Arbeiten nicht nur einen Meilenstein im Zusammenhang mit der Entschlüsselung des „sensiblen Chaos" im Bodensee darstellen, sondern vielmehr das neu entwickelte Informations- und Entscheidungssytems „BodenseeOnline" zukünftig auch eine zentrale Stellung bei der Aufklärung der in Seen resultierenden Effekten einnehmen wird. Vor allem durch die enge Verzahnung von nutzerorientierten Interessen mit den programmiertechnischen Möglichkeiten wurde mit „BodenseeOnline" der Grundstein gelegt, um den zu erwartenden Herausforderungen der Zukunft selbstbewusst entgegenzutreten zu können.

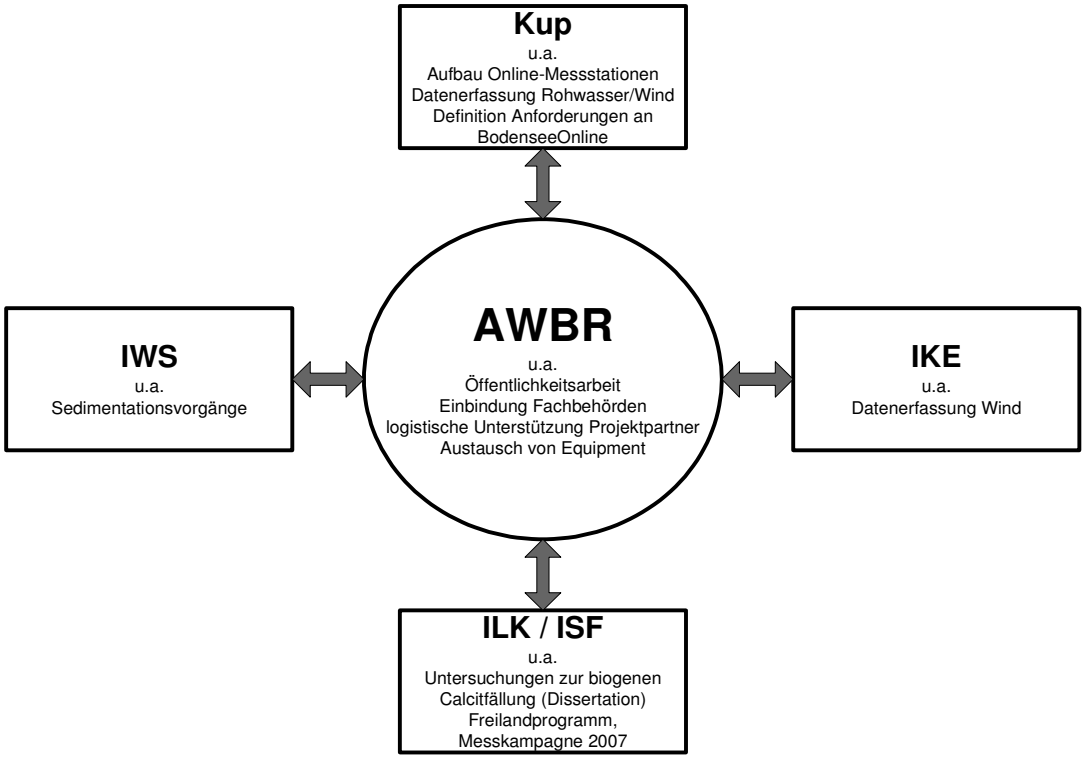


Abb. 2.11: Verzahnung der Forschungsaktivitäten zwischen der AWBR und den anderen Teilprojekten

3 Datengrundlage (TP1)

Die wichtigste Grundlage des Projektes BodenseeOnline besteht in den für den Bodensee verfügbaren Daten und Informationen. Diese werden in einer zentralen Datenbank gespeichert welche sowohl gemessene Informationen als auch die Ergebnisse von Modellierungsergebnissen umfasst. Die Kommunikation mit der Datenbank erfolgt über das in Abb. 3.1 dargestellte Schema.

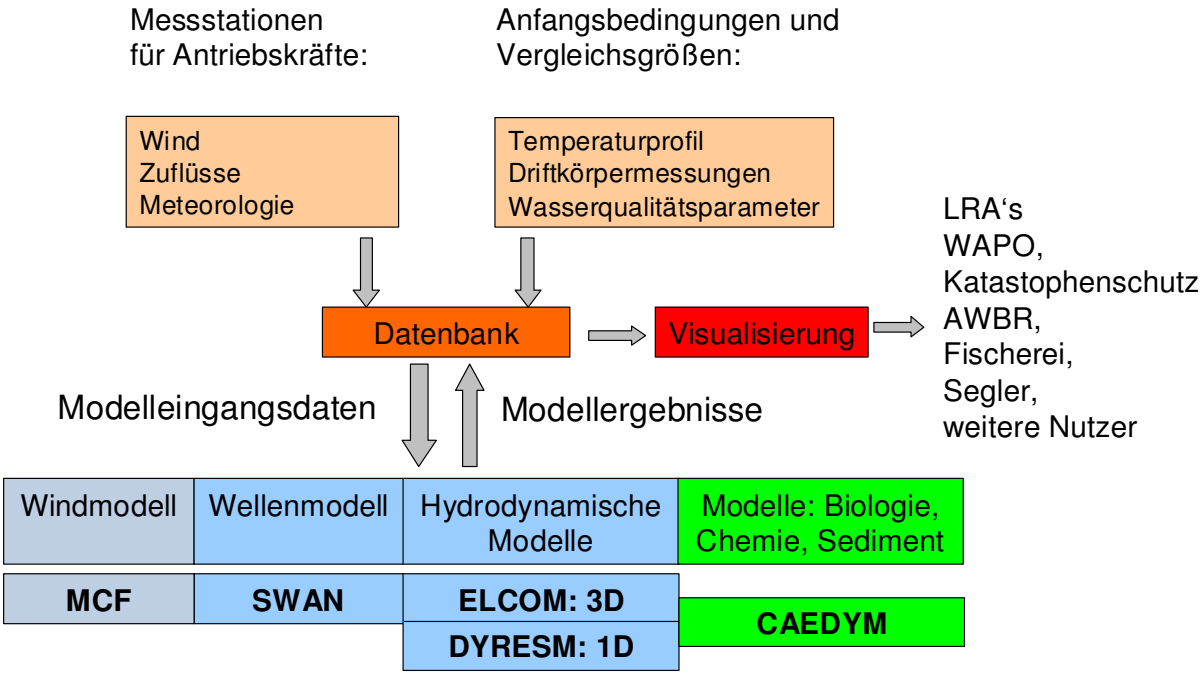


Abb. 3.1: Konzept von BodenseeOnline

3.1 Datenbank

Als Datenbank wird „MySQL 5.0“ eingesetzt. Dies ist ein relationales Datenbankmanagementsystem (RDBMS) welches unter einer Open Source Lizens (GPL) zur Verfügung steht. Die Daten werden in mehreren Tabellen gespeichert. Die Tabellen sind vom Typ „MyISAM-Tabellen“ und besitzen spezielle Schlüsselspalten (z.B. Primärschlüsselspalte), worüber die Tabellen untereinander in Beziehung stehen. Die relationalen Beziehungen der Attribute für die Messwerte sind in Abb. 3.2 dargestellt. Die Haupttabelle ist die „data“-Tabelle. In dieser Tabelle befinden sich die Messwerte und die jeweiligen Verknüpfungswerte zu den anderen Tabellen. Jede Untertabelle steht für eine andere Eigenschaft des Messwertes. So gibt die „station“-Tabelle Aufschluss über die Messstation des Messwertes oder die „type“-Tabelle gibt Aufschluss über den Typ (Art) des Messwertes.

Aufgrund der zentralen Bedeutung der Datenbank im Rahmen des Gesamtsystems wurden hinsichtlich der Zugriffsperformance und des Speicherbedarfs Tests durchgeführt. Dabei wurde das Verhalten der in MySQL verfügbaren Speichertechnologien, die so genannten Storage Engines,

- MyISAM
- InnoDB
- Archive

mit der Ablage von Dateien im Dateisystem von Windows (NTFS) untersucht. Sowohl die transaktionale InnoDB-Storage-Engine als auch die speicheroptimierte Archive-Storage-

Engine waren im Vergleich etwa eine Größenordnung langsamer. Die transaktionalen Fähigkeiten der InnoDB sind für das Projekt nicht relevant, da die Transaktionen in der O/R-Persistenzschicht abgehandelt werden können.

Hinsichtlich des Einflusses der Anzahl der zu speichernden Dateien hat sich gezeigt, dass die Speicherung aller Daten in der Datenbank im Hinblick auf die Performance des Gesamtsystems von Vorteil ist.

Das eingesetzte Datenbanksystem „MySQL 5“ verwaltet in BodenseeOnline drei Datenbanken (DB):

- Input-DB (alle Informationen zu den Messwerten)
- Result-DB (alle Informationen zu den berechneten Ergebnissen)
- WWW-DB (alle Informationen zu projektrelevanten Daten, z.B. Kontaktdaten der Projektpartner, Veranstaltungstermine, Protokollverwaltung).

Die Struktur der Input-DB wurde aufgrund der Zusammenarbeit mit dem Institut für Kernenergetik und Energiesysteme der Universität Stuttgart erstellt. Dabei wurde zum einen darauf geachtet, dass die Tabellen- und Spaltennamen einheitlich in Englisch sind. Zum anderen wurden alle Messwerte (aktuelle Messwerte, historische Messwerte, Windwerte) in einer Tabelle (data) zusammengefasst (siehe Abb. 3.2). Diese Richtlinie erleichtert das Verständnis des Datenbankaufbaus und ermöglicht eine einfachere Archivierung der Messwerte sowie deren Wiedereinlesen in die Datenbank.

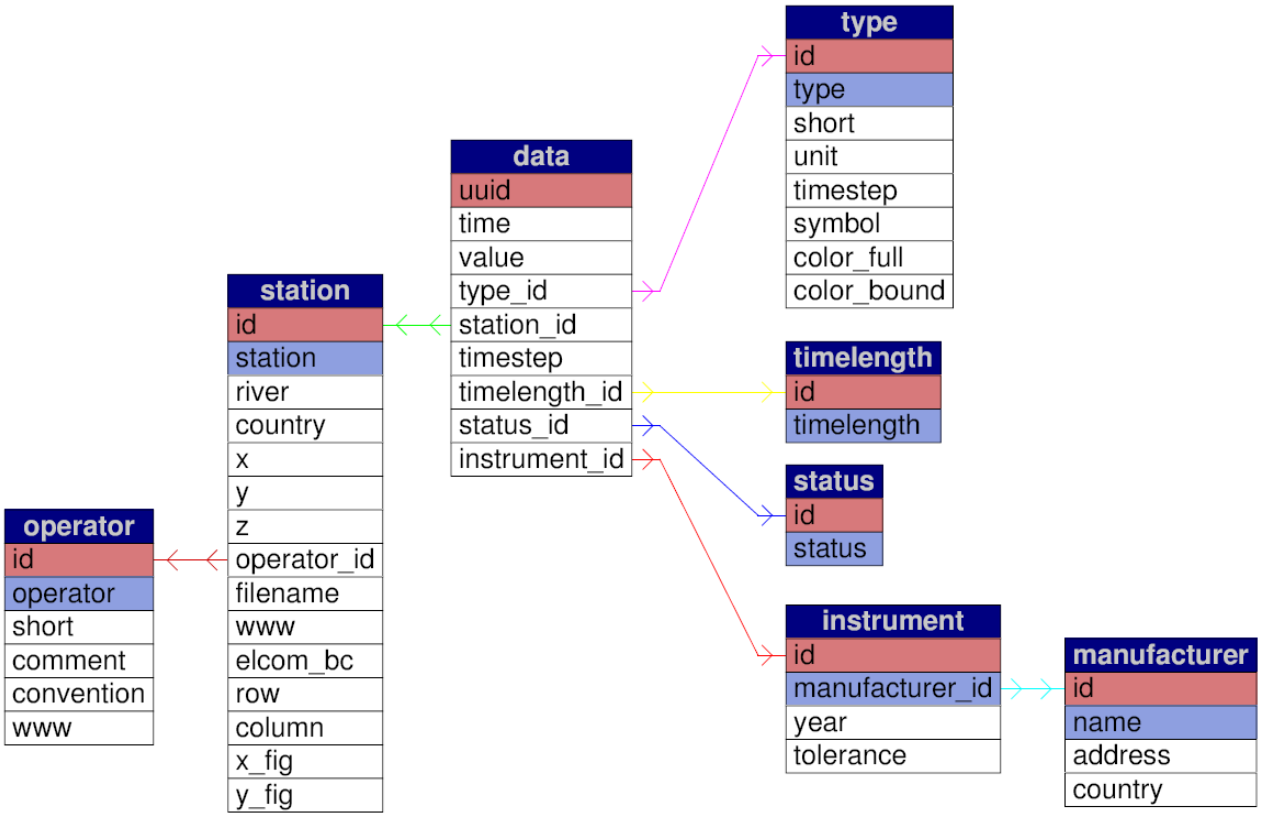


Abb. 3.2: MySQL-Tabellenschema für Input-DB (vorhandene Messwerte)

Die Result-DB verwaltet alle Ergebnisdaten der einzelnen Simulationen. Da als Schnittstelle zwischen den verwendeten Programmen das standardisierte Datenformat NetCDF (Network Common Data Form) verwendet wird, ist die Datenbankstruktur dem NetCDF angepasst. D.h. die Ergebnisse, welche im NetCDF-Format vorliegen, werden zerlegt und in unterschiedlichen Tabellen der Datenbank abgelegt. Für eine möglichst einfache Auswertung werden die Daten in einem lesbaren Textformat gespeichert. Mit Hilfe von Skripten können

die Daten aus der Datenbank gelesen und für Grafikprogramme (z.B. Tecplot oder Gnuplot) aufbereitet werden. Aufgrund der speziellen Struktur der Datenbank können die Daten ebenso wieder im NetCDF-Format ausgegeben werden.

Aufgrund der großen Datenmengen, ca. 40 GB eines Online-Modellaufs für ein Quartal, müssen vor allem Daten aus der Result-DB ausgelagert werden. Deshalb werden die gesamten Ergebnisse eines vergangenen Quartalsrechenlaufes aus der Datenbank herausgezogen und auf externen Festplatten archiviert. Damit der Datenbankspeicher auch verkleinert wird, werden nur Tabellen vom Typ „MyISAM“ eingesetzt. MyISAM-Daten werden als einzelne Dateien im Dateisystem abgelegt, welche beim Löschen von Daten auch gelöscht werden. Im Gegensatz dazu werden die Daten von InnoDB-Tabellen in einem virtuellen Dateisystem (Tablespace) gespeichert, welches beim Löschen von Daten nicht verkleinert werden kann. Der Hauptnachteil der MyISAM-Tabellen, keine Transaktionssicherheit bei Veränderungen von Daten, ist hier nicht relevant, da die Daten hauptsächlich eingefügt (INSERT) und nicht oft verändert (UPDATE) werden müssen.

Zur internen Verwaltung der Datenbank wird das Programm „phpMyAdmin“ verwendet. Dies ermöglicht durch die webbasierte Oberfläche einen plattformunabhängigen Zugriff auf alle Daten. Somit können zum Beispiel alle Messwerte bei Bedarf nachbearbeitet und verändert werden. Des Weiteren kann mit Hilfe dieser Oberfläche die Datenbank optimiert (z.B. Datenlücken beseitigen), repariert oder die Zugriffe auf sie kontrolliert werden. Die Kommunikation mit der Datenbank erfolgt mittels SQL-Befehlen.

3.2 Messdaten

Die Messdaten lassen sich in sogenannte Online-Messdaten und historische Messdaten unterteilen. Als Online-Messdaten wurden die Messinformationen definiert, die innerhalb der Projektlaufzeit erhoben wurden und insbesondere für die Online-Simulationen verwendet werden. Das Startdatum für die Online-Messdaten wurde auf Mitte 2005 definiert. Daten die vor dem Projektbeginn gemessen wurden, werden als historische Messdaten bezeichnet und dienen der weitergehenden Auswertung. Sie wurden insbesondere für die Erstellung der numerischen Modelle und zur Verifizierung der Modelle verwendet. Die historischen Daten in die Datenbank stellen die Datengrundlage für die langjährigen Simulationen in den Teilprojekten 3, 4 und 5 bereit. Dies betrifft im Wesentlichen die meteorologischen und hydrologischen Daten.

Die Messdaten werden als Eingangsparameter für die numerischen Simulationen verwendet. Dabei ist zwischen den Messdaten für die Definition der Randbedingungen und den Messdaten für die Überprüfung der Modellierungsergebnisse zu unterscheiden.

Für die Messstation Konstanz wurden vom Deutschen Wetterdienst meteorologische Messwerte (Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschlag, Taupunkt, Wolkenbedeckung, Globalstrahlung, Windrichtung und Windgeschwindigkeit) erfasst, welche fast lückenlos bis ins Jahr 1952 zurückreichen. Diese Daten wurden in der Messwerte-Datenbank von BodenseeOnline abgelegt.

Ebenso wurden alle Daten (hauptsächlich Abflüsse, Wassertemperaturen, Wasserstände und Leitfähigkeiten der Bodenseezuflüsse) in der Datenbank gespeichert, die von der Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg, dem Hydrographischer Dienst Vorarlberg und dem Bundesamt für Wasser und Geologie Schweiz zur Verfügung gestellt wurden. Diese Daten liegen zwischen 1960 und dem Beginn der Bodensee-Online-Datenerfassung Mitte 2005.

Bei den Daten handelt es sich um unterschiedliche Zeitreihen. Es liegen zum einen Stundenmittelwerte und zum anderen Tagesmittelwerte vor. Die Datenart (Mittelungszeitraum) wurde über eine Kennung in der Datenbank erfasst.

Für den Betrieb des Online-Modells werden die online erfassten Messwerte, hauptsächlich die Daten zur Meteorologie, Hydrologie und zur Wasserqualität, benötigt (siehe Tab. 3.1). Die Messwerte bestehen meist aus Punktinformationen für die zu unterschiedlichen Zeitpunkten Messwerte vorliegen.

Tab. 3.1: Online-Messdaten in der Datenbank von BodenseeOnline

Meteorologische Messdaten	Hydrologische Messdaten	Wasserqualitätsparameter
Globalstrahlung	Abfluss	Fluoreszenz
Luftdruck	Wasserstand	Leitfähigkeit
Luftfeuchtigkeit	Wassertemperatur	pH-Wert
Lufttemperatur		Sauerstoffgehalt
Niederschlag		Spektraler Absorptionskoeffizient
Sonnenscheindauer		Trübung
Taupunkt		
Windgeschwindigkeit		
Windrichtung		
Wolkenbedeckung		

3.3 Meteorologische Prognosedaten

Neben den Online-Messdaten dienen die Prognosedaten als die wichtigsten Eingangsparameter für die Online-Prognose-Simulationen. Über das Lokalmodell des Deutschen Wetterdienstes werden Prognoseinformationen zu den meteorologischen Größen über die nächsten 78 h geliefert. Die Prognosewerte sind in einem Raster von 33 Spalten und 17 Zeilen für den Bodenseeraum erhältlich. Dies entspricht bei einer Zellgröße von 4,8 km x 7 km einer Gesamtabmessung von 153,6 km x 112 km. Der Bodensee befindet sich mittig im Raster. Folgende Parameter der DWD-Prognoserechnung werden für die Online-Simulation verwendet:

- Windgeschwindigkeit und Richtung
- Lufttemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck
- Globalstrahlung
- Niederschlag und Wolkenbedeckung

3.4 Ergebnisdaten der Modelle

Alle Modellergebnisse werden in der Datenbank gespeichert, so dass weitere Modelle problemlos auf die bereits existierende Modellergebnisse zurückgreifen können. Ebenfalls greifen die eingesetzten Visualisierungswerkzeuge auf die gespeicherten Daten in den Datenbanken zurück. Als Austauschformat wird das Datenformat NetCDF – Network Common Data Form verwendet. Dieses Datenformat ermöglicht eine komprimierte und strukturierte Ablage von zeilen- und spaltenorientierten Daten.

Die Ergebnisse der hydrodynamischen Modellierung werden für ausgewählte Parameter in der Datenbank gespeichert. Diese sind:

- Wassertemperatur
- Anteil von Wasser aus dem Alpenrhein
- Anteil von Wasser aus den übrigen kleinen Zuflüssen
- Anteil von geklärtem Abwasser
- Salinität
- Schwebstoffkonzentrationen
- Strömungsgeschwindigkeiten

Von der Wasserqualitätsmodellierung werden zusätzlich zu den Parametern der hydrodynamischen Modellierung noch folgende Parameter in der Datenbank abgelegt:

- Chlorophyll
- Nitrat
- Phosphor
- Sauerstoff (gelöst)
- Zooplankton

Im Gegensatz zu den Messwerten handelt es sich bei den Rechenwerten um zweidimensionale Werte. Dies bedeutet, dass in der Datenbank zu jedem Zeitpunkt und jedem Parameter ein 2D-Feld abgespeichert wird. So existiert z.B. zu jedem Zeitpunkt ein Feld mit der Wassertemperatur an der Seeoberfläche.

3.5 Vertragliche Vereinbarungen

Der Aufbau und der Betrieb des Informationssystems BodenseeOnline erfordern den Zugang zu zahlreichen Daten und Informationen, die einerseits bei den Projektpartnern vorhanden sind aber größtenteils von Dritten zur Verfügung gestellt werden müssen. Aus diesem Grund wurden vorrangig in der ersten Hälfte von 2005 die notwendigen vertraglichen Grundlagen geschaffen. Dazu mussten insgesamt 20 Verträge verhandelt und abgeschlossen werden. Die gesamten Verträge wurden in dem Bericht A254-1 „Kooperationsvereinbarungen zur Daten- und Methodenbank für das Verbundforschungsvorhaben BodenseeOnline“ zusammengestellt. Es handelt sich dabei um:

- generelle Kooperationsvereinbarungen, die den Rahmen für die Weitergabe von Daten und Methoden regeln
- Datenvereinbarungen, die den Zugriff auf Daten Dritter regeln
- Modellnutzungsverträge

Die im Jahr 2005 abgeschlossenen bzw. vorbereiteten Verträge sind in Tab. 3.2 zusammengestellt. Alle Verträge sind zunächst auf die Laufzeit von BodenseeOnline beschränkt. Da BodenseeOnline ein offenes System ist, besteht auch die Möglichkeit, jederzeit weitere Kooperationspartner aufzunehmen, mit denen jeweils neue Verträge zu schließen sind. Allerdings müssen in diesem Fall die Datenvereinbarungen individuell geprüft und ggf. ergänzt werden.

Tab. 3.2: Zusammenstellung der Kooperations- und Datenvereinbarungen

Nr.	Vereinbarung	Zwischen	Datum	Inhalt
1.	Kooperationsvereinbarung zwischen Projektpartnern	Kup, IWS, IKE, ILK, AWBR	24.01.2005	Nutzung und Pflege der Datenbank, Nutzungsrechte
2.	Kooperationsvereinbarung KEWA	UM-BW, kup, IWS, IKE, ILK, AWBR	19.01.2005	Nutzung von Methoden aus dem UIS
3.	Kooperationsvereinbarung Bodensee	LfU, Uni Stuttgart und Konstanz	05.04.2005	Koordination von Forschungsvorhaben, Grundlage für Datenvereinbarung
4.	**Datenvereinbarungen**			
4.1	Landesanstalt für Umweltschutz mit Institut für Seenforschung Datenvereinbarung	LfU, Uni Stuttgart	08.04.2005	Daten der HVZ und des Instituts für Seenforschung
4.1.1	kup mit Uni Stuttgart	kup, Uni Stuttgart	20.04.2005	Untervereinbarung/ Vollmacht für 4.1
4.1.2	Uni Konstanz mit Uni Stuttgart	Uni Konstanz und Stuttgart	01.06.2005	Untervereinbarung/ Vollmacht für 4.1
4.1.3	AWBR mit Uni Stuttgart	AWBR, Uni Stuttgart	21.04.2005	Untervereinbarung/ Vollmacht für 4.1
4.2	IGKB	IGKB, kup, IWS, IKE, ILK, AWBR	29.06.2005	Wasserqualitätsdaten der IGKB
4.3	Amt der Vorarlberger Landesregierung	Vorarlberg, kup	06.07.2005	Abflüsse und Temperatur österreichischer Zuflüsse
4.4	Bundesamt für Wasser und Geologie Schweiz	BWG, kup	12.05.2005	Abflüsse der schweizerischen Zuflüsse und Schwebstoffe
4.5	Nutzungsvereinbarungen DWD			
4.5.1	DWD und IKE	DWD, IKE	12.04.2005	Windmess- und Prognosedaten, klimatologische Daten
4.5.2	DWD und kup	DWD, kup	31.10.2005	Windmess- und Prognosedaten, klimatologische Daten
5.	**Methodenbank: Modellnutzungsverträge mit CWR, UW Australia**			
5.1	Lizenzvereinbarung TP2 (IKE) und TP3 (IWS) mit CWR	Uni Stuttgart, CWR	04.10.1999	Modelle CWR
5.2	Lizenzvereinbarung TP1 (kup) mit CWR	Kup, CWR	18.07.2005	Modelle CWR
5.3	Lizenzvereinbarung TP5 (AWBR) mit CWR	AWBR, CWR	27.07.2005	Modelle CWR
5.4	Lizenzvereinbarung TP4 (ILK) mit CWR	Uni Konstanz, CWR		Modelle CWR
5.5	Bestätigung: BodenseeOnline nicht kommerziell	Kup, CWR	10.12.2005	Keine Lizenzgebühren, da BodenseeOnline nichtkommerziell
5.6	Unterauftrag TP3 (IWS) mit CWR	Uni Konstanz, CWR		Beratung bei der Weiterentwicklung
5.7	Unterauftrag TP4 (ILK) mit CWR	Uni Stuttgart, CWR		Beratung bei der Weiterentwicklung

3.6 Datenflüsse

Insbesondere bei der Online-Modellierung ergeben sich Datenflüsse, die einer Automatisierung bedürfen, da es routinemäßig wiederkehrende Prozesse sind. Beim Online-Betrieb müssen zunächst die gemessenen Informationen in der Datenbank abgelegt werden. Die meisten Online-Daten werden von Dritten zur Verfügung gestellt und via FTP einmal täglich abgeholt oder übermittelt.

Jede Simulation wird mit einem „Shell“ Programm gestartet, welches einen genauen Programmablauf (Arbeitsschritte) beinhaltet. Nachfolgend wird dieser Programmablauf vorgestellt:

1. Abrufen neuer Messwerte von allen Messstationen
2. Einlesen dieser neuen Messwerte in die Datenbank
3. Zusammenstellen der Eingabewerte (aus der Datenbank) für die Simulation
4. Starten der Simulation
5. Schreiben der Modellergebnisse in die Datenbank

4 Dreidimensionales Strömungs- und Transportmodell (TP3)

Bisherige Arbeiten

Eine Modellierung der seeweiten Strömungen im Bodensee mit vertretbaren Rechenzeiten wurde erstmals von Appt (2003) und (2004) durchgeführt. Hierbei kam das dreidimensionale hydrodynamische Modell ELCOM (Estuary, Lake and Coastal Ocean Model) (Hodges et al., 2000; Hodges and Dallimore, 2006) zum Einsatz, das vom CWR (Centre for Water Research, University of Western Australia) entwickelt wurde. Das Modell berechnet Strömung, Wassertemperatur, Salinität und Transport von Wasserinhaltstoffen mit Hilfe der instationären Reynolds-Gleichungen auf einem festen dreidimensionalen Modellgitter.

Anhand von zwei seeweiten Messkampagnen in den Jahren 2001 und 2003 wurde das Modell mit sehr gutem Ergebnis validiert. Hierbei hat sich die besondere Bedeutung des Windfeldes gezeigt, das als maßgebliche Antriebskraft räumlich differenziert erfasst werden muss. Außer Betracht blieb bisher sowohl die Berücksichtigung von Zu- und Abflüssen als auch die Rolle der Flachwasserzonen.

Im vorliegenden Beitrag werden nun für das ELCOM - Modell des Bodensees der Einfluss des Windfeldes und seiner räumlichen Differenzierung für die seeweite Strömung diskutiert, die Einschichtung des Alpenrheins mit seiner Sedimentfracht mit dem Modell simuliert und schließlich die Bedeutung von Zuflüssen und Flachwasserzonen für den See untersucht.

Modellaufbau

Zur Erfassung der beckenweiten Prozesse wurde das Modell mit einem horizontalen Modellraster von 400 m x 400 m und mit einer vertikalen Diskretisierung in 53 Schichten, deren Mächtigkeit bis 80 m Tiefe 2.5 m beträgt und darunter bis auf 10 m ansteigt, an den Bodensee angepasst (s. Abb. 8.2). Die morphologischen Informationen hierfür stammen aus den Daten der internationalen Bodensee-Tiefenvermessung von 1990 (Braun und Schärpf, 1994). Für Modellierungen von lokal beeinflussten Prozessen wurde das Modellnetz jeweils horizontal verfeinert. Die zeitliche Diskretisierung orientiert sich an der jeweiligen horizontalen Diskretisierung unter Berücksichtigung des Courant - Kriteriums, das sicherstellt, dass sich die Strömung bei der höchsten auftretenden Geschwindigkeit innerhalb eines Zeitschritts Δt nicht mehr als eine Modellzellenlänge Δx fortbewegt. Damit sind für kleinere Modellzellen auch entsprechend kleinere Zeitschritte nötig, was zu erheblich höheren Rechenzeiten führt.

Um barokline Strömung zu ermöglichen, muss sichergestellt sein, dass das Modell in jeder horizontalen Zelle mindestens zwei vertikale Schichten aufweist. In horizontalen Zellen mit nur einer vertikalen Schicht ist kein ausreichender Austausch mit den Nachbarzellen möglich, und die Wärmeflüsse über die Oberfläche können bei kalter Witterung zu unrealistischer Abkühlung führen. Daher wird meistens mit einer Mindestwassertiefe von 3 m bei Mittelwasser gerechnet.

Zwischenbericht 2007

Der Stand der Entwicklungsarbeiten und der Modellaufbau sind in einem DFG-Zwischenbericht (Kobus 2007) ausführlich dokumentiert. Hierauf bauen die hier dargestellten weiteren Untersuchungen auf.

4.1 Antriebskräfte der Seeströmung

Um das dreidimensionale Strömungsfeld im See korrekt nachzubilden, müssen die folgenden Antriebskräfte als Randbedingung gegeben sein:

- Wind in möglichst großer räumlicher und hinreichender zeitlicher Auflösung
- Einflussgrößen der Erwärmungs- und Abkühlungsprozesse an der Seeoberfläche
- Zu- und Abflüsse

Antrieb der Seeströmung ist in erster Linie der Wind. Abhängig von den Schichtungsverhältnissen im See erzeugt er ein dreidimensionales Geschwindigkeitsfeld, das von der Erdrotation, der Morphologie des Sees und kleinräumig auch von den Zuflüssen beeinflusst wird.

Um die thermische Dichteschichtung im See zu berechnen, berücksichtigt das Modell die folgenden Wärmeaustauschprozesse mit der Atmosphäre:

- Kurzwellige Einstrahlung ist die direkte Sonneneinstrahlung. Diese wird in vier Wellenlängenbereiche mit unterschiedlichen Absorptionskoeffizienten unterteilt. Die kurzwellige Strahlung ist die einzige Form des Energieeintrags, die nicht nur auf die oberste Schicht einwirkt, sondern abhängig vom Absorptionskoeffizienten nach dem Lambert-Beerschen Gesetz auch in tiefere Schichten vordringt.
- Langwellige Einstrahlung ergibt sich aus der Reflexion aus der Atmosphäre. Gemäß den in Kap.5.1 dargestellten Sensitivitätsstudien eignet sich zur Berechnung der langwelligen Strahlung für das Gebiet des Bodensees am besten die Formel nach Iziomon et al. (2003).

Die Zuflüsse sind mit Volumen, Temperatur, Salinität und Stoffkonzentrationen im Modell berücksichtigt.

4.2 Windinduzierte interne Schwingungen

Bei geschichteten Verhältnissen erzeugt der Wind interne Seiches an der Thermokline, die durch den Einfluss der Corioliskraft zu Kelvinwellen werden.

Da sich die internen Schwingungen mit relativ geringem messtechnischen Aufwand nachweisen lassen, eignen sie sich gut zur Überprüfung des Modells. Das limnologische Institut der Universität Konstanz besitzt lange Messreihen von einer Messboje im Überlinger See. Außerdem existieren von einigen Messkampagnen kürzere Zeitreihen von anderen Punkten im See.

4.2.1 Bedeutung des Windfeldes

Da der Wind im Gebiet des Bodensees deutliche räumliche Gradienten aufweist, bilden Simulationen mit einem differenzierten Windfeld als Randbedingung die Realität wesentlich besser ab als solche, die nur eine einzige Zeitreihe verwenden. Für die meisten Modellrechnungen wurde daher ein Windfeld verwendet, das für jede Modellzelle des hydrodynamischen Modells jeweils einen Wert für Windgeschwindigkeit und -richtung enthält. Die zeitliche Auflösung beträgt eine Stunde, sie orientiert sich an den gegebenen Messdaten. Das reale Windfeld über dem Bodensee ist in hohem Maße beeinflusst von der Topographie der Umgebung und der geringeren Rauhigkeit der Wasseroberfläche. Daher ist es von Vorteil, diese Faktoren in die Windmodellierung einfließen zu lassen. Nähere Ausführungen hierzu finden sich in Kapitel 7.

Abb. 4.1 zeigt das gemessene (Farbflächen) und zwei berechnete (Isolinien) Temperaturprofile an der Messstation S1 im Überlinger See während der Intensivmesskampagne von IWS und CWR im Herbst 2001 (Appt und Stumpp, 2002). Das Windfeld für die Simulationen wurde jeweils auf unterschiedliche Weise erzeugt:

- Durch lineare Interpolation der Messdaten der Landstationen rund um den See (schwarze gestrichelte Linien)
- Mit Hilfe des in Kap.7 beschriebenen Windmodells MCF (graue Linien)

Der Vergleich zeigt, dass es gerade hier im Überlinger See wichtig ist, die Topographie der Umgebung bei der Windmodellierung zu berücksichtigen.

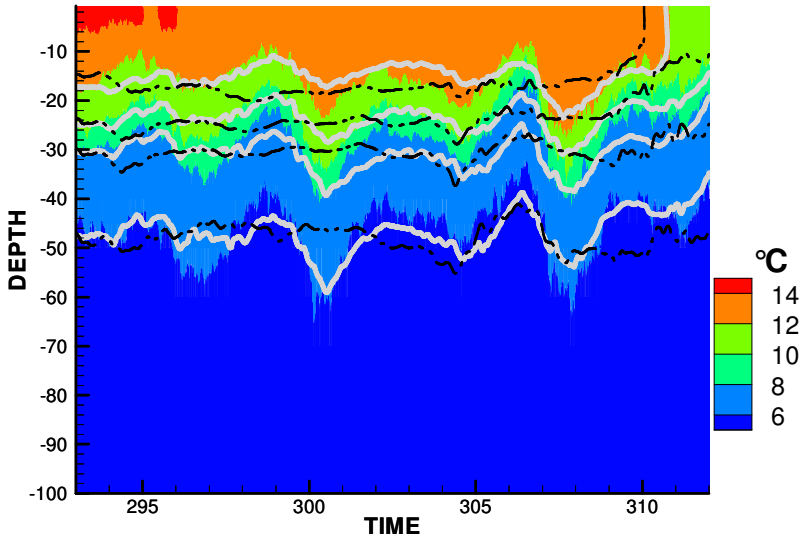


Abb. 4.1: Temperaturprofil S1 im Überlinger See in Messung und Rechnung mit MCF-Windfeld (graue Linien) und linearer Interpolation der Windmessdaten (gestrichelte schwarze Linien)

4.2.2 Energieeintrag bei Schwachwind

Vor allem während längerer Schwachwindphasen bestehen Differenzen zwischen gemessenen und berechneten internen Schwingungen. Anfängliche Vermutungen, wonach dies durch die Annahme eines konstanten Windgeschwindigkeitsprofils unabhängig von der maximalen Windgeschwindigkeit und damit der Wellenhöhe bedingt sei, konnten nicht bestätigt werden. Ausgehend von dieser Vermutung wurden Versuchsrechnungen durchgeführt, in denen die geringen Windgeschwindigkeiten (unter 5 m/s) erhöht wurden, um der geringeren Rauheit des Sees bei Windstille Rechnung zu tragen. Anhand der Messdaten zum Wind über dem See und Temperaturprofilen im See, die für verschiedene Messstationen vorliegen, kann gezeigt werden, dass eine Erhöhung des Energieeintrags bei Schwachwind nicht zu einer Verbesserung der Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung führt. Der Fehler liegt vermutlich weniger im Betrag der effektiven Windgeschwindigkeit als in der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität des Windfeldes vor allem bei Schwachwind, die von den verfügbaren Messstationen nicht erfasst werden kann.

4.3 Flusswassereinströmung mit Sedimenttransport (Alpenrhein)

Die Modellierung des Einflusses von Schwebstofffrachten auf die Einschichtung von Flusswasser im Bodensee wurde getestet anhand eines Starkregenereignisses im Einzugsgebiet von Alpenrhein und Bregenzerach im August 2005. Die Auswirkungen dieses Ereignisses auf den See wurden durch das ISF beobachtet und dokumentiert (siehe IGKB, 2008).

Nach heftigem Regen in den Alpen am 22. August 2005 führten der Rhein und die Bregenzerach am 23. August extremes Hochwasser. Der maximale Abfluss in Rhein und Bregenzerach betrug 2600 beziehungsweise 1350 m³/s, was im Rhein einem 100-jährlichen Hochwasser entspricht und im Fall der Bregenzerach sogar noch höher liegt. Der hohe Oberflächenabfluss war mit einer hohen Sedimentfracht verbunden. Gemessen wurden maximal 3,2 g/l, es ist allerdings davon auszugehen, dass die tatsächliche Maximalkonzentration wesentlich höher lag.

In Abb. 4.2 sind die Auswirkungen des Hochwassers auf die Hydrodynamik skizziert: Die Schwebstofffracht (1) erhöht die Dichte des warmen Flusswassers so stark, dass es an der Mündung in den See abtaucht, wobei auch noch wärmeres Oberflächenwasser eingemischt wird, und am Grund des Sees entlang mehr als 20 km weit bis zum tiefsten Punkt zwischen Fischbach und Uttwil absinkt (2). Das ISF konnte den Trübestrom nahe der Mündung an einer Verankerung mit verschiedenen Messgeräten mit Temperaturen von bis zu 14°C und Geschwindigkeiten von 0.4 m/s oder mehr nachweisen. Am tiefsten Punkt des Sees zwischen Fischbach und Uttwil wurde eine kurzzeitige Temperaturerhöhung von 4.3 °C auf 8 °C gemessen. Trübungsmessungen an verschiedenen Punkten in und vor der Friedrichshafener Bucht lassen eine Schrägstellung des Dichtestroms vermuten: Ufernah ist die Mächtigkeit der Trübung deutlich größer als in der Seemitte.

Mit abnehmender Geschwindigkeit und Turbulenz im Dichtestrom an der Seesohle fallen die gröberen Fraktionen der Sedimentfracht aus (3), die Dichte nimmt ab, und das warme Wasser steigt mitsamt den verbliebenen feineren Sedimenten unter Einmischung kalten Tiefenwassers wieder auf (4), bis es die Höhe der neutralen Schicht erreicht hat, in der die Dichte des aufsteigenden Wasserstroms der Umgebungsdichte im See entspricht. Dies ist ein räumlich heterogener Prozess, bei dem das warme Wasser in Auftriebsstrahlen von Metern bis Zehnermetern Durchmesser aufsteigt und dabei kaltes Umgebungswasser einmischt, welches gleichzeitig aus Kontinuitätsgründen auch etwas absinkt. Die aufgestiegene Schwebstoffwolke wird im Bereich der Thermokline mit der Seeströmung verdriftet (5) und sogar im Überlinger See noch als erhöhte Trübung an der Wasserentnahme der BWV beobachtet.

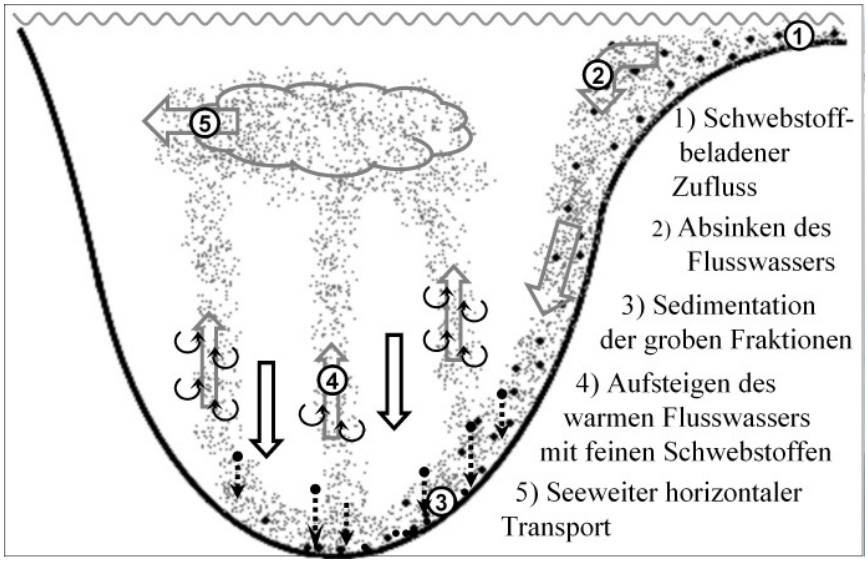


Abb. 4.2: Starkregenereignis August 2005: Prinzipskizze

4.3.1 Modell

Zur Modellierung der oben beschriebenen Prozesse wird das hydrodynamische Modell ELCOM mit dem Wasserqualitätsmodell CAEDYM (Hipsey et al., 2007) gekoppelt, mit dem Dichteeffekte durch suspendiertes Material und das Absinken von Schwebstoffen simuliert werden kann. Aus Dichte und Konzentration der Schwebstoffe ergibt sich die Dichte des Wassers wie folgt:

$$\rho_{ges} = \rho_w + \left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_{sed}}\right) \cdot c_{sed} \tag{4.1}$$

ρ_{ges}: Dichte des schwebstoffbeladenen Wasser [kg/m³]

ρ_w: Dichte des Wasser ohne Schwebstoffe [kg/m³]

ρ_{sed}: Dichte der Schwebstoffe [kg/m³]

c_{sed}: Konzentration der Schwebstoffe [g/l]

Die Sinkgeschwindigkeit wird vom Modell nach dem Stokes´schen Gesetz aus Dichte und Durchmesser der Teilchen errechnet:

$$v_s = 9.81 \cdot \frac{(\rho_{sed} - \rho_w) \cdot d^2}{18\mu} \tag{4.2}$$

v_s: Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe [m/s]

d: Durchmesser der Schwebstoffe [m]

μ: dynamische Viskosität des Wassers [kg/(m*s)]

Da das Gesetz von Stokes eigentlich nur für laminare Verhältnisse gültig ist, im Dichtestrom die Turbulenz aber eine deutliche Rolle spielt, sind die so berechneten Sinkgeschwindigkeiten zu hoch.

Auch Resuspensionsprozesse werden vom Modell anhand der kritischen Sohlschubspannung τ_{krit} für jede Sedimentklasse berücksichtigt. Hierzu berechnet CAEDYM die Schubspannung τ an der Seesohle aus der Strömungsgeschwindigkeit.

$$f^{RES} = \alpha \cdot \frac{\tau - \tau_{crit}}{\tau_{ref}} \cdot \frac{SSOL_{sed}}{K_T + SSOL_{sed}} \tag{4.3}$$

f^{RES}: Resuspensionsrate

τ_{ref}: Schubspannung [N/m²]

$SSOL_{sed}$: Konzentration des verfügbaren Sediments an der Seesohle

α und K_T sind vom Benutzer einzustellende Konstanten, die die gesamte maximale Resuspensionsrate (α) und die Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der verfügbaren Menge an Sediment an der Sohle (K_T) beschreiben *(Hipsey et al., 2007).* Die vom Modell mit den gewählten Werten für α und K_T errechnete Resuspension ist höher als in der Natur, da sie die durch die Berechnung nach Stokes deutlich überschätzte Sedimentation kompensieren muss.

Das verwendete Modellgitter entspricht dem in Kap. 8, Abb. 8.1 und Abb. 8.6 gezeigten Netz, das auch zur Online-Modellierung der Hydrodynamik verwendet wird. Es hat eine maximale horizontale Maschenweite von 400m * 400m und ist im Bereich der Alpenrheinmündung lokal auf 100m * 100m verfeinert, so dass die Leitdämme der Alpenrheinvorstreckung berücksichtigt werden können.

4.3.2 Randbedingungen

Der Hydrographische Dienst Vorarlberg führt sowohl im Alpenrhein bei Lustenau als auch in der Bregenzerach bei Kennelbach kontinuierliche Messungen von Abfluss und Wassertemperatur durch. Für die Bregenzerach existieren für den Zeitraum des Spitzenabflusses keine Daten zur Wassertemperatur, da das Messgerät durch das Hochwasser beschädigt wurde. Zur Modellierung wurden hier die Werte des Alpenrheins übernommen.

Die Schwebstoffkonzentration im Alpenrhein wird vom Bundesamt für Umwelt der Schweiz bei Diepoldsau zweimal wöchentlich gemessen. Da für den Zeitpunkt des Spitzenabflusses keine Messdaten vorliegen, muss eine Konzentration abgeschätzt werden. Hierfür wurde eine von Müller und Förstner (1968) ermittelte Abhängigkeit der Schwebstoffkonzentration c_{sed} [mg/l] des Alpenrheins vom Abfluss Q [m³/s] verwendet:

$$c_{sed} = 0.0004 \cdot Q^{2.2} \tag{4.4}$$

Für die Bregenzerach wurde mangels anderer Informationen dieselbe Konzentration angenommen.

Abb. 4.3 zeigt den Abfluss bei Lustenau, die bei Diepoldsau gemessene und die berechnete Schwebstofffracht im Alpenrhein im August und September 2005.

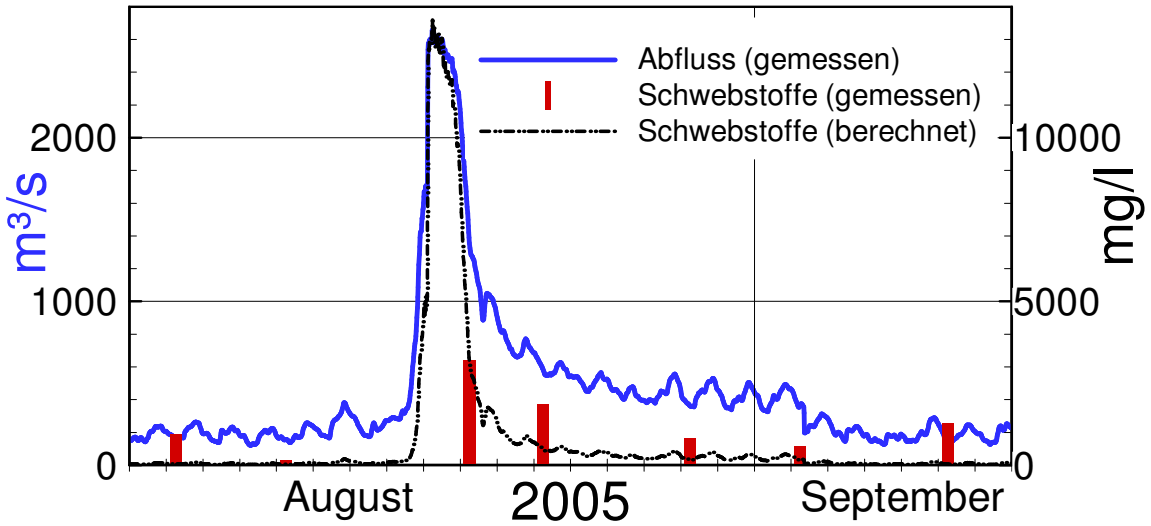


Abb. 4.3: Abfluss und Schwebstoffgehalt des Alpenrheins

Zur Erfassung der Sedimentfracht, welche in der Natur ein Spektrum von 1 bis 40 µm aufwies, wurden im Modell zwei Korngrößen verwendet: 4 µm für das Feinsediment, auf das 10% der Gesamtfracht entfallen und 20 µm für die Grobsedimente, die die übrigen 90% darstellen. Die Dichte beträgt für beide Klassen 2650 kg/m³. Die ausgewählten Durchmesser der Teilchen sowie die Verteilung der Gesamtkonzentration auf die beiden Sedimentklassen wurden in einer Sensitivitätsuntersuchung so ermittelt, dass sich die beobachteten Phänomene möglichst gut wiedergeben lassen.

Als Anfangsbedingung dient ein vom ILK gemessenes Temperaturprofil: die Konzentration der Schwebstoffe wird zu 0 angenommen, ebenso die Geschwindigkeiten.

4.3.3 Ergebnisse

Zum Zeitpunkt des Hochwassers hat der Alpenrhein Wassertemperaturen von etwa 12 °C, die oberflächennahe Wassertemperatur im See beträgt 20 °C. Die starke Erhöhung der Dichte des Wassers im Modell von 999.7 kg/m³ bei 12°C ohne Schwebstoffe auf bis zu 1008.2 kg/m³ bei einer Schwebstoffkonzentration von 13656.41 mg/l (berechnet aus dem Abfluss nach Müller und Förstner 1968) führt zu einem sofortigen Absinken des Rheinwassers. Dabei vermischt sich das oberflächennah einströmende Flusswasser mit dem Seewasser, wodurch einerseits die Temperatur des Dichtestroms auf bis zu 15 °C erhöht wird, andererseits die Schwebstoffkonzentration und damit die Dichte des Wassers erniedrigt werden. Nach 1000 m hat der Trübestrom eine Temperatur von 14 °C und eine Schwebstoffkonzentration von 4655 mg/l. Davon stammen 83 % aus dem Rhein und 17% von der Seesohle. Im Vergleich zur Zuflusskonzentration hat sich die Konzentration an Sediment durch Verdünnung mit Seewasser und durch Ausfallen der Partikel um 66 % reduziert.

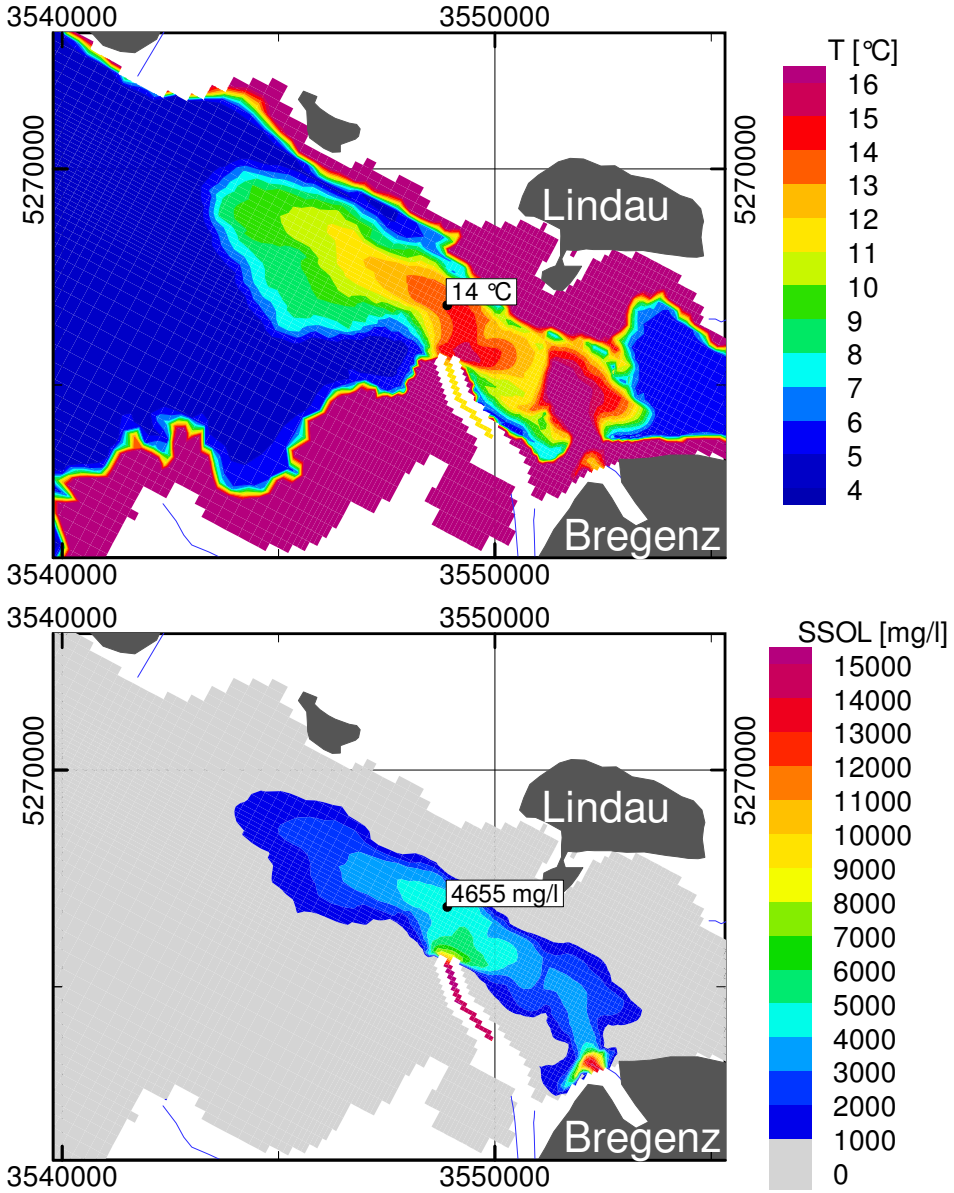


Abb. 4.4: Temperatur und Schwebstoffkonzentration an der Seesohle nahe der Alpenrheinmündung am 23. 8. 2005 um 7 Uhr

Im Modell bewegt sich der Trübestrom aufgrund von zu großer Vermischung durch numerische Diffusion langsamer, als er in der Natur beobachtet wurde. Er erreicht jedoch auch den tiefsten Punkt des Sees zwischen Fischbach und Uttwil und hat dort immer noch eine Temperatur von 7.3°C im Gegensatz zu den dort ursprünglich gemessenen 4.34°C. Die Schwebstoffkonzentration ist inzwischen auf 624 mg/l zurückgegangen.

Abb. 4.5 zeigt die berechnete Wassertemperatur des Hypolimnions im Profil am tiefsten Punkt des Sees. Deutlich erkennbar sind der sehr plötzliche Temperaturanstieg in Sohlnähe kurz nach dem Hochwasser und dann der Rückgang der Temperatur in der Tiefe zufolge des Aufsteigens des warmen Wassers. Die Auftriebsstrahlen mit den korrespondierenden Zonen absinkenden kalten Wassers treten auch im Modell auf, wenn auch, bedingt durch die horizontale Diskretisierung, in einem gröberen Maßstab als in der Natur. Dadurch dauert der Prozess im Modell deutlich länger.

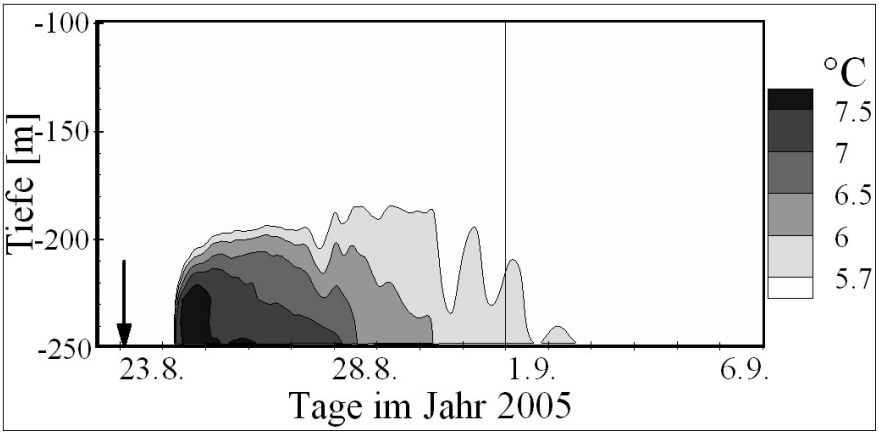


Abb. 4.5: Temperaturprofil am tiefsten Punkt des Sees zwischen Fischbach und Uttwil während und nach dem Hochwasser

In Abb. 4.6 ist exemplarisch dargestellt, wie die Schwebstoffwolke erst am Nordufer des Hauptbeckens (Seewasserwerk Immenstaad) und 4 bis 5 Tage später dann auch im Überlinger See (BWV) als erhöhte Trübung (Einheit: FNU) detektiert wurde. Das Modell berechnet nicht die Trübung, sondern die Schwebstoffkonzentration in mg/m³, die hier zur besseren Vergleichbarkeit mit den Messungen logarithmisch aufgetragen ist. Der Anstieg der Schwebstoffkonzentration erfolgt in Messung und Rechnung in etwa zum selben Zeitpunkt, ist in der Rechnung jedoch vor allem bei Immenstaad wesentlich steiler, was auf die grobe Klassifizierung der Schwebstoffe im numerischen Modell zurückzuführen ist.

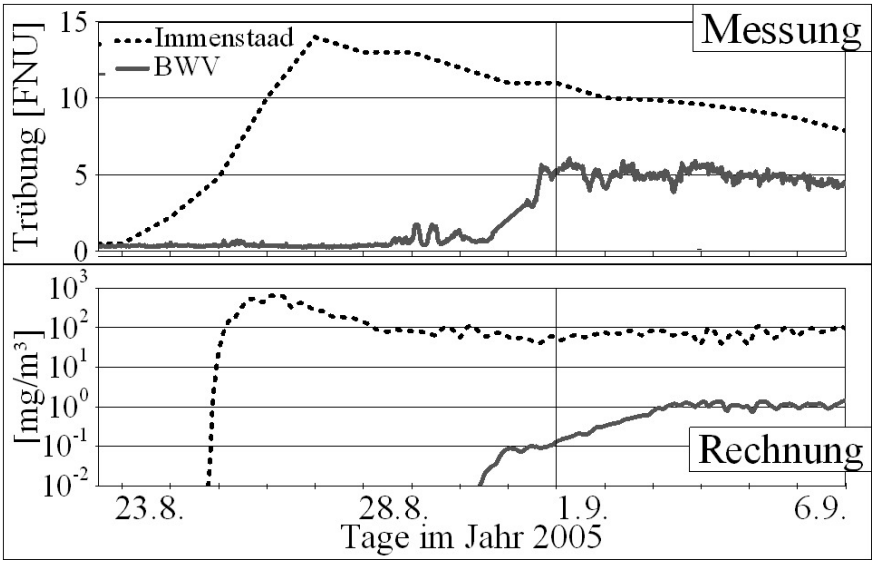


Abb. 4.6: Trübung und Schwebstoffkonzentration an den Seewasserwerken Immenstaad und Sipplingen (BWV)

4.3.4 Einfluss der Erdrotation

Die in den Messungen beobachtete Schrägstellung des Dichtestroms vor der Friedrichshafener Bucht tritt auch im Modell auf. Eine mögliche Ursache ist, dass der Dichtestrom durch die Corioliskraft nach rechts abgelenkt und am Ufer nach oben gedrückt wird.

Ob die Erdrotation einen signifikanten Einfluss auf die Strömung hat, lässt sich über die dimensionslose Rossby - Zahl Ro abschätzen:

$$Ro = \frac{u}{L \cdot f} \tag{4.5}$$

Die Rossby - Zahl ist ein Maß für das Verhältnis von Trägheitskraft zu Corioliskraft. Für kleine Rossbyzahlen (Ro << 1) ist der Einfluss der Erdrotation nicht zu vernachlässigen.

Die Geschwindigkeit u des Dichtestroms liegt hier bei0.4 m/s, die zurückgelegte Strecke L von der Mündung des Alpenrhein bis vor die Friedrichshafener Bucht beläuft sich auf etwa 25 km und der Coriolis-Parameter f beträgt am Bodensee (47° nördlicher Breite) 0.000106371 [1/s].

Damit ergibt sich für den Dichtestrom eine Rossby-Zahl von etwa 0,15, was bedeutet, dass ein Einfluss der Erdrotation nicht vernachlässigt werden kann.

Eine Vergleichsrechnung ohne den Einfluss der Corioliskraft zeigt, dass die Ablenkung im Modell wirklich auf die Erdrotation zurückzuführen ist.

Ein Ergebnis dieser Vergleichsrechnung ist in Abb. 4.7 zu sehen. Dargestellt ist jeweils für den Zeitpunkt 24. 8. 2005 4 Uhr, also 24 Stunden nach dem maximalen Zufluss, die Isofläche 2 mg/l feines Sediment aus dem Rhein.

In der Simulation mit Einfluss der Corioliskraft (in der Abbildung oben) wird der Trübestrom deutlich zum Nordufer ausgelenkt, wohingegen er ohne den Einfluss der Erdrotation wesentlich weiter in die Arboner Bucht vordringt.

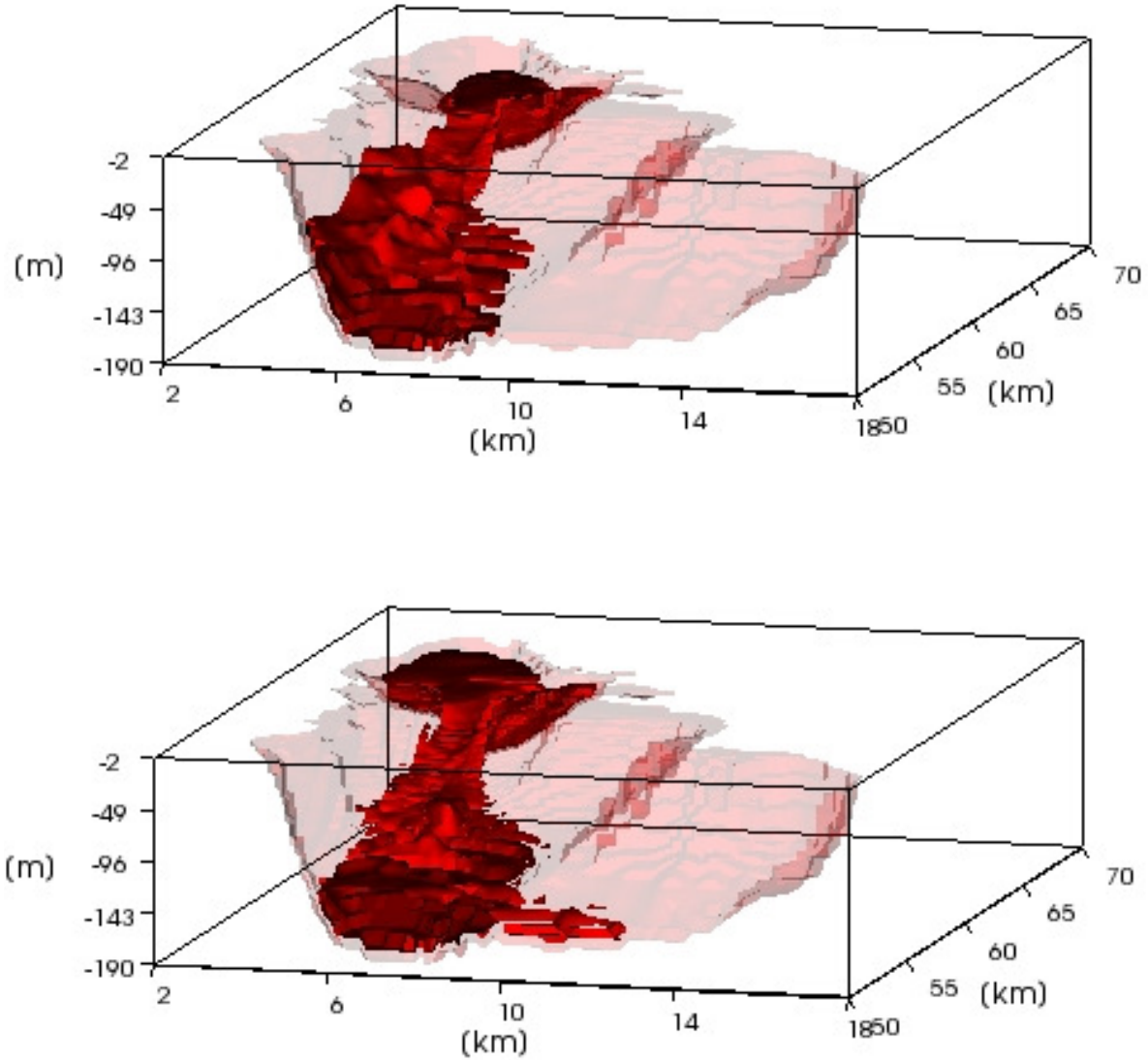


Abb. 4.7: Der Dichtestrom: Schnitt durch den Bodensee auf Höhe der Argenmündung, Blick Richtung Alpenrheinmündung. Simulation mit (oben) und ohne Berücksichtigung der Corioliskraft.

4.4 Flusswassereinströmung kleiner Gewässer (Schussen)

Außer dem Rhein mündet noch eine Vielzahl kleinerer Gewässer in den Bodensee, von denen in der Konfiguration des Online-Modells 13 berücksichtigt sind. Wegen ihrer geringen Durchflüsse und Abmessungen im Mündungsbereich im Vergleich zur Modellzellengröße haben sie aber keinen Einfluss auf das berechnete großräumige Strömungsfeld. Am Beispiel der Schussen soll anhand einer lokalen Verfeinerung und Vergleich mit Daten einer Messkampagne der BWV untersucht werden, wie das kleinräumige Strömungsfeld nahe der Flussmündung aussieht.

4.4.1 Schussen - Messkampagne

Im November 2007 unternahm der Zweckverband Bodenseewasserversorgung eine Messkampagne mit dem Ziel der Identifizierung des Wasserkörpers der Schussen im Bereich der Mündung in den Bodensee anhand von Wassergüteparametern. Dazu wurden an 15 Messpunkten sowohl Wasserproben zur Bestimmung von Komplexbildnern entnommen als auch mit Multiparametersonden Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt gemessen. Zu diesem Zeitpunkt führte die Schussen Niedrigwasser, der Abfluss betrug etwa 5 m^3/s.

Abb. 4.8 zeigt ein Luftbild der Schussenmündung mit den 15 Messpunkten, von denen 8 im Flachassergebiet (blaues Polygon) und 7 im Freiwasser (gelbes Polygon) liegen.

Die Untersuchungen ergaben, dass der Zufluss nur im Flachwassergebiet direkt an der Mündng nachweisbar ist und nach der Haldenkante weder anhand der Leitfähigkeit noch mit Hilfe von Spurenanalytik nachgewiesen werden kann. Während im Flachwassergebiet nahe der Mündung die erhöhte Leitfähigkeit von 733 – 760 µS/cm auf einen hohen Anteil an Flusswasser hinweist, liegen die Werte für die Messpunkte im Freiwasser mit 311 – 317 µS/cm alle im Bereich der normalen Werte für den Bodensee, die Flusswasserfahne ist hier nicht mehr zu identifizieren.

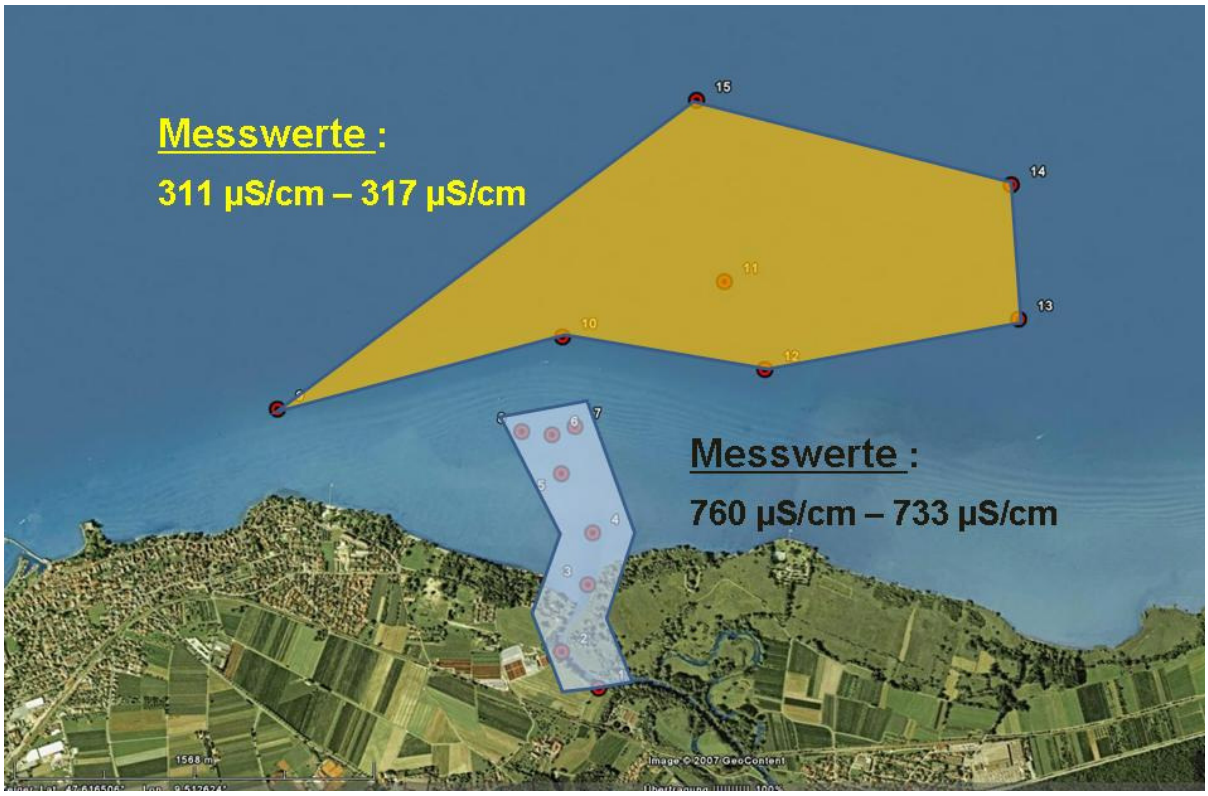


Abb. 4.8: Luftbild der Schussenmündung, Messpunkte der Leitfähigkeitsmessungen durch die BWV

4.4.2 Modellierung

Um diese Situation modelltechnisch nachzubilden, wurde das Diskretisierungsnetz im Bereich der Schussenmündung auf 20 m x 20 m verfeinert. Die Morphologie des Mündungsgebietes wurde anhand der Daten aus der internationalen Bodensee-Tiefenvermessung von 1990 so genau wie möglich berücksichtigt.

Abb. 4.9 zeigt die lokale Netzverfeinerung an der Schussenmündung. In Grau ist das ursprüngiche Modellnetz mit einer Maschenweite von 400 m * 400 m dargestellt, in Schwarz die lokale Verfeinerung. Für die Flachwasserzone mit Wassertiefen von unter 3 m ist die Morphologie in Blautönen angedeutet.

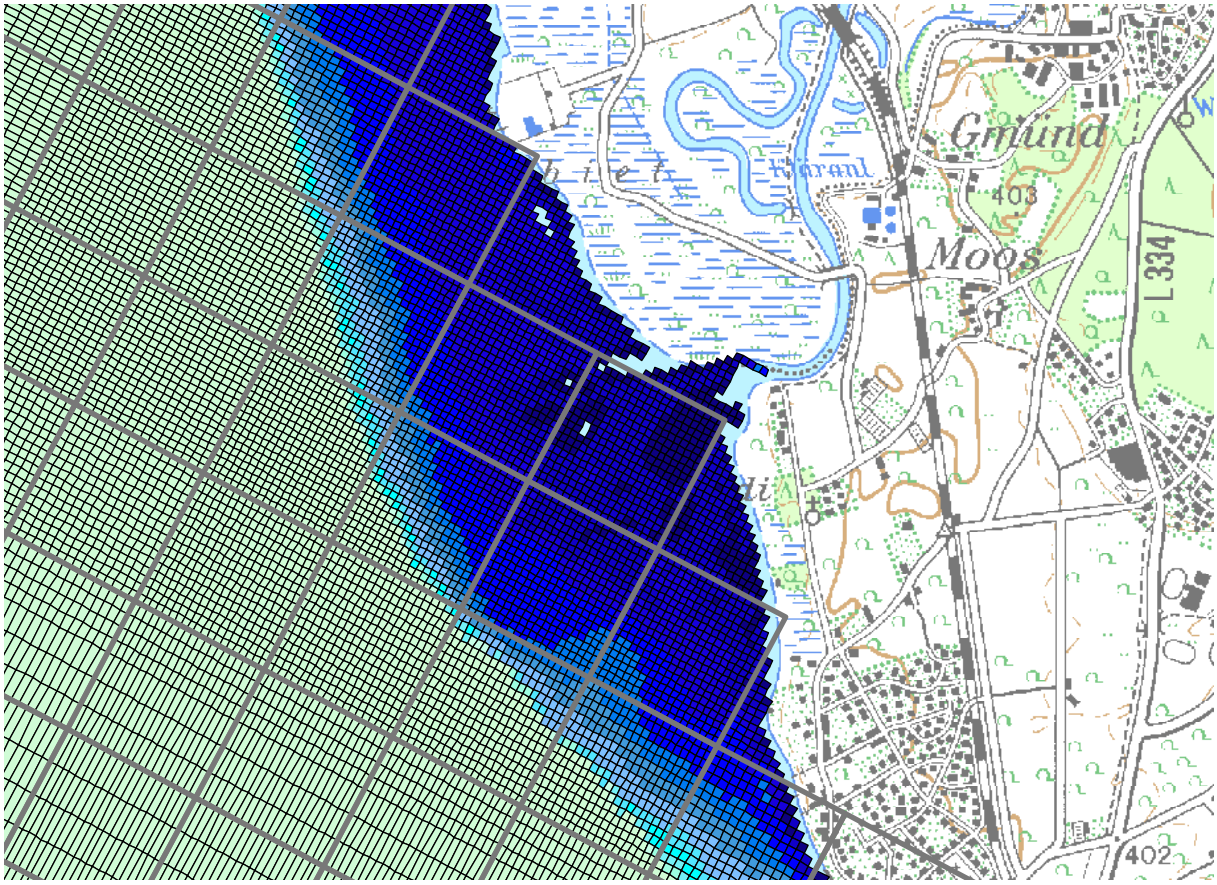


Abb. 4.9: Lokale Netzverfeinerung an der Schussenmündung

Da die eingangs erläuterte Bedingung, mindestens zwei vertikale Schichten in jeder Zelle vorliegen zu haben, nicht mit der detailgetreuen Nachbildung der Flachwasserzone an der Schussenmündung zu vereinbaren ist, wurden die Simulationen ohne die Berechnung der thermodynamischen Prozesse an der Oberfläche durchgeführt, damit keine Probleme mit zu großer Abkühlung auftreten können. So ist keine Mindestwassertiefe notwendig, sondern die Morphologie kann in jeder Zelle mit der exakten Wassertiefe abgebildet werden, auch wenn diese so gering ist, dass nur eine vertikale Schicht vorliegt.

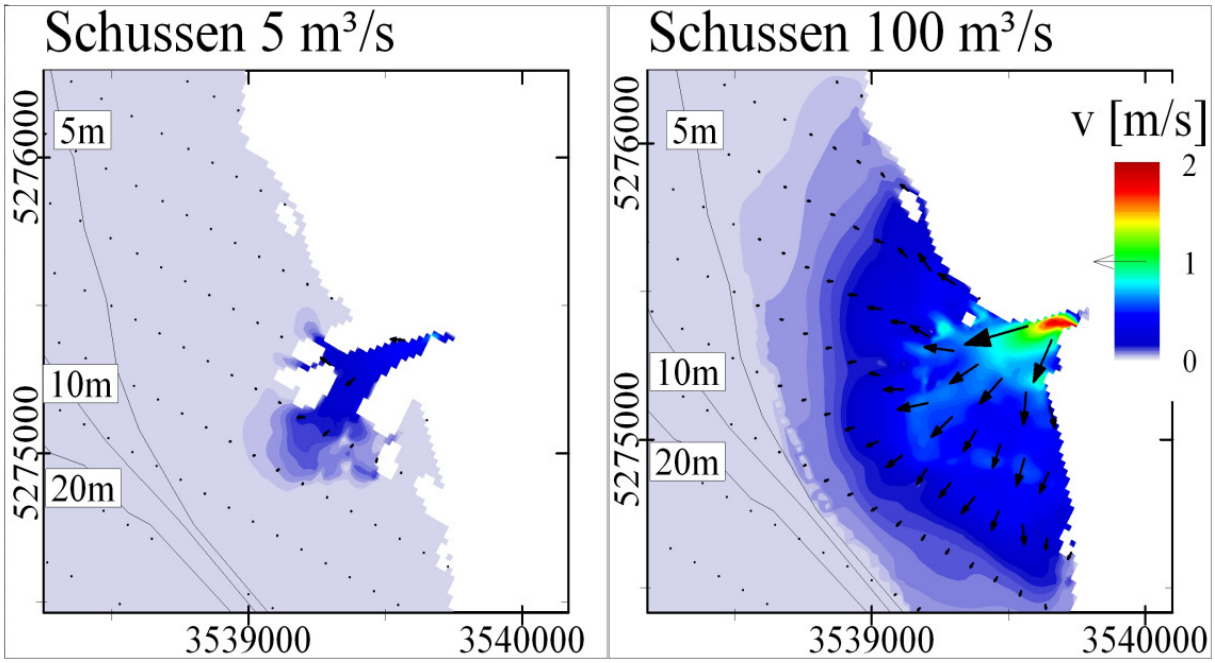


Abb. 4.10: Berechnete Strömungsverhältnisse an der Schussenmündung bei Niedrigwasser (links) und Hochwasser (rechts).

Abb. 4.10 zeigt die Strömungsverhältnisse im Umfeld der Schussenmündung bei einem Zufluss von 5 m³/s in den ruhenden See. Nach wenigen hundert Metern ist der Strahlimpuls verschwunden. Ebenfalls dargestellt ist das Strömungsfeld bei Hochwasser mit einem Abfluss von 100 m³/s. Die Geschwindigkeiten sind hier zwar wesentlich höher, die Energiedissipation infolge Sohlreibung und Turbulenz im Flachwasserbereich sorgt aber dafür, dass sich selbst bei Hochwasser kein Impulsstrahl ausbildet, sondern eine fächerförmige Ausbreitung erfolgt.

Um die Einflüsse der Sohlreibung und der Turbulenz aufgrund von Unebenheiten an der Seeohle abzuschätzen, wurden Simulationen mit veränderter Topographie durchgeführt. Das Zuflussvolumen betrug in diesen Simulationen jeweils 100 m³/s.

Abb. 4.11 zeigt die berechneten Geschwindigkeitsfelder dieser Simulationen.

Zunächst wurde die Wassertiefe in allen Zellen im Mündungsgebiet auf 1 m gesetzt, um die Turbulenzen aufgrund von Unebenheiten auszuschalten. In diesem Fall unterscheidet sich das Strömungsfeld nur geringfügig von dem aus der realistischen Simulation. Weitaus deutlicher ist der Unterschied, wenn die Wassertiefe auf einheitlich 50 m gesetzt wird, so dass die Sohle quasi überhaupt keinen Einfluss mehr auf den Impulsstrahl hat. In diesem Fall unterbleibt die fächerförmige Ausbreitung, und das Flusswasser bildet einen Impulsstrahl von 2.5 km Länge.

Diese Prinziprechnungen machen deutlich, dass die Dispersion zufolge der Sohlreibung die Ausbreitungsvorgänge im Flachwasserbereich eindeutig dominiert und deshalb der Impulsfluss des Zuflusses (der in tiefem Wasser dominierend wäre) hier im Bereich der flachen Uferzone sehr rasch in turbulente Durchmischung umgewandelt wird.

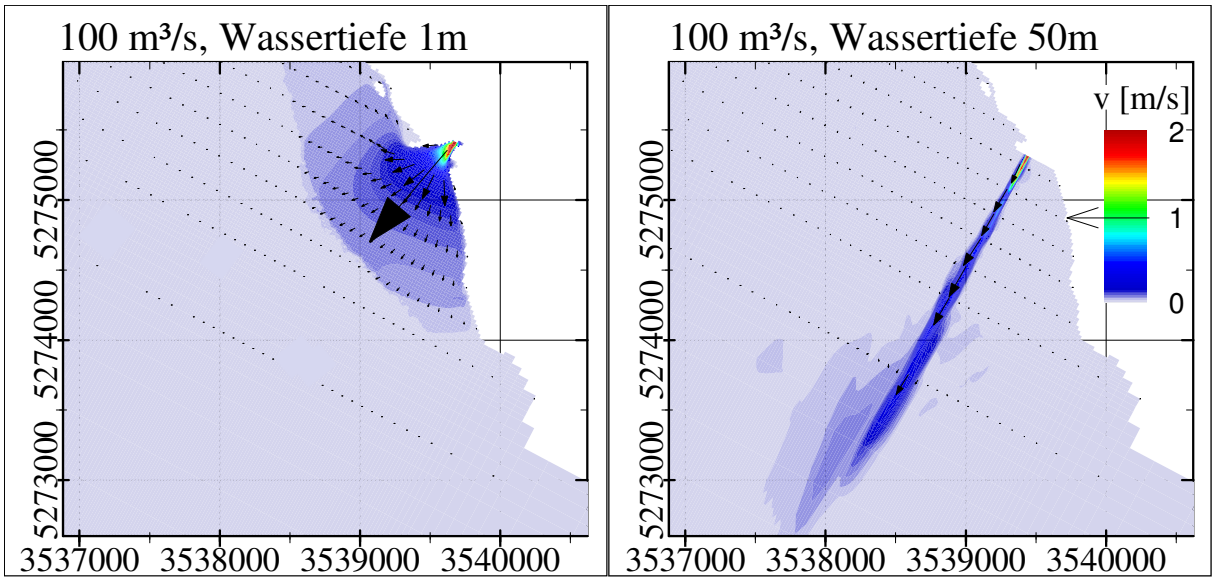


Abb. 4.11: Berechnete Strömungsverhältnisse an der Schussenmündung bei veränderter Topographie. Prinziprechnungen für Einleitung in flaches Wasser (links) und tiefes Wasser (rechts).

4.5 Flachwasserzonen

Als Flachwasserzone oder Litoral wird die Zone bis zur Haldenkante in etwa 10 m Wassertiefe bezeichnet. Im Bodensee-Obersee liegen bedeutende Flachwasserzonen in der Friedrichshafener Bucht und nahe der Rheinmündung vor (Abb. 4.12). Die Flachwasserzonen spielen aus verschiedenen Gründen eine besondere Rolle für das System See.

Abb. 4.12: Flachwasserzonen im Bodensee. Gebiete mit weniger als 10 m Wassertiefe sind grün dargestellt

4.5.1 Bedeutung für die Tiefenwassererneuerung

Aus hydrodynamischer Sicht von besonderem Interesse ist die Tatsache, dass Gebiete mit geringen Wassertiefen bei kalter Witterung schneller auskühlen als das Freiwasser. Da das kalte Wasser eine höhere Dichte besitzt als der Rest des Sees, strömt es an der Sohle entlang in die Tiefe, wo es als kälteres und sauerstoffreiches Oberflächenwasser detektiert werden kann. Dieser Vorgang trägt zur Tiefenwassererneuerung bei und kann vor allem in milden Wintern von großer Bedeutung sein (Roßknecht et al., 2007). Daher ist anzunehmen, dass diesem so genannten Differential Cooling im Zuge der Klimaerwärmung noch größere Bedeutung zukommen wird.

Zur Simulation der kalten Dichteströme wurde dieselbe horizontale Netzverfeinerung gewählt wie für die Berechnung der Strömungsverhältnisse an der Schussenmündung (Abb. 4.9), so dass die Flachwasserzone im Osten der Friedrichshafener Bucht in hoher Auflösung dargestellt wurde.

Bei der Modellierung der temperaturbedingten Dichteströme ist zu beachten, dass die Dichteströme in der Natur als lokale Instabilitäten meist nur geringe Ausdehnungen haben und im Modell der scharfe Temperaturgradient durch die vergleichsweise grobe Diskretisierung und numerische Dispersion abgeschwächt wird. Dennoch ist es möglich, die Effekte des Differential Coolings wie in Abb. 4.13 gezeigt prinzipiell nachzubilden.

Dargestellt sind Prinziprechnungen mit den folgenden konstanten Randbedingungen:

- Lufttemperatur (ab t=0): -9°C
- Solarstrahlung: 0 W/m²
- Langwellige Strahlung: 188 W/m²
- Windgeschwindigkeit: 3 m/s

Das Temperaturprofil ist anfangs schwach geschichtet mit 7 °C an der Oberfläche und 4.7 °C in 250 m Tiefe.

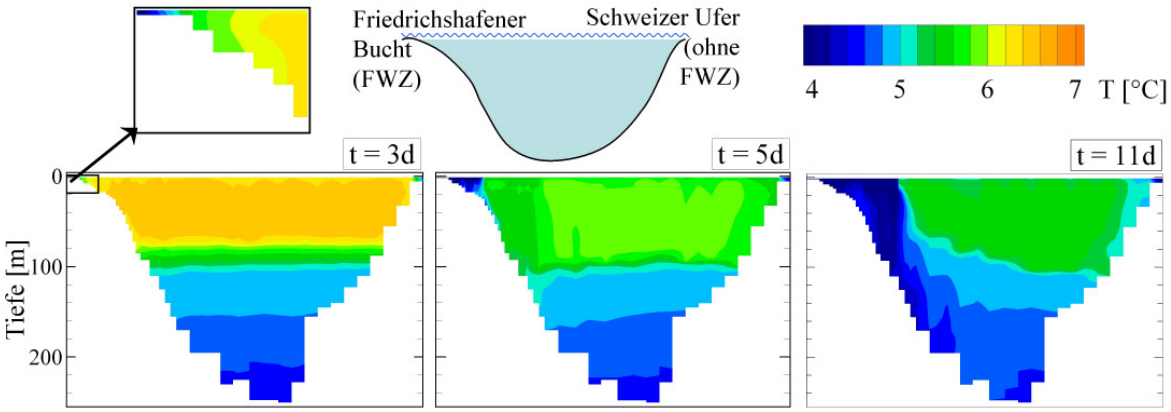


Abb. 4.13: Differential Cooling: Simulation von Tiefenwassererneuerung durch Abkühlung der Flachwasserzone (FWZ). Prinziprechnungen für die Friedrichshafener Bucht

4.5.2 Windinduzierte Resuspension

Windinduzierte Oberflächenwellen verursachen in Flachwasserzonen Resuspension von feinem Sohlmaterial. Dies führt zu einer erhöhten Trübung des Wassers, die zum Beispiel an der Trinkwasserentnahme Nonnenhorn der Stadtwerke Lindau nach Windereignissen beobachtet werden kann (s.Kap.8, Abb. 8.9).

ELCOM-CAEDYM kann die Resuspension von Sohlmaterial in Abhängigkeit der Sohlschubspannung berechnen (s. Gleichung 4). Die Sohlschubspannung kann sowohl aus der Strömungsgeschwindigkeit als auch aus dem Wellenfeld berechnet werden. Im letzteren Fall werden Länge, Höhe und Periode der Oberflächenwellen in jeder Modellzelle aus Wassertiefe, Windgeschwindigkeit und Windlauflänge über die Wasseroberfläche (Fetch) berechnet.

Zur Berechnung des Fetch wird die Windrichtung vereinfachend in 8 Oktanten eingeteilt und für jeden Oktanten der Fetch aus der Summe der Seitenlängen oder der Diagonalen der Modellzellen in eine Richtung abgeschätzt. Dies führt dazu, dass bei der Verwendung von heterogenen Gittern der diagonale Fetch falsch eingeschätzt wird und im Extremfall an manchen Gitterpunkten stark überhöhte Werte für die Resuspension auftreten. Die vom Modell berechnete Resuspension ist also nur qualitativ zu bewerten.

Für detailliertere Betrachtungen dieses Phänomens erscheint es zielführender, ELCOM-CAEDYM mit einem externen Wellenmodell, wie zum Beispiel SWAN (s. Kapitel 8) gekoppelt zu betreiben, so dass das Wellenfeld dynamisch und korrekt berechnet wird und in Abhängigkeit von den daraus erhaltenen Informationen die Resuspension und der Transport der resuspendierten Schwebstoffe mit ELCOM-CAEDYM modelliert werden.

Die durch windinduzierte Resuspension verursachten Schwebstofffrachten bewirken eine höhere Dichte des Wassers und können somit auch zu Dichteströmen führen.

4.6 Vergleich mit eindimensionaler Modellierung

Alle bisher gezeigten Phänomene sind Prozesse, die horizontale Komponenten besitzen und daher in eindimensionalen Modellen nicht berücksichtigt werden können beziehungsweise parametrisiert werden müssen, wie zum Beispiel interne Seiches.

Eindimensionale Modelle eignen sich vor allem für Langzeitsimulationen der vertikalen Schichtungsentwicklung, die Zeiträume von mehreren Jahren umfassen, da hier die Rechenzeit von größerer Bedeutung ist.

Die in den oben beschriebenen Simulationen verwendeten dreidimensionalen Modellkonfigurationen sind zu zeitaufwändig, als dass man mit ihnen Rechnungen über Zeiträume von mehreren Jahren durchführen könnte (Echtzeit / Rechenzeit - Verhältnisse je nach Modellnetz zwischen 1 und 30). Allerdings kann das dreidimensionale Modell auch mit einem sehr groben Modellgitter betrieben werden. Das in Abb. 4.14 gezeigte Gitter, das für dreidimensionale Langzeitsimulationen verwendet wurde, hat eine horizontale Diskretisierung von 2000 m * 5000 m. Es bildet den gesamten Obersee inklusive Überlinger See ab, Untersee und Seerhein sind nicht enthalten. Die horizontale Diskretisierung wurde nicht verändert. Durch die Verwendung dieses groben Netzes mit nur 47 Oberflächenzellen kann die Rechenzeit deutlich reduziert werden (Echtzeit / Rechenzeit - Verhältnis etwa 5000), so dass Langzeitsimulationen realisierbar sind. Der in Abb. 4.15 gezeigte Zeitraum von 10 Jahren benötigt damit eine Rechenzeit von etwa 18 Stunden, was immer noch deutlich langsamer ist als das eindimensionale Modell, das für einen solchen Zeitraum etwa 2 Stunden benötigt.

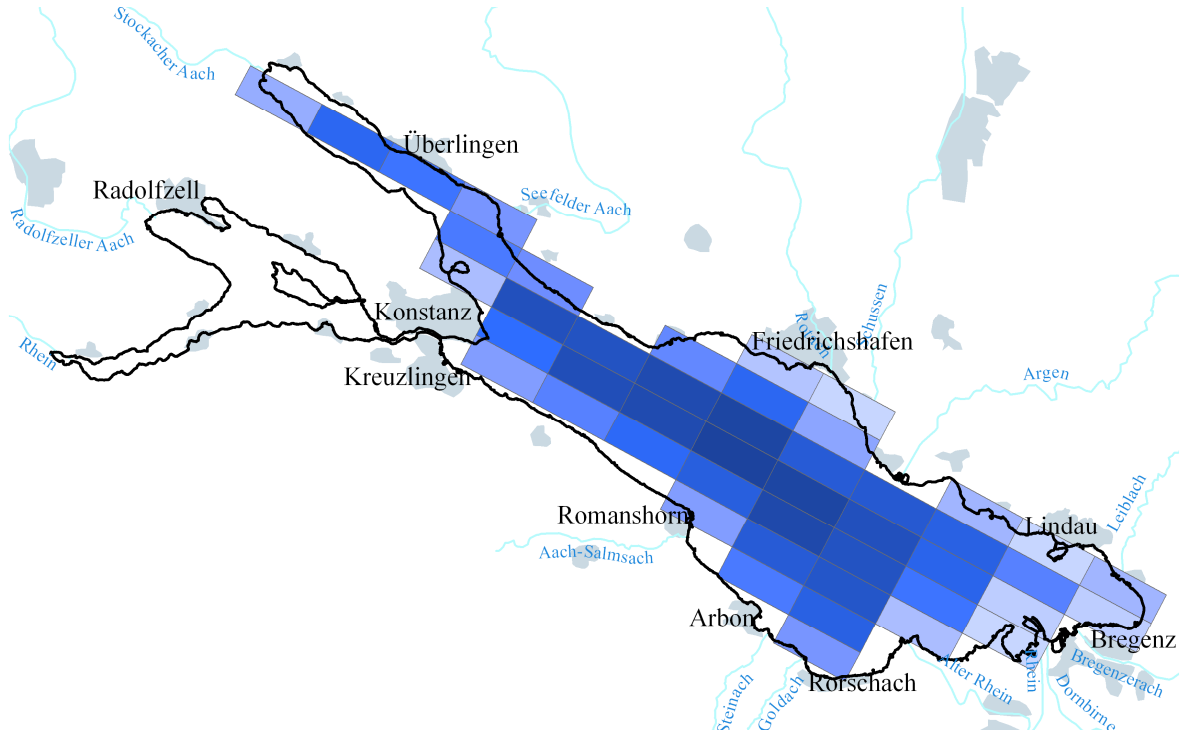


Abb. 4.14: Modellnetz für Langzeitsimulationen

Im Gegensatz zur eindimensionalen Modellierung werden hier die horizontalen Prozesse, wie zum Beispiel die internen Schwingungen, zumindest grob abgebildet, was zu einer besseren Nachbildung der vertikalen Transport- und Mischungsprozesse führt.

Abb. 4.15 zeigt die Entwicklung der Tiefenwassertemperatur im Zeitraum 1988 - 1997 in Messung sowie ein- und dreidimensionaler Simulation. Tendenziell wird die Temperatur von DYRESM eher über- und von ELCOM eher unterschätzt. Die Mischungsereignisse in den Wintern 91, 92, 96 und 97 werden von beiden Modellen wiedergegeben, allerdings liegt das dreidimensionale Modell sowohl mit den absoluten Werten als auch mit den Temperaturänderungen meistens näher an der Messung als das eindimensionale Modell.

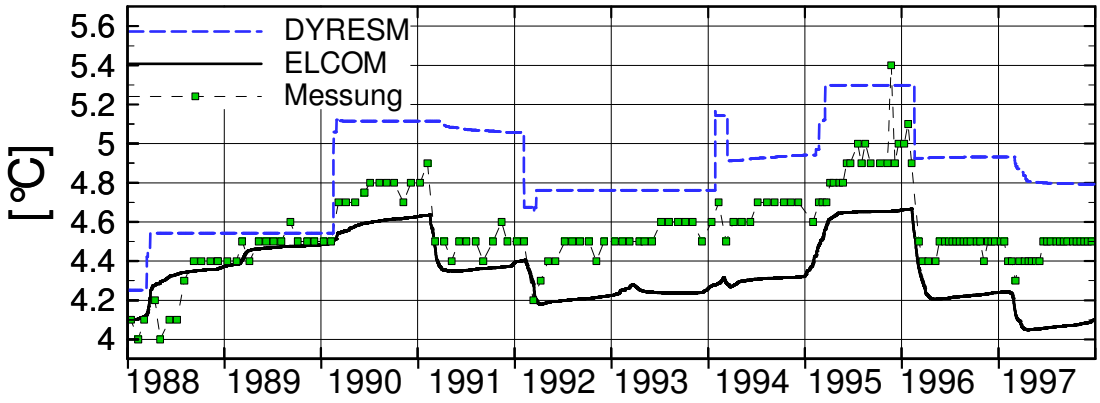


Abb. 4.15: Wassertemperatur in 230 m Tiefe: Messung (ISF), Rechnung 1D (DYRESM) und 3D (ELCOM)

4.7 Zusammenfassung

Für die Modellierung der seeweiten dreidimensionalen Strömungsprozesse im Bodensee steht mit dem Modell ELCOM mit 53 vertikalen Schichten (ungleichförmig) bei einer horizontalen Diskretisierung von 400m x 400m im Tiefwasserbereich und 100m x 100m für die Flachwasserzonen ein geeignetes Modell zur Verfügung, mit dem alle wesentlichen großräumigen Strömungs- und Schichtungsprozesse im See für praktische Zwecke hinreichend genau erfasst werden können. Für dieses Modell liegen die erforderlichen Rechenzeiten für Zeitschritte von 40 s bei einem Verhältnis von 4 bis 6 und größer.

Für die Beschreibung des Seezustands ist das Modell ELCOM zur Erfassung der maßgeblichen Antriebskräfte direkt gekoppelt mit dem Windmodell MCF (Kap.7), mit dem der Wind in guter räumlicher und hinreichender zeitlicher Auflösung erfasst wird. Es wurde gezeigt, dass der durch die Topographie bedingten räumlichen Differenzierung große Bedeutung zukommt. Der Windeinfluss auf das Strömungsfeld wird im Wesentlichen richtig erfasst, wobei jedoch der Energieeintrag bei Schwachwindphasen bisher im Modellsystem noch unterschätzt wird.

Die Erfassung von Flusseinleitungen mit Sedimentfracht erfolgt mit Hilfe von ELCOM-CAEDYM unter Berücksichtigung des Einflusses der Sedimentkonzentration auf die Wasserdichte und der Sedimentation der gröberen Kornfraktionen. Anhand der Messdaten aus dem Starkregenereignis 2005 konnte gezeigt werden, dass die Gesamtheit der komplexen Strömungs- und Transportprozesse im See in guter Näherung erfasst werden kann.

Untersuchungen an kleineren Zuflüssen (Schussen) haben gezeigt, dass in der Flachwasserzone die Sohlreibungseffekte dominieren und dass der Impulsfluss der Zuflüsse im Vergleich zur reibungsbedingten Dispersion in der Flachwasserzone von untergeordneter Bedeutung ist.

Es wurde gezeigt, dass die raschere Abkühlung der Flachwasserbereiche (differential cooling) wesentlich zur Tiefenwassererneuerung beitragen kann. Mit dem feineren Raster für die Flachwasserzonen (100m-Raster) können diese Effekte hinreichend erfasst werden. Die Frage der Erfassung von windinduzierter Resuspension von Sedimenten im Flachwasserbereich und deren Bedeutung konnte allerdings noch nicht abschließend geklärt werden.

Für die Untersuchungen lokaler Fragestellungen müssen Modelle mit einer deutlich feineren Diskretisierung eingesetzt werden. Das seeweite Modell ELCOM liefert in solchen Fällen dann die erforderlichen (dynamischen) Randbedingungen.

Für Langzeitsimulationen, die beispielsweise im Zusammenhang mit Fragen der Auswirkungen des Klimawandels erforderlich sind, kann das Modell ELCOM auch mit einem sehr groben Modellraster (mehrere km) betrieben werden. Die Rechenzeiten sind zwar gegenüber einer eindimensionalen Modellierung um nahezu 10mal größer, aber im Gegensatz zur 1D-Modellierung werden hier die horizontalen Prozesse und interne Schwingungen zumindest grob erfasst, was zu einer besseren Nachbildung der vertikalen Transport- und Mischungsprozesse führt.

5 Ökologisches Modell (TP4)

5.1 Vorgehensweise

Im Rahmen des Verbundprojektes BodenseeOnline wurde primär die Anwendung eines ökologischen Modells im Rahmen einer kurzfristigen Prognose (d.h. wenige Tage) angestrebt. Die Anwendung eines ökologischen Models auf derartig kurzen Zeitskalen ist bisher selten realisiert worden, was sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, dass viele elementare ökologische Prozesse eher auf Zeitskalen von Wochen (z.B. Planktonsukzession) bis mehreren Monaten (z.B. Nährstoffkreisläufe, Zirkulation) ablaufen. Eine sinnvolle Beurteilung der Simulationsergebnissen von ökologischen Modellen muss deshalb über deutlich längere Zeiträume stattfinden, im besten Fall über mehrere aufeinanderfolgende Jahre, um auch Prozesse des saisonalen Wechsels von Stratifikation und Durchmischung und langfristige Trends in der externen Nährstoffbelastung eines Gewässers berücksichtigen zu können. Als Quintessenz kann festgehalten werden: Dem Einsatz von ökologischen Seenmodellen in der Kurzfristprognose steht prinzipiell nichts im Wege, nur muss die Qualität der Modellausgaben vorab über längere Zeitskalen untersucht worden sein. Letzteres bildete den Schwerpunkt der Arbeiten im TP 4 von BodenseeOnline.

Um entsprechend lange Zeiträume simulieren zu können, kam im TP4 im Wesentlichen das eindimensionale Modellsystem DYRESM-CAEDYM (Bruce et al 2006) zum Einsatz. Die entsprechenden dreidimensionalen Simulationen im Rahmen des Online-Betriebs bzw. bei der Simulation der Messkampagne 2007 wurden vom TP 1 und TP 3 übernommen. Eine Übertragbarkeit des ökologischen Modells CAEDYM zwischen eindimensionalen oder dreidimensionalen Simulationen ist problemlos möglich, da CAEDYM sowohl in Kopplung mit DYRESM (1D), als auch in Kopplung mit ELCOM (3D) betrieben werden kann (Hipsey et al. 2007). Die Anwendung eines eindimensionalen Systems hat sich in diesem Kontext bewährt, da Sensitivitätsstudien in relativ kurzer Zeit durchgeführt worden konnten und somit eine Anpassung des Modells auf das System Bodensee effizient realisiert werden konnte. Darüber hinaus zeigte sich, dass Probleme in der Simulation der Wärmebilanz, d.h. von physikalischen Prozessen, bei Anwendung eindimensionaler Modelle gelöst werden konnten (siehe unten), was nachfolgend auch zur Verbesserung der Simulationsgüte der dreidimensionalen Simulationen beitrug.

5.2 Langzeitdaten für das Einzugsgebiet

Im Rahmen von BodenseeOnline wurde bewusst auf eine explizite Modellierung des Einzugsgebietes verzichtet. Für die ökologische Modellierung sind aber insbesondere die Stoffimporte aus dem Einzugsgebiet (Nährstofffrachten) eine wichtige Antriebsgröße, so dass hier hochwertige Inputdaten benötigt werden, um die Prozesse außerhalb der Systemgrenze des BodenseeOnline-Modells implizit berücksichtigen zu können. Eine quantitative Einschätzung der Stoffimporte in Standgewässer sowie die damit verbundene Massenbilanz sind aber in der Regel mit großen Unsicherheiten assoziiert, da eine zeitlich-räumlich hochauflösende Erfassung der Zuflussfrachten in der Regel nicht verfügbar ist und statistische Verfahren der Frachtberechnungen notwendig sind. Auch für Anwendung von CEADYM auf den Bodensee stellten sich die Qualität und die Verfügbarkeit von Stofffrachten der wichtigsten Seezuflüsse als limitierender Faktor dar.

Im Rahmen der IGKB-Sonderprogramme zu dem Bodensee zugeführten Stofffrachten fanden in den Jahren 1978/79, sowie 1985/86 und 1996/97 detaillierte Untersuchungen statt. Hierbei wurden die Zuflusskonzentrationen von Nährstoffen und partikulärem Material in den wichtigsten Bodenseezuflüssen und an den See anliegenden Kläranlagen erfasst. Anhand der Primärdaten dieser Untersuchungen, die vom ISF zur Verfügung gestellt worden sind,

wurde eine komplette Frachtberechnung für alle Zeiträume und alle untersuchten Zuflüsse durchgeführt, so dass Massenbilanzen für alle relevanten Eingangsgrößen von CAEDYM vorliegen. Die Berechnung folgte den Vorgaben der IGKB (IGKB 2000, 2000a) durch Berechnung von Abfluß-Konzentrations-Beziehungen (siehe Abb. 5.1 als Beispiel für die Dornbirner Aach im Zeitraum 1996/97). Als Beispiel für die Ergebnisse der Frachtberechnungen sind in Abb. 5.2 die jährlichen Zuflussfrachten für gelösten Phosphor dargestellt. Zwischen 1979 und 2000 sank die Phosphorfracht von etwa 900 t a^{-1} auf etwa 200 t a^{-1}.

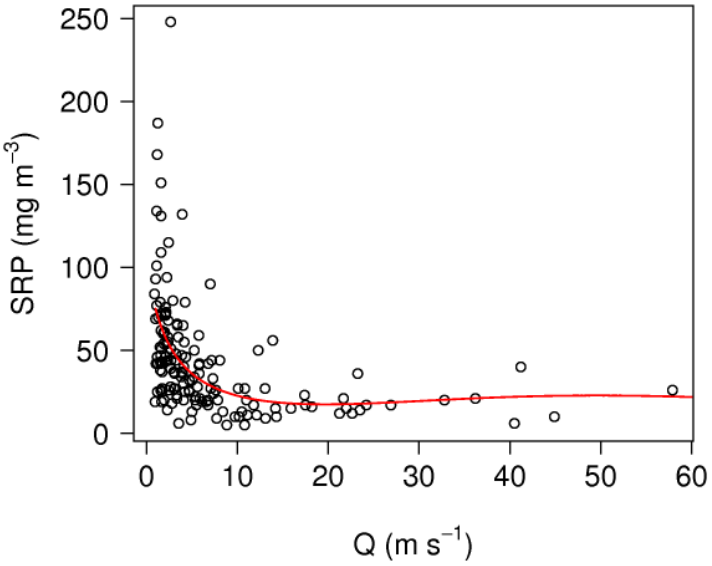


Abb. 5.1: Abfluß-Konzentrations-Beziehung (Linie) für SRP (mg m-3) in der Dornbirner Aach in den Jahren 1969/1997 (Punkte: Messung), Daten: IGKB

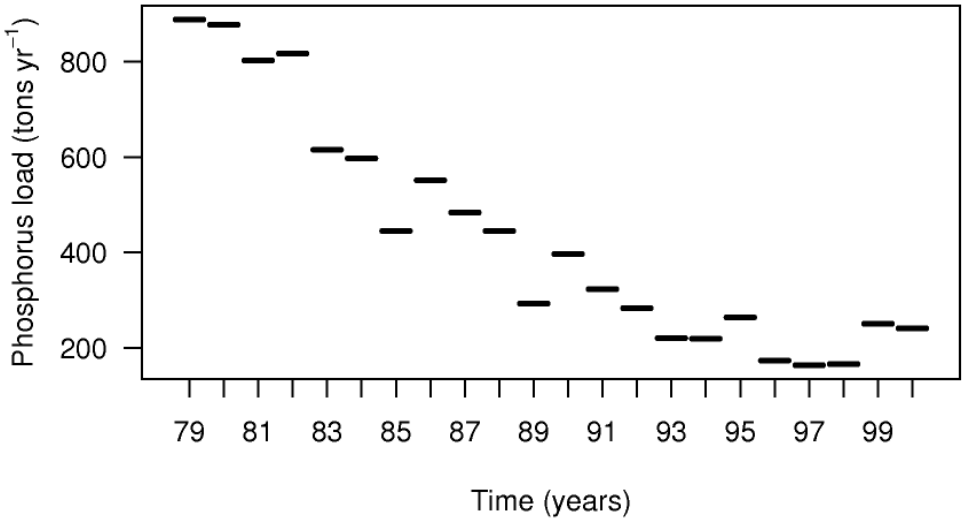


Abb. 5.2: Jährliche Zuflussfrachten an gelösten Phosphor im Zeitraum von 1979 bis 2000.

Sonstige Antriebsdaten beziehen sich auf meteorologische Daten, die als Antrieb für die hydrodynamischen Modelle benutzt werden (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte, Globalstrahlung und Wolkenbedeckungsgrad). Entsprechende Daten standen vom DWD und aus früheren Projekten am IWS zur Verfügung und wurden in die Bodensee-Online-Datenbank integriert. Sie sind über das Internet-Portal somit auch für alle Projektpartner verfügbar

5.3 Energieeintrag und vertikale Mischung

Da das TP 3 (Modellierung von Hydrodynamik und Transport von Wasserinhaltsstoffen) vornehmlich mit der Weiterentwicklung des 3D-Modellinstumetariums (ELCOM) befasst war, wurde die notwendige Anpassung des 1D-Modellinstrumantriums (DYRESM) für den Bodensee im Rahmen von Teilprojekt 4 umgesetzt.

Langzeitsimulationen mit DYRESM zeigten systematische Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Temperaturen. Die winterliche Auskühlung wurde vom Modell überschätzt, d.h. zu niedrige Temperaturen simuliert, was auf eine fehlerhafte Energiebilanz in der Simulation hindeutet. Da die langwellige atmosphärische Gegenstrahlung (ILWR, incident longwave radiation) in der Wärmebilanz den Term mit den größten Unsicherheiten darstellt, wurde die vorhandene Funktion zur Berechnung der ILWR, welche auf australische Verhältnisse angepasst ist, gegen die Funktion von Iziomon et al. (2003) ersetzt:

$$ILWR = \sigma \cdot T^4 \left[1 - X_S \cdot \exp\left(\frac{-Y_s \cdot e}{T_a} \right) \right] \cdot \left(1 + Z_S \cdot N^2 \right) \tag{5.1}$$

Als Eingangsparameter gehen der Dampfdruck e in hPa, die Lufttemperatur T in K und die Wolkenbedeckung N in okta ein. Desweiteren gehen in die Formel die Stefan-Boltzmann Konstante $\sigma = 5.67 \times 10^{-8}$ W m^{-2} K^{-4} ein, sowie die folgenden Modellkonstanten: $X_s = 0.35$, $Y_s = 10$ K hPa^{-1} und $Z_s = 0.0035$. Diese Formel wurde an Messungen im Schwarzwald angepasst (Messungen der Uni Freiburg) und hat somit einen lokalen Bezug. Die Simulationen der Wassertemperatur zeigten nach der Umstellung der Berechnung der ILWR auf den Ansatz von Iziomon et al. deutlich bessere Ergebnisse – sowohl bei Anwendung des eindimensionalen Modells (DYRESM), als auch des dreidimensionalen Modells (ELCOM).

Um sicherzustellen, dass die verwendete Berechnung der ILWR auch im realen System bessere Ergebnisse liefert, wurden meteorologische Daten der DWD-Station Stuttgart verwendet. An dieser Station werden sowohl alle notwendigen Eingangsgrößen für den Ansatz von Iziomon et al. 2003 gemessen, als auch die ILWR selbst. Verschiedene Ansätze zur Berechnung der ILWR wurden an diesem Datensatz verglichen und getestet. Die Messdaten wurden am besten durch das Modell von Iziomon et al. (2003) beschrieben (Abb. 5.3), welche deutlich bessere Resultate lieferte als die Ansätze von Swinbank (1963; Standard-Modell in DYRESM) oder Brutsaert (1982; Anwendung an Schweizer Seen im Rahmen von Modellierungsarbeiten an der EAWAG).

Duch ausführliche Sensitivitätsstudien mit dem eindimensionalen Modell DYRESM wurden in zwei Punkten deutliche Schwächen des Modells lokalisiert: (1) die vertikale Durchmischung in der Tiefe (Deep mixing) wird vom Modell unterschätzt und (2) die Reaktion des Modells auf Veränderungen des Extinktionskoeffizienten widerspricht den aus den verantwortlichen physikalischen Prozessen ableitbaren Erwartungen (im Modell führte eine Erhöhung des Extinktionskoeffizienten zu einer höheren epilimnischen Durchmischung und tieferen Thermokline, wohingegen das Gegenteil in der Realität und auch bei anderen hydrodynamischen Modellen zu beobachten ist). Um diese Schwachpunkte im DYRESM zu beseitigen, wurde der mit dem CWR vereinbarte Werkvertrag entsprechend modifiziert und das CWR damit beauftragt, entsprechende Modellverbesserungen durchzuführen. Als Resultat dieser Arbeiten seitens des CWR wurden zwei Veränderungen vorgenommen:

1. Ein Parameter (buoyancy scaling parameter), der die vertikale Verteilung der für die Tiefendurchmischung zur Verfügung stehenden turbulenten kinetischen Energie steuert, steht dem Anwender als zusätzlicher Freiheitsgrad zur Verfügung. Hiermit kann die turbulente Durchmischung in der Tiefe beeinflusst werden.

2. Die vorhandene Routine für die epilimnische Durchmischung (surface mixing) wurde durch eine ältere Version ausgetauscht. Diese ältere Version zeigte ein plausibles

Modellverhalten bei Variation des Extinktionskoeffizienten und auch gute Ergebnisse bezüglich der Simulation der vertikalen Temperaturgradienten über mehrere Jahre.

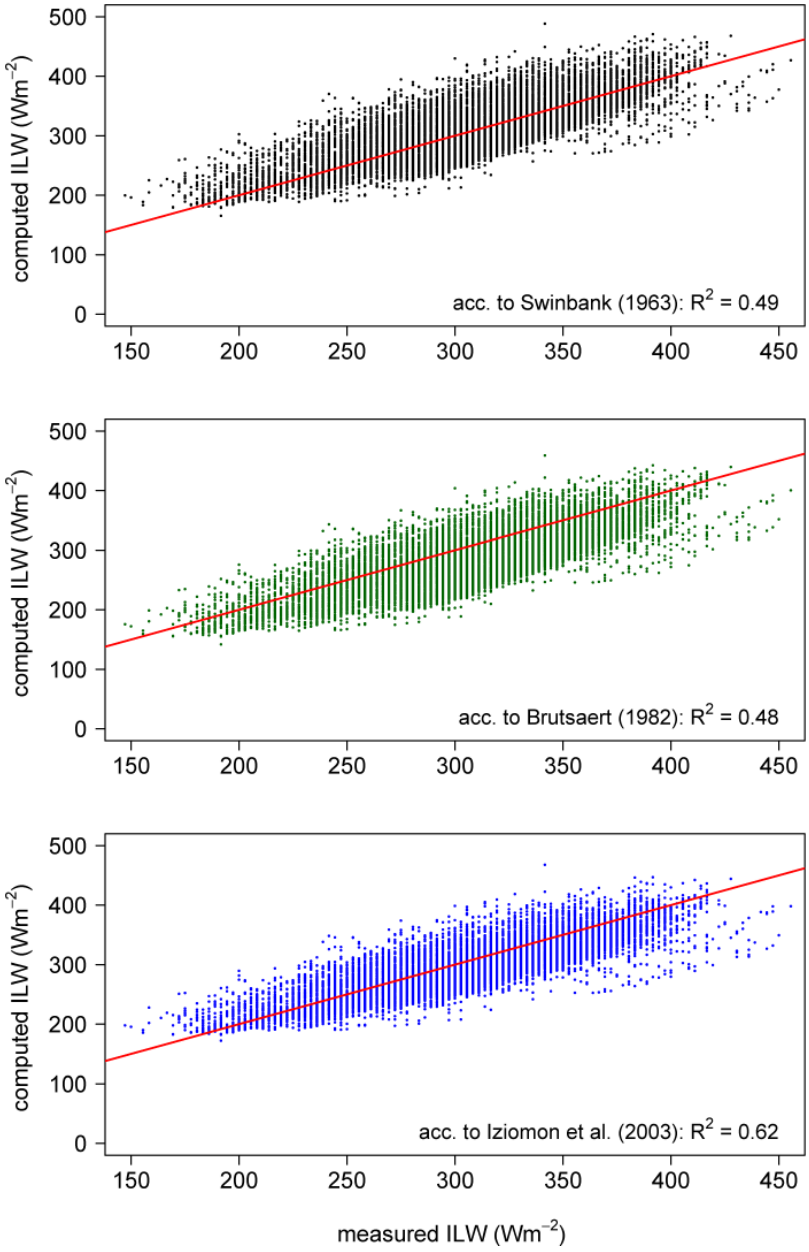


Abb. 5.3: Vergleich zwischen berechneter und gemessener ILWR nach den Ansätzen von Swinbank (1963), Brutsaert (1982), bzw. Iziomon et al. (2003). Der Ansatz nach Iziomon et al. (2003) zeigte mit einem Bestimmtheitsmass von R^2=0.62 die besten Ergebnisse.

Die seitens des CWR zur Verfügung gestellte neue DYRESM-Version zeigte hinsichtlich der Simulation des saisonalen Verlaufs der Stratifikation und der vertikalen Temperaturverteilung gute Übereinstimmung mit Messdaten (Abb. 5.4). Dies bezieht sich, z.B. auf den Beginn der Stratifikation im Frühjahr oder auf die Tiefe der Thermokline im Verlauf eines Jahres. Maximale und minimale Temperaturen in der Simulation sind den gemessenen Extremtemperaturen sehr ähnlich, was auf eine gut abgestimmte Wärmebilanz im Modell hinweist. Selbstverständlich können von DYRESM die Schwingungen der Thermokline durch interne Wellen, wie sie in den Messdaten zu sehen sind, nicht nachgebildet werden.

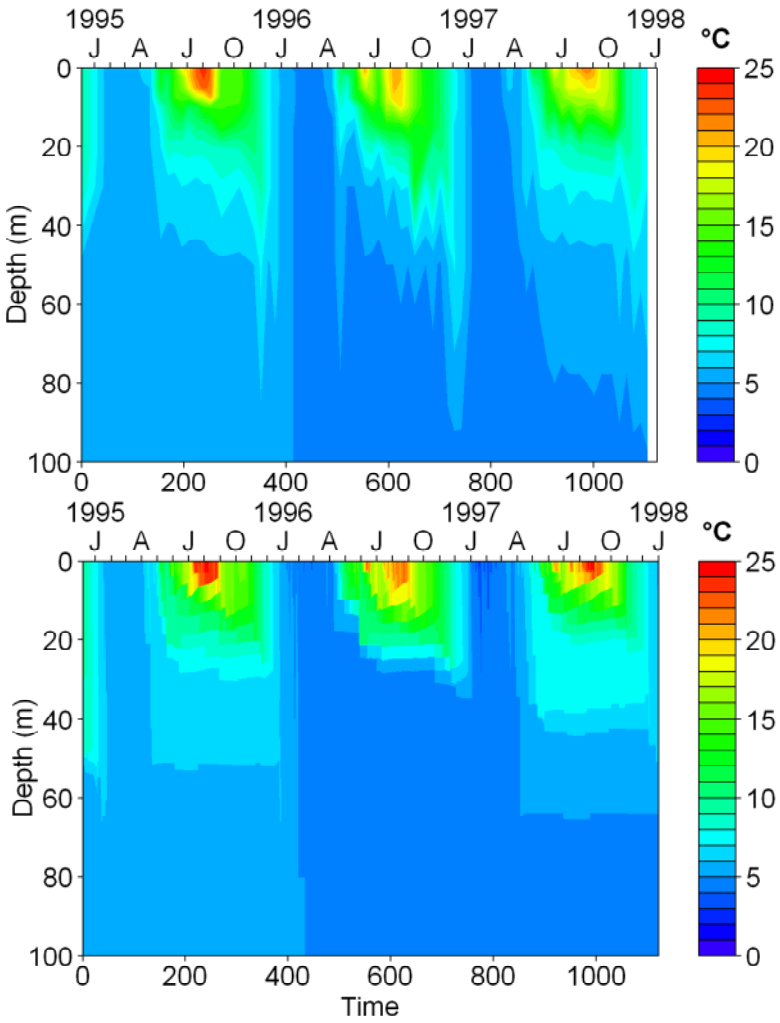


Abb. 5.4: Gemessene (oben) und simulierte (unten) Wassertemperatur in den oberen 100m des Bodensees in den Jahren 1995 bis 1997.

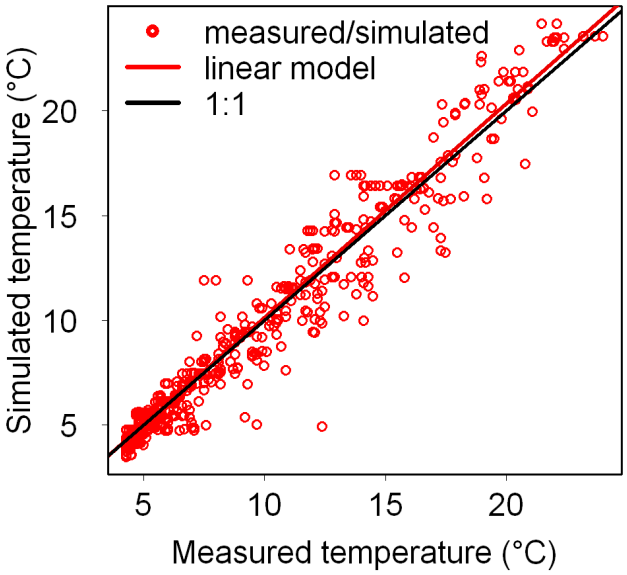


Abb. 5.5: Vergleich zwischen gemessener und simulierter Wassertemperatur (rote Punkte) im Bodensee im Zeitraum 1995 bis 1997; rote Linie = Regressionsgerade, schwarze Linie = 1:1 Linie

Ein direkter Vergleich zwischen Modell und Messdaten zeigte, dass Messwerte und Simulationsergebnisse mit einem hohen Bestimmtheitsmass korrelieren (Abb. 5.5). Hierbei ist auch positiv hervorzuheben, dass ein lineares Regressionsmodell zwischen Simulations- und Messdaten eine Regressionsgerade ergeben hat, die nahezu der 1:1 Linie entspricht.

Probleme in der eindimensionalen Simulation bleiben weiterhin bezüglich der Tiefendurchmischung bestehen. Die relevanten Prozesse für die Tiefenwassererneuerung sind im Bodensee sehr stark mit dreidimensionalen Effekten verbunden, z.B. differential cooling (James & Barko 1991). Diese Prozesse können in einem eindimensionalen Model aber nicht abgebildet werden. Langfristig sind hier deshalb entweder Weiterentwicklungen von DYRESM notwendig, oder es muss auf ein 3D-Modell mit verhältnismäßig groben 3D-Raster zurückgegriffen werden. Mit Letzteren wurden im Rahmen von BodenseeOnline bereits gute Erfahrungen gemacht.

5.4 Ökologie

Das Modellsystem von CAEDYM (Hipsey et al 2007) ist stark modularisiert und es obliegt dem jeweiligen Benutzer, eine anwendbare Modellkonfiguration (Definition von Systemkomponenten und Zustandsgrößen) zu definieren, sowie deren Spezifikation (Parameterisierung) durchzuführen. Dies kann nur auf der Basis einer Ökosystemanalyse und der Einbeziehung von Literatur- und Expertenwissen realisiert werden. Ziel dieser Modellanpassung ist eine weitgehend mechanistische Modellierung des Ökosystems Bodensee. Voraussetzung für eine realitätsnahe Simulation ökologischer Zustandsgrößen ist desweiteren eine grundsolide Simulation der Hydrodynamik, um den räumlich-zeitlichen Verlauf der Stratifikation und die Tiefenwassererneuerung als Antrieb für die ökologischen Prozesse zur Verfügung zu stellen (siehe oben). Eine zusammenfassende Darstellung des ökologischen Modells für den Bodensee ist in Rinke & Rothhaupt (2008) gegeben. Eine umfangreiche Sensitivitätsstudie für CAEDYM wurde von Bruce et al. (2006) durchgeführt.

Die Struktur des ökologischen Modells ist vergleichbar zu bereits existierenden Wassergütemodellen (vgl. Petzoldt et al 2005, Omlin et al. 2001). Es beinhaltet die Komponenten der klassischen Nahrungskette (Nährstoffe, Algen, Zooplankton, Fische), verschiedene Sediment-Freiwasser-Interaktionen, Gasaustauschprozesse, sowie Elemente des mikrobiellen Nahrungsnetzes (Abb. 5.6). Das System ist modular aufgebaut und die Komplexität des Nahrungsnetzes und der Stoffumwandlungsprozesse kann in verschiedenen Stufen simuliert werden. Die verwendete Modelspezifikation muß demnach vom Anwender gewählt werden und ist eine elementare Stufe des gesamten Modellierungsprozesses. Für den Bodensee haben wir uns dafür entschieden, das planktische Nahrungsnetz mit höherer Komplexität zu simulieren (4 Phytoplanktongruppen, 1 Zooplanktongruppe), während die Fische, das mikrobielle Nahrungsnetz und das Sediment nicht als eigene Zustandsgrößen repräsentiert werden, sondern die damit assoziierten Prozesse auf aggregierter Ebene durch empirische Formeln abgebildet werden. Diese Vorgehensweise hat sich auch bei anderen Wassergütemodellen bewährt (z.B. Petzoldt et al. 2005). Die Parameterisierung des ökologischen Models erfolgte – soweit möglich – auf Basis direkter Messungen im Bodensee, beziehungsweise durch Verwendung von Ergebnissen aus prozess-orientierten Labor- und Felduntersuchungen aus der Literatur. Stoffimporte aus dem Einzugsgebiet werden durch die entsprechenden Stoffkonzentrationen in den Zuflüssen berücksichtigt.

Im Folgenden wird zunächst auf einen wichtigen Schritt der Ökosystemanalyse eingegangen, um die Definition funktioneller Phytoplanktongruppen zu etablieren. Anschließend wird auf die Ergebnisse der gekoppelten hydrodynamisch-ökologischen Simulationen eingegangen.

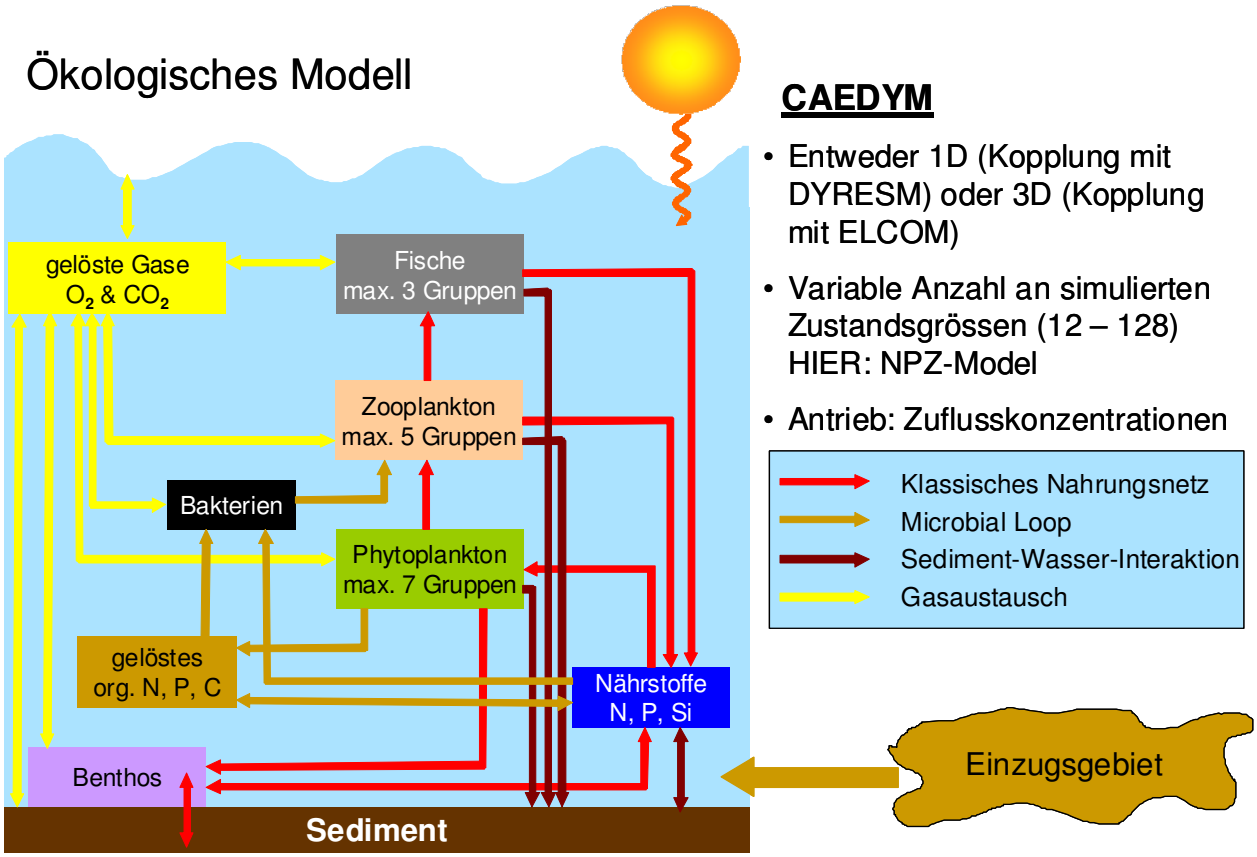


Abb. 5.6: Schematische Darstellung des ökologischen Modells CAEDYM. Die verwendete Modellkonfiguration in BodenseeOnline konzentrierte sich auf die klassische pelagische Nahrungskette (Nährstoffe, Phytoplankton, Zooplankton, NPZ-Model), während Fische, Sediment-Freiwasser-Interaktionen und Microbial Loop durch empirische Formeln beschrieben werden.

5.5 Ökosystemanalyse des Bodensees

Durch die langjährigen Forschungsaktivitäten am Bodensee standen bereits vielschichtige Ergebnisse der Ökosystemanalyse des Bodensees zur Verfügung. Zwei wesentliche Aspekte für eine ökologische Modellierung des Bodensees wurden jedoch noch nicht umfassend beleuchtet und deshalb im Rahmen von Bodenseeonline bearbeitet. Dies sind zum einen die Nährstoffimporte aus dem Einzugsgebiet (siehe oben, Kap. 5.2) und zum anderen eine Charakterisierung der funktionellen Eigenschaften der Phytoplankter. Letztere bildet die Basis für die Definition funktioneller Phytoplanktongruppen in CAEDYM.

Grundsätzlich ist die Definition verschiedener Phytoplanktongruppen notwendig, denn im Laufe der Planktonsukzession stellen sich unterschiedliche Artengemeinschaften ein, die sich hinsichtlich ihrer funktionellen Eigenschaften unterscheiden. Die Einteilung von Phytoplanktongemeinschaften in funktionelle Gruppen ist Gegenstand intensiver Forschung und stellt nach wie vor ein Kernproblem in der Wasserqualitätsmodellierung dar. Eine derartige Klassifikation wird jedoch angestrebt, weil eine alternative taxonomische Klassifikation, wie sie in den klassischen Phytoplanktonerfassungen (Zählung, Fluoreszenzsonden) etabliert ist, zu keinen homogenen funktionellen Eigenschaften führt.

Um eine Charakterisierung, d.h. Parameterisierung, der physiologischen Eigenschaften dieser Typgruppen zu erreichen, wurde auf vorhandene Messungen *in situ* und Literaturwerte zurückgegriffen. Von einer automatisierten Kalibrierung von Parametern wurde jedoch

Abstand genommen, da eine mechanistische Modellierung angestrebt wird. Umfangreiche automatisierte Kalibrierungen führen dazu, dass substantielle Modellabweichungen, die durch Unzulänglichkeiten auf der Prozessebene von CAEDYM verursacht werden, durch Modifikation der existierenden Parameter „wegkalibriert“ werden und somit die eigentlich notwendige Re-Evaluation der Modellkonfiguration nicht durchgeführt werden kann

Unter Einbeziehung der existierenden Konzepte zur funktionellen Phytoplanktonklassifikation (z.B. Reynolds et al. 2001, Weithoff 2003) und der Langzeitdaten zur Phytoplanktongemeinschaft wurden vier funktionelle Phytoplanktontypgruppen definiert (Abb. 5.7). Diese Klassifikation basiert auf der Einteilung der Artengemeinschaft hinsichtlich zwei Merkmalen, welche mit bestimmten physiologischen Eigenschaften der Algen korrelieren: (i) Zellgröße (groß oder klein) und (ii) taxonomische Stellung (Diatomeen oder nicht-Diatomeen). So haben z.B. kleine Algen in der Regel eine höhere Wachstumsrate und eine geringere Sedimentationsrate als große Algen, darüber hinaus sind sie besser fressbar durch das Zooplankton. Das Wachstum von Diatomeen ist Silizium-abhängig, was nicht der Fall ist für nicht-Diatomeen. Durch den Kieselsäurepanzer haben Diatomeen durchschnittlich auch eine höhere Sinkgeschwindigkeit usw.

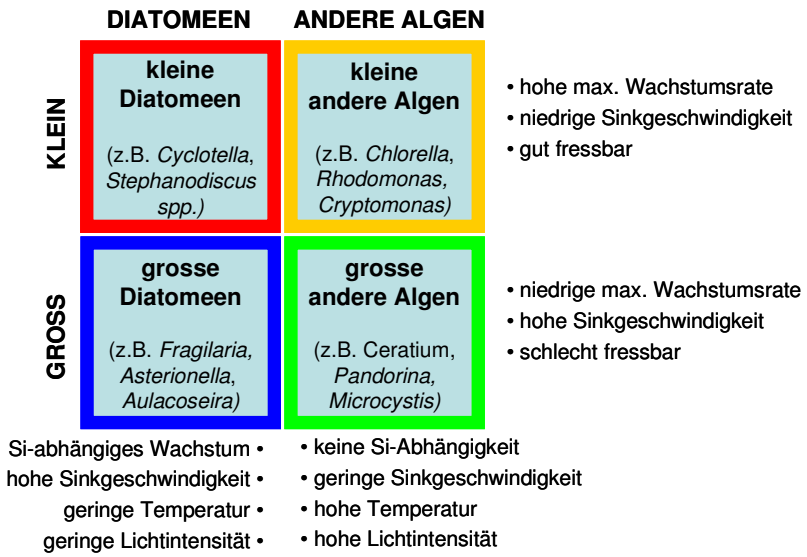


Abb. 5.7: Funktionelle Klassifikation des Phytoplanktons in 4 Typgruppen. Die physiologischen Eigenschaften, die mit den benutzten Kategorien (kleine/groß bzw. Diatomee/ nicht-Diatomee) korrelieren, sind am rechten und unteren Rand der Darstellung angegeben.

Um die Zweckmäßigkeit dieser Klassifikation zu testen, wurde sie auf den Phytoplankton-Langzeitdatensatz des ILK angewendet. Der Datensatz umfasst den Zeitraum von 1979 bis 1999, insgesamt wurden in diesem Zeitraum 154 Phytoplanktontaxa identifiziert. Diese 154 Taxa wurden hinsichtlich ihrer Zugehörigkeit zu einer der 4 funktionellen Phytoplanktongruppen eingeteilt. Die resultierende saisonale Dynamik ist in Abb. 5.8 dargestellt. Trotz der enormen Variabilität zwischen den verschiedenen Jahren hinsichtlich meteorologischer Verhältnisse bzw. des trophischen Zustands des Sees, ergeben sich abgrenzbare Muster und für jede Gruppe lassen sich bestimmte Zeitfenster in der Phytoplanktonsukzession abgrenzen.

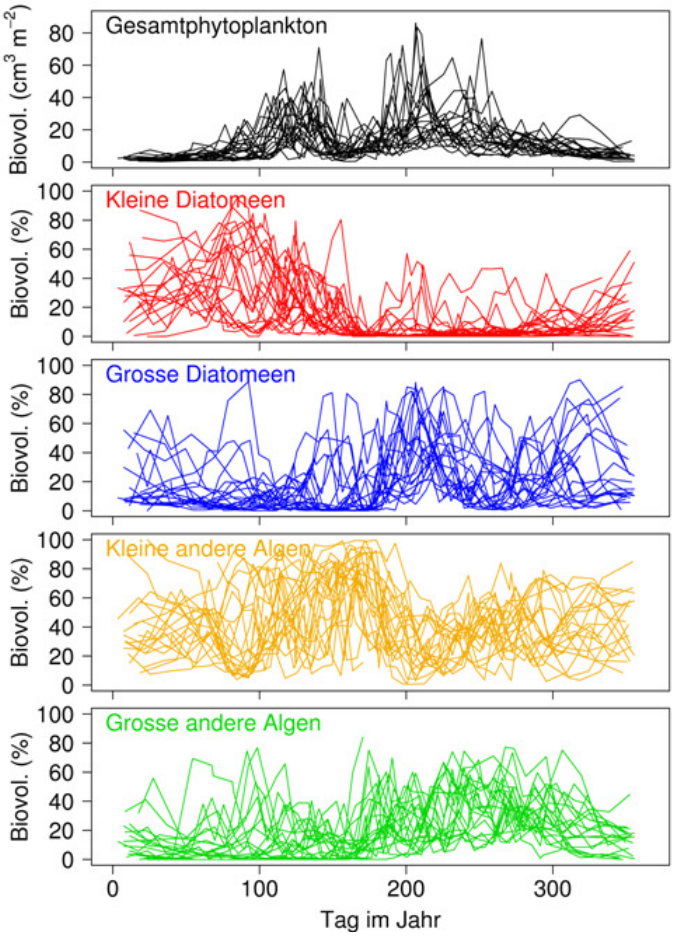


Abb. 5.8: Einteilung der Phytoplanktongemeinschaft des Bodensees in die 4 funktionellen Typgruppen. Alle Daten des Zeitraumes 1979-1999 sind als Jahresgänge übereinander geplottet. In der oberen Grafik ist das Gesamtphytoplankton (Biovolumen, cm^3 m^{-2}) dargestellt, darunter die prozentualen Anteile der jeweiligen Typgruppe.

Die Frühjahrsentwicklung startet mit kleinen Diatomeen, welche später im Jahr nur noch eine geringe Rolle spielen. Die großen Diatomeen kommen in der Regel nach der Klarwasserphase zur Dominanz. Die Gruppe der kleinen nicht-Diatomeen ist besonders im Frühsommer wichtig, stellt aber auch zu anderen Zeiten im Jahr einen bestimmten Anteil der Phytoplanktonbiomasse. Ein typischer Vertreter dieser Gruppe ist z.B. die Gattung *Cryptomonas*. Der prozentuale Anteil dieser Gruppe an der Gesamtbiomasse sinkt selten unter 20%, außer in solchen Zeitfenstern, wenn andere Gruppen sehr dominant werden, z.B. bei den Maxima der kleinen oder großen Diatomeen. Die großen nicht-Diatomeen zeigen das am wenigsten distinkte Muster – sie werden nie hochgradig dominant, zeigen aber eine deutlich Präferenz für den Spätsommer. Insgesamt stellen die großen nicht-Diatomeen eine verhältnismäßig heterogene Gruppe dar, in der sowohl eutraphente Blaualgen und Grünalgen eingruppiert sind, als auch große mixotrophe Arten wir *Dinobryon* oder *Ceratium* beinhaltet sind. Die Parameterisierung dieser Gruppe wurde vornehmlich auf die eutraphenten Arten ausgerichtet, da CAEDYM momentan noch keine mixotrophe Ernährungsweise von Algen simulieren kann.

Die hervortretende Musterbildung in Abb. 5.8 zeigt, dass die vorgeschlagene Klassifikation des Phytoplanktons tatsächlich verschiedene funktionelle Ökotypen abgrenzt, die zu unterschiedlichen Zeiten im Jahr dominant werden.

5.6 Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation des Bodensees (1D)

Auf Basis der funktionellen Phytoplanktonklassifikation von Kap. 5.5 wurde eine Modellspezifikation für CAEDYM erarbeit und die gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation mit DYRESM-CAEDYM am ILK etabliert. Ein Teil dieser Arbeit wurde in Kooperation mit Dr. Gideon Gal am Kinneret Limnological Laboratory, Israel während eines zweimonatigen Gastaufenthaltes in Israel realisiert (siehe Kap. 5.10). Im aktuellen Stand können die Nährstoff- und Phytoplanktondynamik simuliert werden. Seitens der Nährstoffdynamik sind hierbei sowohl die Stoffimporte aus dem Einzugsgebiet berücksichtigt, als auch seeinterne Prozesse. Die Phytoplanktondynamik kann auf der Ebene des Gesamtchlorophylls bereits in befriedigender Qualität simuliert werden. Die Muster der Phytoplanktondynamik im Freiland können vom Modellsystem gut reproduziert werden. Als Beispiel hierfür ist in Abb. 5.9 eine Simulation für den Zeitraum 1995 bis 1997, sowie die gemessenen Chlorphyllkonzentrationen im Überlinger See (Daten: ILK), dargestellt. Für die Darstellung der simulierten Chlorophyllkonzentration wurden die entsprechenden Chlorophyllkonzentrationen der vier Typgruppen addiert. Zeitliche Muster der Phytoplanktondynamik wie z.B. Beginn der Frühjahrsentwicklung und der Klarwasserphase stimmen zwischen Modell und Messung gut überein. Auch die absoluten Chlorophyllmengen (standing stock) werden vom Modell realitätsnah wiedergegeben, insbesondere auch die Unterschiede zwischen Frühjahrs- und Sommerentwicklung. Die Klarwasserphase in der Simulation ist durch eine starke Entwicklung des Zooplanktons bedingt (Abb. 5.10).

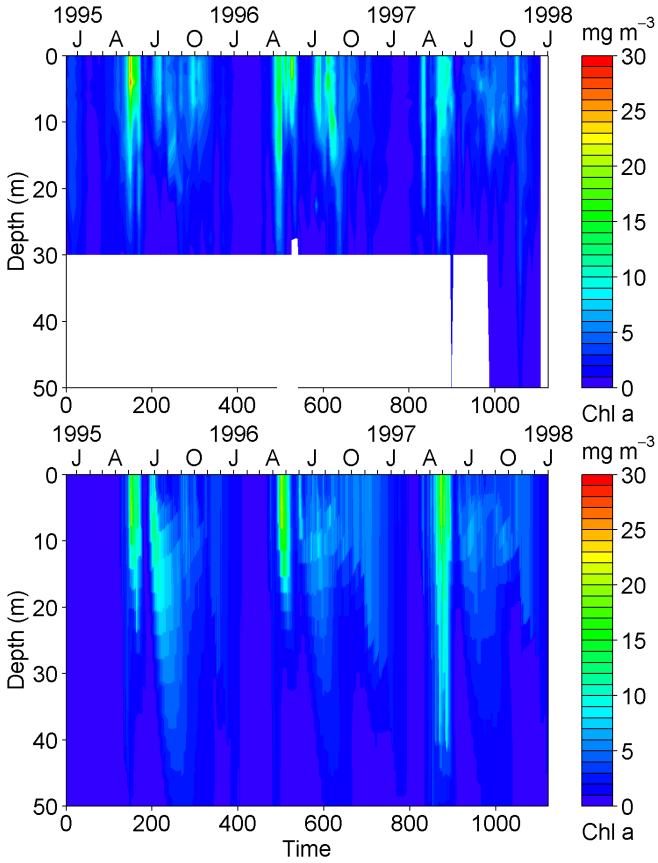


Abb. 5.9: Gemessene (oben) und simulierte (unten) Chlorophyllkonzentrationen für den Zeitraum 1995 bis 1997 im Bodensee. Die simulierte Chlorophyllkonzentratioen ergibt sich durch Addition der vier simulierten Phytoplankton-Typgruppen.

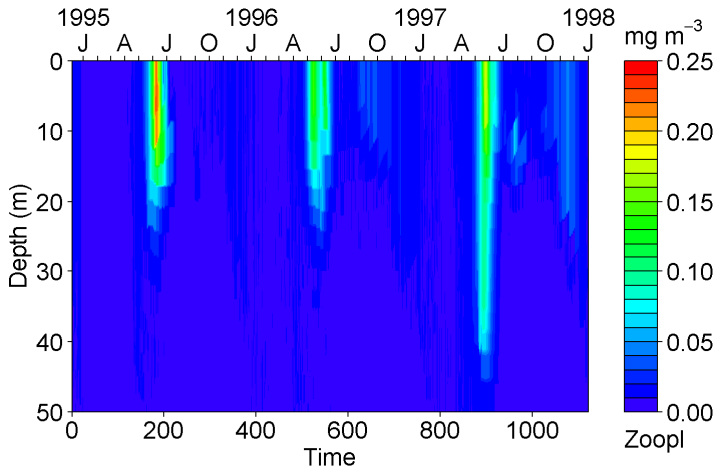


Abb. 5.10: Simulierte Zooplanktondynamik im Bodensee für den Zeitraum 1995 bis 1997.

Eine detallierte Betrachtung der Dynamik der vier Phytoplankton-Typgruppen erlaubt eine kritischere Beurteilung der Simulationsergebnisse hinsichtlich der funktionellen Eigenschaften der Algen (Abb. 5.11). Gute Ergebnisse zeigt die Simulation der beiden Diatomeen-Gruppen: Während kleine Diatomeen im Frühjahr wachsen, sind große Diatomeen nach der Klarwasserphase dominant. Auch die kleinen nicht-Diatomeen zeigen Muster, die den Beobachtungen entsprechen. Sie sind im Frühjahr und Frühsommer wichtig, treten aber auch später im Jahr in geringeren Biomassen auf. Problematisch erscheint dagegen die Simulation der großen nicht-Diatomeen.

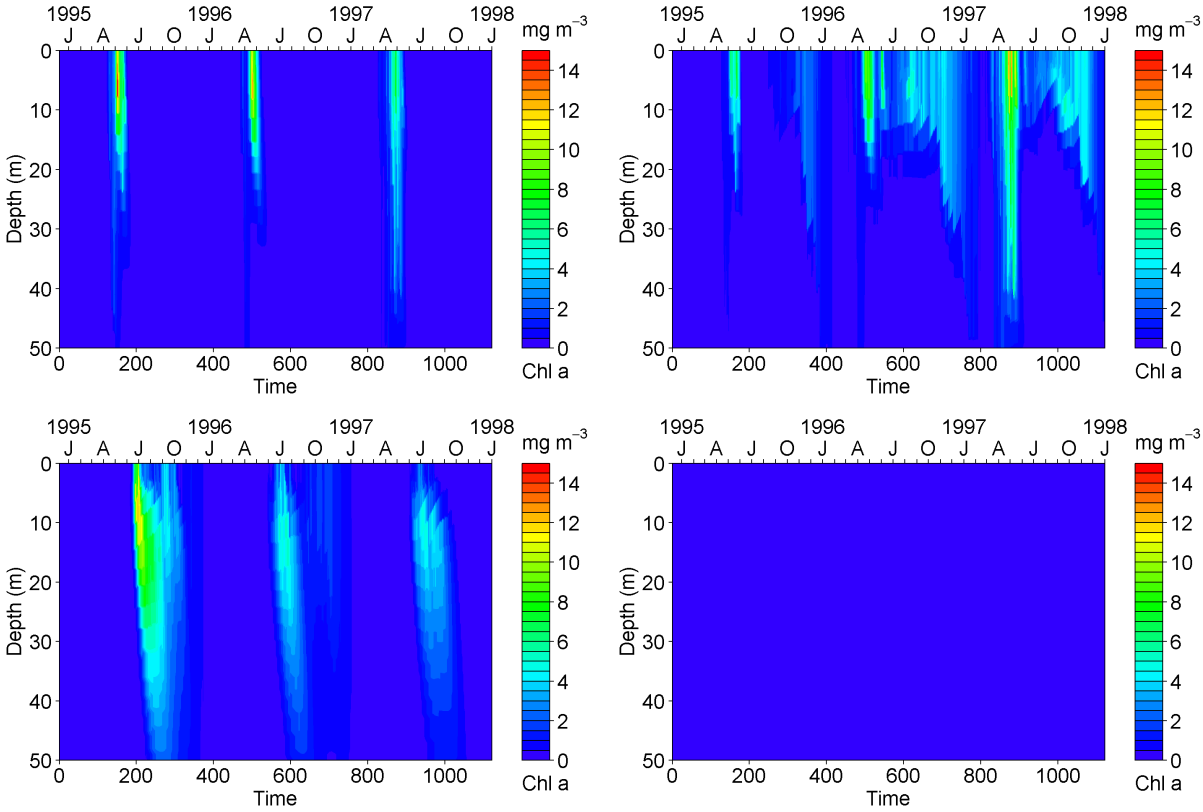


Abb. 5.11: Simulierte Dynamik der 4 funktionellen Phytoplankton-Typgruppen im Bodensee für den Zeitraum 1995 bis 1997; oben links: kleine Diatomeen, unten links: große Diatomeen, oben rechts: kleine Nicht-Diatomeen, unten rechts: große nicht-Diatomeen

Diese Typgruppe ist in der Simulation den anderen Typgruppen immer kompetitiv unterlegen und tritt nie auf. In den Freilanddaten für den Zeitraum 1995 bis 1997 ist diese Typgruppe aber vorhanden, wird allerdings fast ausschließlich nur durch mixotrophe Arten gebildet. Typische Vertreter sind hier *Ceratium*, *Peridinium* oder *Dinobryon*. Diese Algen haben unter oligotrophen Bedingungen einen Vorteil, da sie durch ihre heterotrophe Ernährungsweise Bakterien fressen können, die durch sehr hohe Phosphorgehalte charakterisiert sind (Rothhaupt und Güde, 1992). Diese zusätzliche Quelle der limitierenden Ressource Phosphor stellt einen enormen kompetitiven Vorteil dar und erklärt, warum mit fortschreitender Reoligotrophierung der Anteil mixotropher Algen im Bodensee zunimmt (Gaedke, 1993). Da CAEDYM derzeitig nicht in der Lage ist, mixotrophe Ernährungsweisen zu simulieren, kann dieser kompetitive Vorteil der Typgruppe nicht in den Simulationen dargestellt werden. Die Typgruppe der großen nicht-Diatomeen entspricht hinsichtlich ihrer physiologischen Eigenschaften vielmehr euraphenten großen nicht-Diatomeen, wie z.B. *Microcystis* oder große *Desmidiaceen*. Eine adaequate Simulation der mixotrophen Arten setzt eine Erweiterung des bestehenden Modells voraus und ist im Rahmen von BodenseeOnline nicht realisierbar gewesen, stellt aber wissenschaftlich einen neuwertigen und hochinteressaten Forschungsbereich dar, der in zukünftigen Untersuchungen zur Funktionsweise aquatischer Ökosysteme verschiedener Trophiestufen Berücksichtigung finden sollte.

Um das Verhalten des ökologischen Modells unter verschiedenen Trophie-Bedingungen zu untersuchen, wurden Langzeitsimulationen über den Zeitraum 1979 bis 2000 durchgeführt. In diesem Zeitraum verringerte sich die externe Phosphorbelastung des Bodensees von etwa 900 Tonnen pro Jahr auf etwa 200 Tonnen pro Jahr. Die Konzentration an gelösten Phosphor zeigt in dem Simulationen eine dementsprechende Verdünnungskurve. Die Phosphorkonzentrationen in den oberen 20m des Bodensees zeigen saisonale Schwankungen mit hohen Konzentrationen im Winter und geringeren Konzentrationen während der Vegetationsphase. Insgesamt zeigt sich langfristig eine Abnahme von über 80µgP L^{-1} bis unter 20 µgP L^{-1} (Abb. 5.12), was den Messungen im Freiland in etwa entspricht. Damit einhergehend ist eine Abnahme der Chlorophyllkonzentration zu beobachten. Hierbei ist allerdings eine deutlich Abnahme der Chlorophyllkonzentrationen während der Frühjahrsblüte erst ab etwa Mitte der 90er Jahre zu sehen (Abb. 5.12), während die entsprechenden Konzentrationen im Sommer schon merklich früher eine deutliche Abnahme zeigten. Diese höhere Sensitivität der Chlorophyllkonzentrationen im Sommer gegenüber einer Reoligotrophierung, im Vergleich zu der Frühjahresentwicklung des Phytoplanktons, ist auch aus empirischen Studien belegt (Gaedke, 1998).

Parallel zu der Abnahme der Chlorophyllkonzentration im Zuge der Reoligotrophierung, zeigt das Modell auch eine qualitative Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung. Während in den hoch-eutrophen Jahren die funktionelle Typgruppe der großen nicht-Diatomeen im Sommer die dominante Gruppe bildete, wurde mit fortschreitender Reoligotrophierung diese Algengruppe durch die großen Diatomeen ersetzt. Entsprechend der Parameterisierung der funktionellen Gruppen sind große Diatomeen bessere Kompetitoren um gelösten Phsophor, als die großen nicht-Diatomeen. Diese Reaktion der Phytoplankton-Gemeinschaft ist somit plausibel. Eine entsprechende Veränderung der Phytoplankton-Gemeinschaft im Feld ist ebenfalls zu beobachten gewesen, z.B. durch das Verschwinden kolonialer Blaualgen (z.B. *Anabaena*, *Microcystis*). Dieses Resultat unterstreicht nochmals die Berechtigung, die Typgruppe der großen nicht-Diatomeen in die Konfiguration des ökologischen Modells mit aufzunehmen, da sie eine Übertragbarkeit des Systems auf Gewässer mit höherer Trophie ermöglicht. Die oben diskutierten Probleme mit dieser Typgruppe in den Simulationen des Referenzzeitraums 1995 bis 1997 bleiben natürlich unabhängig davon bestehen.

Eine eingehendere Untersuchung der Veränderungen in der qualitativen Zusammensetzung des Phytoplanktons im Bodensee und deren Vergleich mit den Modellergebnissen bietet eine weitere interessante Richtung zukünftiger Forschungsaktivitäten.

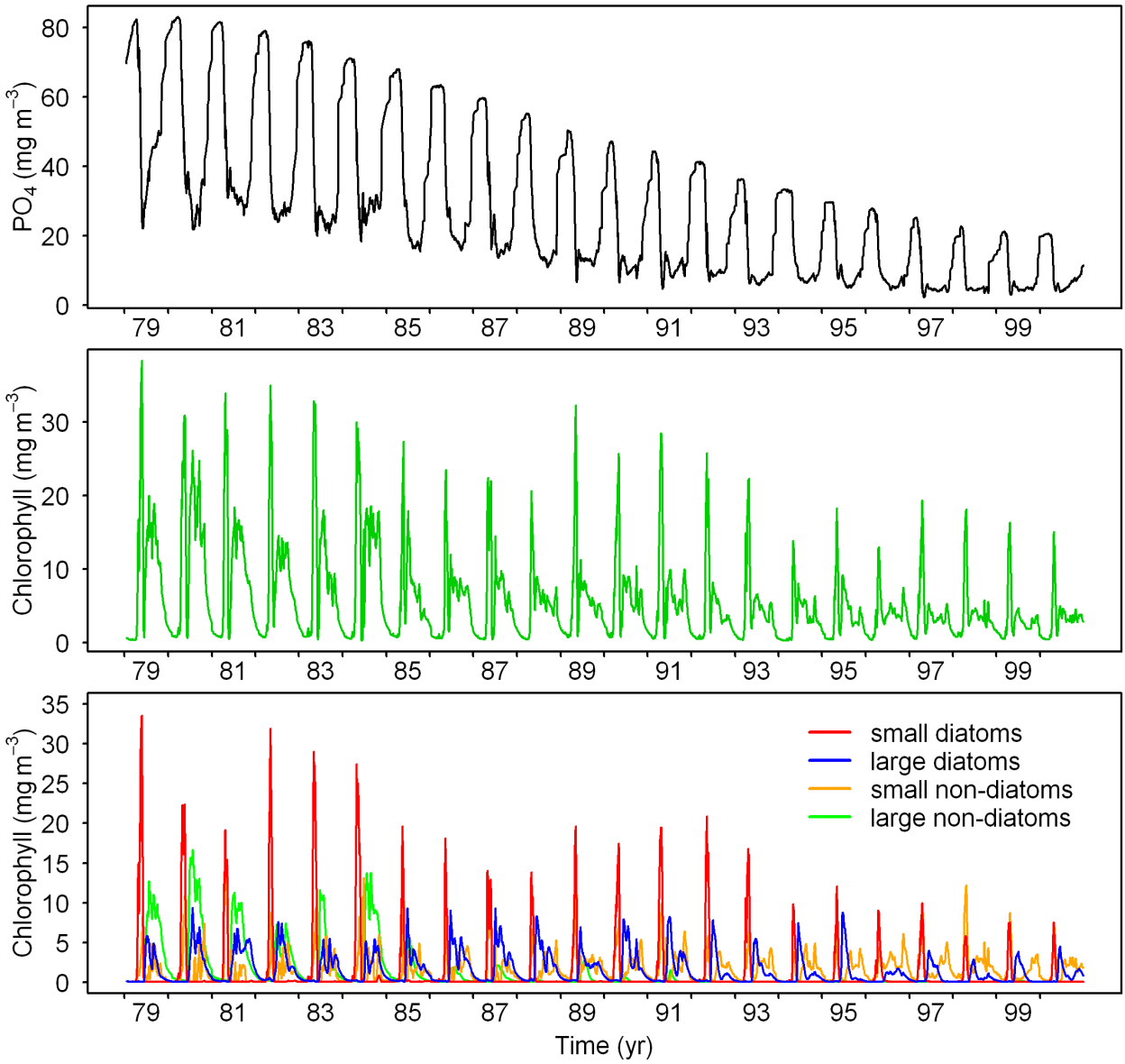


Abb. 5.12: Ergebnisse einer Langzeitsimulation für den Bodensee im Zeitraum 1979 (eutroph) bis 2000 (meso-/oligotroph). Dargestellt sind Mittelwerte über die oberen 20m für gelösten Phosphor (oben), Gesamt-Chlorophyllkonzentration (Mitte) und die Chlorophyllkonzentrationen der einzelnen funktionellen Phytoplankton-Typgruppen (unten)

Bei Betrachtung von Jahresmittelwerten zeigt das gemessene Biovolumen der Algengemeinschaft im Bodensee eine Abnahme von über 8 g m^{-2} auf unter 4 g m^{-2}, d.h. eine Reduktion um mehr als 50% (Abb. 5.13). Die Simulationsergebnisse zeigen eine Reduktion der Chlorophyllkonzentration in derselben Größenordnung. Die Reaktion des Ökosystems Bodensee auf die Reoligotrophierung kann somit vom Modell gut nachvollzogen werden. Kritisch ist hierbei allerdings anzumerken, dass die Messdaten in einzelnen Jahren während der Reoligotrophierung außerordentlich hohe Biomassen zeigen, z.B. das Jahr 1988 in Abb. 5.13, was in den Simulationen nicht zu beobachten ist. Letztere zeigt eine mehr oder weniger kontinuierliche Abnahme der Algenbiomasse. Eine eingehendere Untersuchung der Messdaten, insbesondere der qualitativen Zusammensetzung der Algengemeinschaft, kann hier weiteren Aufschluss über mögliche Ursachen aufzeigen.

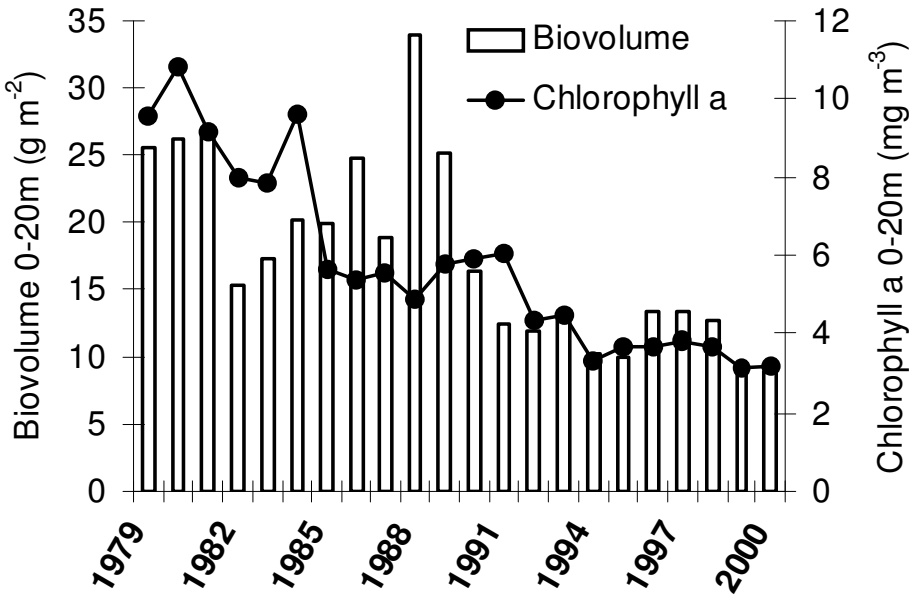


Abb. 5.13: Jährliche Mittelwerte des gemessenen Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons im Bodensee (Säulen, flächenbezogene Summe von 0-20m) und der simulierten Chlorophyllkonzentration (Punkte, Tiefengewichtetes Mittel von 0-20m).

Insgesamt zeigt sich, dass das etablierte ökologische Modell für den Bodensee wichtige Muster in der Phytoplanktondynamik des Bodensees abbilden kann. Dies bezieht sich sowohl auf saisonale Entwicklung der Algen, als auch auf langfristige Veränderungen über mehrere Jahre, sowie die damit einhergehenden qualitativen Veränderungen der funktionalen Eigenschaften der beteiligten Phytoplanktontaxa.

5.7 Übertragung des ökologischen Modells auf andere Gewässer

Im Rahmen einer Zusammenarbeit mit der Research Group on Climate Change and Climate Impacts der Université De Genéve wurde die Anwendung des eindimensionalen Modellsystems (DYRESM-CAEDYM) auf den Genfer See realisiert. Während eines zweimonatigen Gastaufenthaltes von Dipl.-Geogr. Diana Forster am Limnologischen Institut wurden die wesentlichen Schritte dieser Anwendung in Kooperation realisiert. Die Ergebnisse zeigten, dass das entwickelte Modellsystem die Dynamik des Phytoplanktons im Genfer See gut reproduzieren kann (Abb. 5.14). Mit Ausnahme der Algenentwicklung im Frühjahr 2001, wo das Modell eine starke Entwicklung vorhersagt, in den Messdaten, aber nur ein verhältnismäßig geringe Algenentwicklung zu beobachten ist, zeigt die Simulation hinsichtlich der zeitlichen Dynamik und der erreichten Biomassen des Phytoplanktons eine gute Übereinstimmung mit den Beobachtungen.

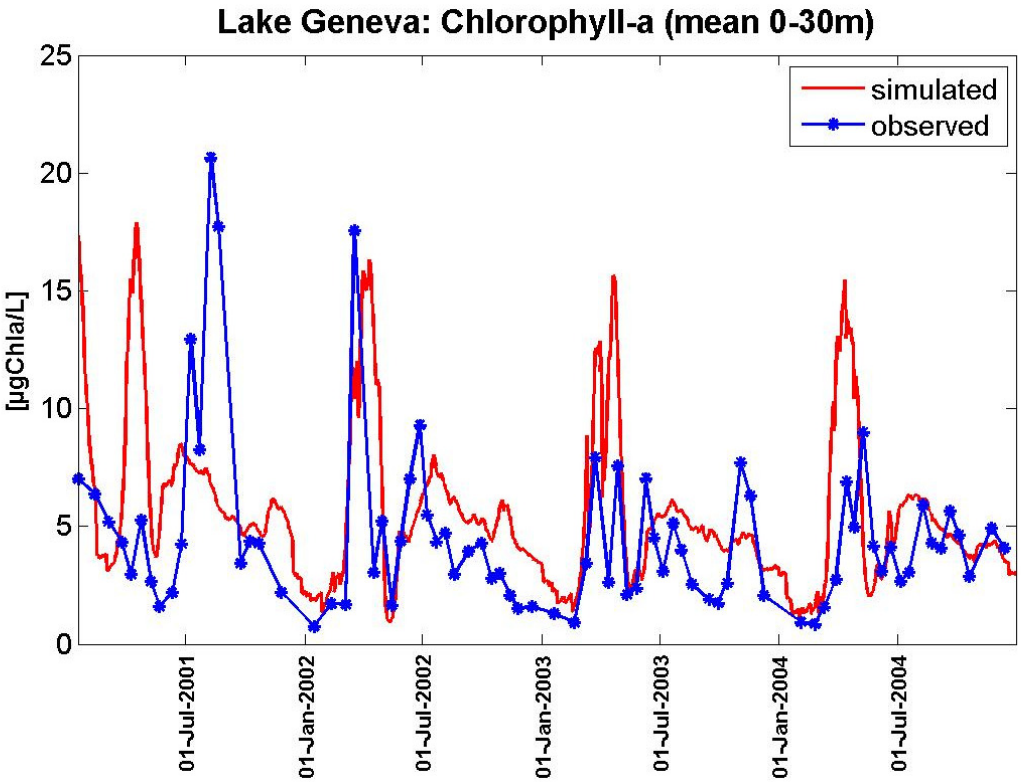


Abb. 5.14: Anwendung von DYRESM-CAEDYM auf den Genfer See für den Zeitraum 2001 bis 2004, rote Linie: Modell, blaue Linie: Messdaten (Mittelwert 0-30m).

5.8 Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation mit DYRESM-ELCOM (3D)

In Zusammenarbeit mit den Teilprojekten 1 und 3 wurde die erarbeitete Modellkonfiguration von CAEDYM mit dem hydrodynamischen 3DModell ELCOM gekoppelt. Simulationen mit dem gekoppelten, dreidimensionalen Modellsystem zeigen, dass die horizontale Verteilung von ökologischen Zustandsgrößen im Bodensee oft sehr heterogen ist (z.B. Abb. 5.15) und die damit verbundenen räumlichen Effekte auch einen Einfluss auf die Dynamik des Gesamtsystems haben. Das heißt, dass die quantitativen Ergebnisse für eindimensionale und dreidimensionale Simulationen unterschiedlich sind. Hinsichtlich der charakteristischen Muster und der qualitativen Modellergebnisse sind diese Unterschiede jedoch von geringerer Bedeutung.

Auf die dreidimensionale Simulation von Temperatur und Planktondynamik wird eingehend im Kap. 9 im Rahmen der gemeinsam durchgeführten Messkampagne eingegangen. Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf diesen Punkt nicht weiter eingegangen.

Im Kapitel 5.3 wurde bereits erläutert, dass es bei der hydrodynamischen Simulation mit eindimensionalen Modellen nach wie vor Probleme mit der Tiefenwasserdurchmischung (deep mixing) gibt, weil die relevanten Prozesse auf dreidimensionale Phänomene zurückzuführen sind. Dies ist insbesondere relevant für die Simulation des Sauerstoffgehalts im Tiefenwasser, welche durch die Tiefenwassererneuerung maßgeblich beeinflusst wird. Da eine eindimensionale Simulation hier nicht sinnvoll anwendbar ist, wurde im vorherigen Kapitel darauf nicht eingegangen. Eine Simulation im dreidimensionalen Modell bietet dagegen die Möglichkeit, diese Prozesse explizit berücksichtigen zu können. Nachteilig wirken sich hier allerdings die relativ langen Rechenzeiten aus.

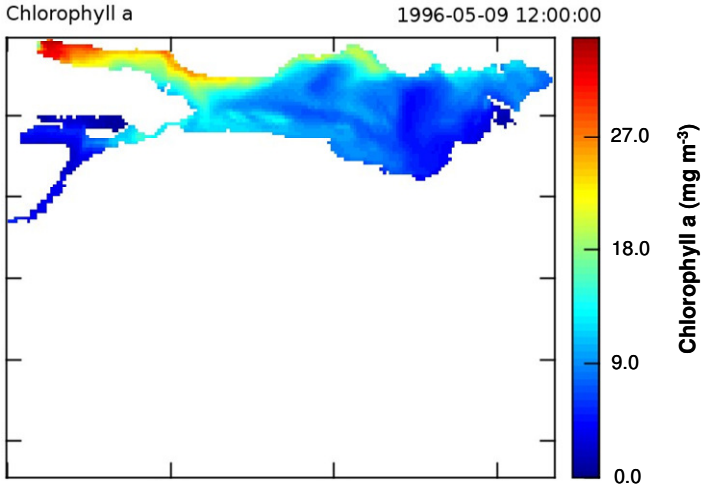


Abb. 5.15: Simulierte Chlorophyllverteilung an der Oberfläche des Bodensees am 09. Mai 1996 in einer gekoppelten hydrodynamisch-ökologischen Simulation mit ELCOM-CAEDYM (Simulation: Magdalena Eder).

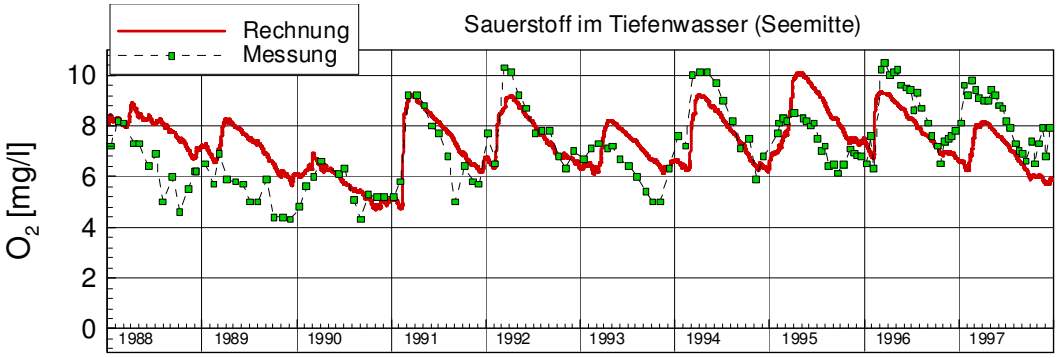


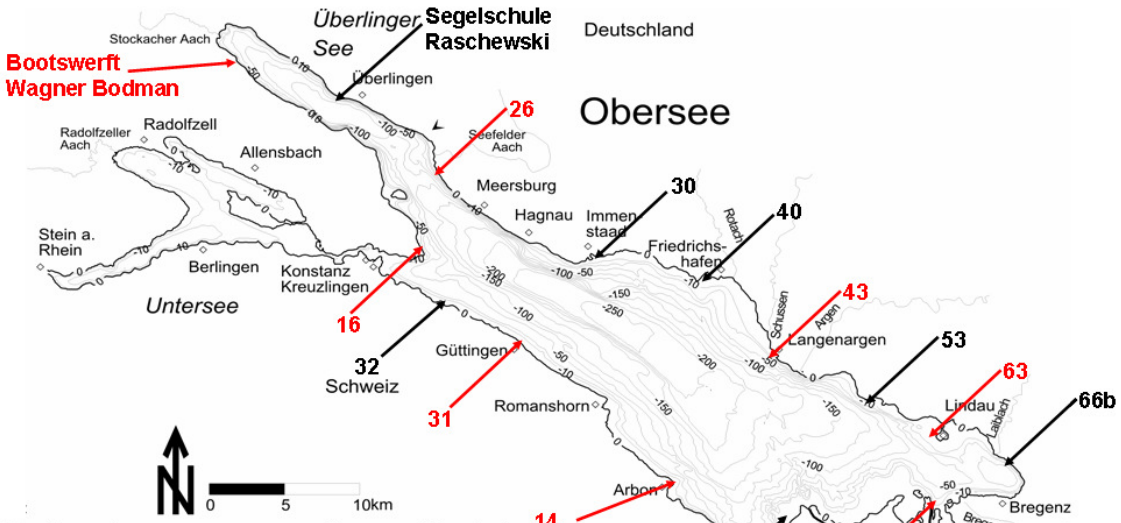
Abb. 5.16: Simulierte Sauerstoffkonzentration in 250m Tiefe im Bodensee mit ELCOM-CAEDYM (grobes horizontales grid) im Zeitraum 1988 bis 1997 (Simulation: Magdalena Eder).

In einer experimentellen Studie wurde in Zusammenarbeit mit den Teilprojekten 1 und 3 versucht, eine langfristige, dreidimensionale, gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation zu realisieren. Hierzu wurde ein relativ grobes horizontales Gitter für das dreidimensionale Modell verwendet, welches einerseits die relevanten dreidimensionalen Prozesse noch abbilden kann, andererseits aufgrund der geringeren horizontalen Auflösung wesentlich kürzere Rechenzeiten aufweist. Die Ergebnisse dieser Studie sind in Abb. 5.16 und im Kap. 4 gezeigt. Die Simulation der Tiefenwassertemperatur, als Indikator für die Intensität der Tiefenwassererneuerung, konnte die beobachteten Muster in den langfristigen Entwicklungen der Tiefenwassertemperatur gut reproduzieren (siehe Kap. 4 für Details). Auf dieser Basis konnte auch eine realitätsnahe Simulation der Sauerstoffkonzentration realisiert werden. Sowohl die typischen saisonalen Verläufe der Sauerstoffkonzentration („Sägezahnkurven“), als auch die interanuelle Variabilität in der Tiefenwassererneuerung und die damit verbundenen unterschiedlich stark ausgeprägten Anstiege der Sauerstoffkonzentration konnten vom Modell gut wiedergegeben werden. Für weitergehende Studien zu Prozessen, die eine quantitative Simulation der Tiefenwassererneuerung voraussetzen, bildet die Verwendung dieses groben horizontalen Modell-Grids einen vielversprechenden Ansatz.

5.9 Messungen zur horizontalen Temperaturverteilung im Bodenseelitoral während der Erwärmungsperiode 2007

Zusätzlich zur im Kap. 9 dargestellten Messkampagne, wurde vom TP4 außerdem eine Messung der horizontalen Temperaturverteilung und deren zeitlicher Entwicklung im Bodenseelitoral durchgeführtrt. Der Zeitraum dieser Messungen betrug März bis Juni 2007. Die Ziele dieser Kampagnen waren die Erfassung (i) des zeitlich hochaufgelöstem Ablauf der Erwärmungsperiode, (ii) horizontaler Unterschiede in der Temperaturentwicklung und (iii) der räumlich-zeitlichen Variabilität der Temperatur durch die Aktivität von internen Wellen (Auswertung durch Dr. Andreas Lorke).

Zur Erfassung der seeweiten Temperaturentwicklung im Frühjahr wurden an 16 Positionen Temperaturlogger (Abb. 5.17) ausgebracht. Da eine Ausbringung von separaten Verankerungen für diese Logger im Bodensee durch die potentielle Behinderung von Fischerei und Schifffahrt nicht möglich ist, wurden die Logger im Litoralbereich exponiert und vorhandene Strukturen (Seezeichen, Hafenanlagen) zur Verankerung der Logger benutzt. An jeder Position wurden zwei Logger (TR-1050, RBR, Kanada) in zwei Tiefen (1.5m und 6.0m Tiefe) exponiert. Die Ausbringung erfolgte in der 2. Märzwoche.



Messung März-November		Messung März-Juni	
Seefahrtszeichen-Nr.	Standort	Seefahrtszeichen-Nr.	Standort
3	Altenrhein (CH)	14	Arbon (CH)
30	Immenstaad	16	Konstanz
32	Landschlacht (CH)	26	Unteruhldingen
40	Friedrichshafen	31	Güttingen
53	Nonnenhorn	43	Langenargen
66b	Lochau (AT)	63	Lindau
Segelschule Raschewski Überlingen		82	Rheindamm (AT)
		Bootswerft Wagner Bodman	

Abb. 5.17: Positionen für die Ausbringung der Temperaturlogger zur seeweiten Erfassung der Temperaturentwicklung im Bodensee.

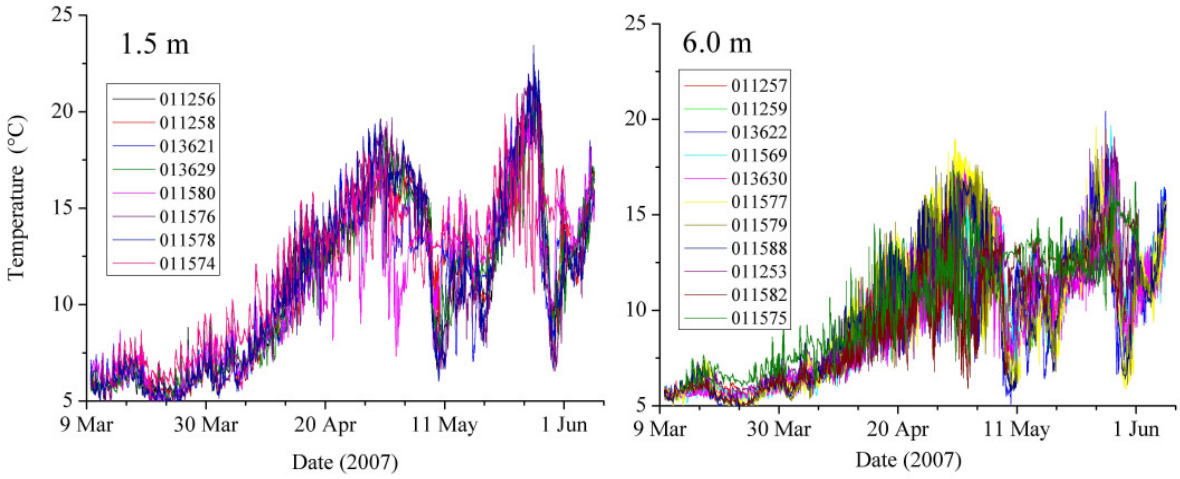


Abb. 5.18: Temperaturdaten der ausgebrachten Temperaturlogger in 1.5m Tiefe (links) und 6.0m Tiefe (rechts).

Die Auswertung der Temperaturdaten zeigte eine enorme zeitliche Variabilität der Temperatur durch hochfrequente interne Wellen (Abb. 5.18). Die durch die meteorologischen Rahmenbedingungen vorgegebene Temperaturentwicklung verläuft prinzipiell im gesamten See gleich, lokal gibt es aber deutliche Unterschiede in der Dynamik der Erwärmung und Abkühlung. Insgesamt laufen die Temperaturänderungen in 1.5m Tiefe natürlich schneller ab, als in 6m Tiefe, allerdings ist die zeitliche Temperaturfluktuation in 6m Tiefe viel höher durch die räumliche Nähe zur Thermokline und der Aktivität von internen Wellen. Demgegenüber sind diurnale Schwankungen in 1.5m Tiefe ausgeprägter. Eine ausführlichere Auswertung dieses Datensatzes wird in Kooperation mit der Arbeitsgruppe Umweltphysik (Limnologisches Institut, Uni Konstanz) derzeitig durchgeführt.

5.10 Etablierte Kooperationen

- **Dr. Gideon Gal, Kinneret Limnological Institute, Israel:** Im Rahmen eines zweimonatigen Gastaufenthaltes am Kinneret Limnological Laboratory (Israel) wurde die Anpassung von DYRESM-CAEDYM auf den Bodensee realisiert. Der Aufenthalt wurde durch ein Stipendium vom „German-Israeli Young Scientists Exchange Program“, welches beim Projektträger Wassertechnologie und Entsorgung am Forschungszentrum Karlsruhe erfolgreich beantragt wurde, finanziert. Die Arbeitsgruppe von Dr. Zohary und Dr. Gal besitzt langjährige Erfahrung in der Anwendung von DYRESM-CAEDYM auf den See Genezareth. Durch diese Kooperation konnte das Modellsystem sehr effizient aufgesetzt werden.
- **Prof. M. Beniston, Dipl. Geogr. Diana Forster, Université De Genéve, Research group on Climate Change and Climate Impacts, Schweiz:** Im Rahmen eines zweimonatigen Gastaufenthaltes von Frau Forster am ILK wurde die Anwendung von DYRESM-CAEDYM auf den Genfer See realisiert. Dies geschah im Rahmen eines Projektes zur Untersuchung der Effekte der Klimaerwärmung auf die Wasserqualität und das Auftreten metalimnischer Cyanobakterien im Genfer See (Cyanoclim, SNF-Projekt).
- **Dr. P. Kasprzak & Dr. B. Wiese Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Abteilung Limnologie geschichteter Seen:** Dr. Wiese beschäftigte sich während eines vierwöchigen Gastaufenthaltes am ILK mit der Anwendung von DYRESM-CAEDYM auf den Stechlinsee. Hierfür wurde die bestehende Modellkonfiguration für den Bodensee zur Verfügung gestellt.

- **Dr. T. Wolf, Dr. H.B. Stich, Dr. R. Kümmerlin, LUBW, Institut für Seenforschung (ISF) Langenargen:** Dr. Stich und Dr. Kümmerlin hatten beratende Funktion in der Interpretation der Langzeitdaten für das Zoo- und Phytoplankton, welche am ISF im Rahmen des IGKB-Monitorings erfasst werden. Dr. Wolf war aktiv in die Durchführung der Messkampagne (siehe Kap. 9) eingebunden, zu der das ISF durch die Bereitstellung von Schiffszeiten und Messsonden massgeblich beigetragen hat.
- **Prof. Dr. F. Peeters, Dr. Andreas Lorke, Dipl. Biol. Andrea Huber, Dipl. Biomat. Kristine Schalau, Uni Konstanz, Limnologisches Institut, Lehrstuhl Umweltphysik (Uphys):** Die Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Umweltphysik war vielschichtig. Für die Messkampagnen stellte Uphys Infrastruktur in Form von CTD-Sonden, ADCPs und Temperaturloggern, sowie personelle Unterstützung für das Freilandprogramm zur Verfügung. Die Daten (z.B. Wassertemperatur aus Thermistorkette) der Messboje im Überlinger See, die von der Uphys betreut wird, standen BodenseeOnline für Modellvalidationen zur Verfügung. Weitere Kooperationen bezogen sich auf das Projekt ZOOPATCH (DFG, Lorke), MOPPS (DFG, Peeters) und das Teilprojekt D9 im SFB454 (DFG, Lorke). Bei ZOOPATCH wurde die Patchiness des Zooplanktons im Bodensee mit hydroakustischen Methoden untersucht. Die BodenseeOnline-Messkampagne und das Freilandprogramm von ZOOPATCH wurden gemeinsam durchgeführt, so daß die Ergebnisse beider Projekte verknüpft werden konnten (siehe Kap. 9). Das Projekt MOPPS untersucht die möglichen Folgen der Klimaerwärmung auf die Frühjahressukzession des Planktons durch ökologische Modellierung. Die Ergebnisse von MOPPS sind für die Langfristprognosen von BodenseeOnline relevant und die Erkenntnisse der ökologischen Modellierung innerhalb von BodenseeOnline wurden von MOPPS für Modellerweiterungen benutzt. Eine detaillierte Modellstudie der Phytoplankton-Zooplankton-Interaktionen wurde in Kooperation durchgeführt. Eine Freilandmessung zur horizontalen Temperaturverteilung im Bodensee wurde in Kooperation mit dem Projekt D9 des SFB454 durchgeführt.
- **Prof. Reiner Eckmann, Dipl.-Biol. Wolfgang Probst Uni Konstanz, Limnologisches Institut, Lehrstuhl Fischökologie:** Im Rahmen der Messkampagne (siehe Kap. 9) beteiligte sich der Lehrstuhl Fischökologie und realisierte die hydroakustische Erfassung der Abundanz und Verteilung von Fischen mittels Echolot.

5.11 Ausblick

- Vergleich von Modell-basierten Vorhersagen über die funktionellen Eigenschaften der Phytoplankton-Gemeinschaft mit Langzeitdaten. Test von Hypothesen zur positiven Selektion bestimmter funktioneller Eigenschaften im Verlauf der Reoligotrophikation. Hier bietet sich insbesondere die Rolle der mixotrophen Algen an, welches wiederum eine entsprechende Erweiterung des Modells voraussetzt. Ein weiterer Aspekt könnte die Einführung metalimnischer Blaualgen (z.B. *Planktothrix*) in das Modellsystem darstellen und eine Anwendung auf andere Voralpenseen, in denen diese Algen auftreten.
- Durch den Vergleich von eindimensionalen und dreidimensionalen gekoppelten hydrodynamisch-ökologischen Modellen kann die Rolle räumlicher Effekte für die Dynamik aquatischer Ökosysteme untersucht werden (spatial ecology of lakes).
- Die Simulation der Tiefenwassermischung und –erneuerung mit dem groben 3D-Model (Kap. 5.7) kann in langfristigen Modellrechnungen eingesetzt werden. Dies bietet interessante Ansatzpunkte für die Modellierung von Langzeitentwicklungen der Sauerstoffdynamik im Tiefenwasser. Hiermit können die positiven Auswirkungen der Reoligotrophierung demonstriert werden, die den See resistenter gegenüber die negativen Konsequenzen verringerter Tiefenwassererneuerung machen.

- Eine detailliertere Auflösung der relevanten Prozesse im Microbial Loop und der Nährstoffkreisläufe wäre eine sinnvolle Erweiterung des bestehenden Modellsystems, insbesondere auch in Hinsicht auf die Reoligotrophierung und der damit verbundenen Rolle der Bakterien im epilimnischen, kurzgeschlossenen P-Kreislauf.
- Ein Vergleich des entwickelten Modellsystems mit bestehenden Modellsystemen (z.B. SALMO, TU Dresden oder BELAMO, EAWAG Zürich) würde eine prozess-basierte Analyse der Vor- und Nachteile der einzelnen Modellsysteme erlauben. Ein derartiger Vergleich könnte wichtige Impulse für die Weiterentwicklung der Wassergütemodelle geben.
- Eine Kopplung des bestehenden Modellsystems mit hydrologischen Stofftransportmodellen wäre sinnvoll, um Effekte im Einzugsgebiet explizit berücksichtigen zu können. Dies ist z.B. relevant bei der Untersuchung von Landnutzungseffekten auf die Wasserqualität von Standgewässern.
- Durch die explizite Berücksichtigung hydrodynamischer Prozesse erlaubt das Modellsystem eine mechanistische Verbindung zwischen meteorologischen Randbedingungen und ökologischen Prozessen in Seen herzustellen. Dies ermöglicht vielfältige Anwendung in der Klimafolgenforschung und der quantitativen Auswirkung des Klimawandels auf die Wasserqualität von Seen.

6 Biogene Calcitfällung (TP5)

6.1 Einleitung

Calciumcarbonat ist eines der am häufigsten vorkommenden Mineralien und tritt neben Aragonit meist als Calcit auf. Calcit - ein Calciumsalz der Kohlensäure - entsteht unter anderem in natürlichen Gewässern während Phasen von massivem Biomassewachstum (Algenblüte) durch den photosynthetischen CO_2-Entzug. Dieser Prozess ist bekannt als die biogene Calcitfällung. Wie in vielen Oberflächengewässern (z.B. Hartwasserseen), kommt es auch im Bodensee mehrmals im Jahr zu biogen induzierten Ausfällungsereignissen von Calcitkristallen (*Stabel 1986, Kleiner 1990*). Dieser wichtige seeinterne Vorgang ist primär für das anorganische Partikelwachstum und die Sedimentbildung verantwortlich.

Im Rahmen des Teilprojektes 5 (AWBR) im F&E Vorhaben „BodenseeOnline“ wurde dieser Prozess basierend auf vorhandenen wissenschaftlichen Erkenntnissen weiterführend untersucht, wobei die Betrachtung auf drei verschiedenen Ebenen erfolgte (Abb. 6.1). Neben der grundlegenden Prozessaufklärung wurde in Zusammenarbeit mit dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz ein Partikelwachstumsmodell entworfen, mit dem die Geschwindigkeit der Kristallbildung berechnet werden kann. Zudem wurden aktuelle und praxisorientierte Fragestellungen der am Bodensee ansässigen Seewasserwerke betrachtet. Hierzu zählten z.B. die Untersuchung der Mitfällung hygienerelevanter Bakterien während einer biogen induzierten Calcitfällungsphase und die mögliche Adsorption von aromatischen Kohlenwasserstoffen an $CaCO_3$ im Bodensee im Falle eines Gefahrstoffunfalls mit Ottokraftstoffen.

Nachfolgend sind die Ergebnisse der einzelnen Versuchs- bzw. messreihen aufgeführt.

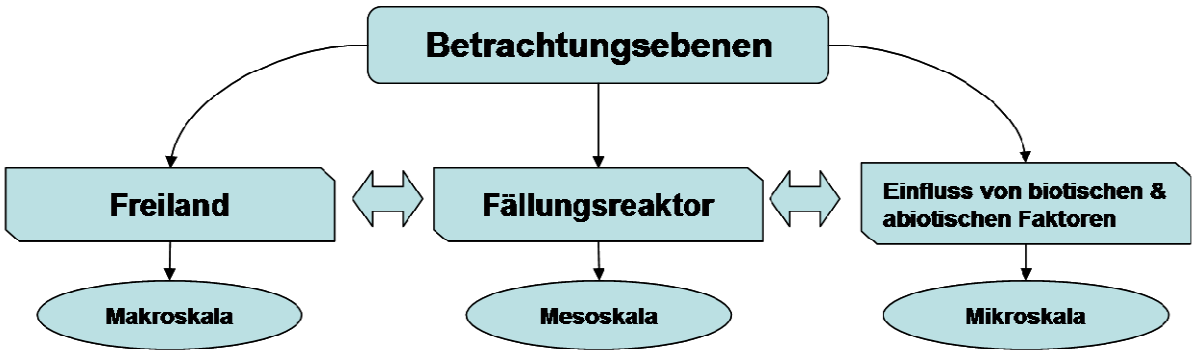


Abb. 6.1: Schematische Darstellung der Prozessbetrachtung in verschiedenen Skalen

6.2 Freilandprogramm zur Erfassung der Langzeitdynamik des Systems – Identifizierung von biogen induzierten Calcitfällungsphasen im Bodensee

Ein Bestandteil der Messkampagne 2007 war ein detailliertes Monitoringprogramm zur Erfassung der Langzeitdynamik des Systems Bodensee. Ein Hauptaugenmerk lag auf der Identifizierung von biogen induzierten Fällungsereignissen von Calcitkristallen, deren weiterführende Untersuchung (inkl. der Erstellung eines Partikelwachstumsmodells) Inhalt der Forschungsarbeiten der AWBR im Rahmen von BodenseeOnline war. Die Erhebung eines solchen Datensatzes war notwendig geworden, da die stetige Reoligotrophierung des Bodensees zu Veränderungen in der chemisch/physikalischen Zusammensetzung und Artenzusammensetzung führt. Die Durchführung dieses Monitorings erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz.

6.2.1 Ort und Zeitraum des Gewässermonitorings

Die Probenahme fand an der Messboje des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz nahe Wallhausen (Abb. 6.2) statt. Aufgrund der Tatsache, dass das Limnologische Institut bereits langjährig Daten an dieser Stelle erhebt, bestand somit die Möglichkeit parallel erhobene Wassergüteparameter zu vergleichen. Dies gilt sowohl für historische Datensätze als auch für die Erhebung zusätzlicher Daten. Das Gewässermonitoring wurde von März 2007 bis August 2007 durchgeführt.

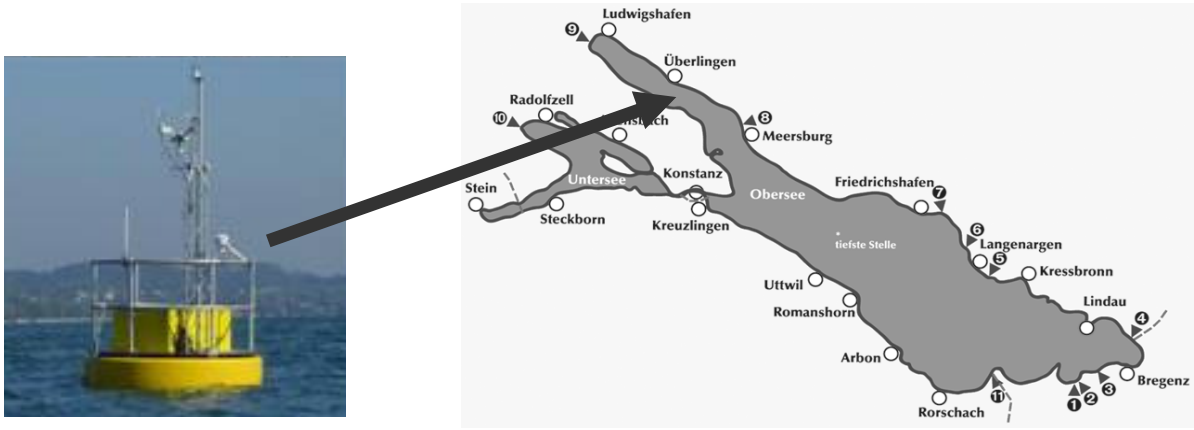


Abb. 6.2: Untersuchungsort für das 7-monatige Gewässermonitoring – Messboje des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz

6.2.2 Messprogramm

Die biogene Induzierung einer Calcitfällung im Bodensee resultiert aus einem massiven Biomassewachstum (Algenblüte). Die ansteigende photosynthetische Aktivität bedingt eine pH-Werterhöhung in den lichtdurchfluteten Wasserschichten und führt aufgrund der Verschiebung im Carbonatgleichgewicht zur Ausfällung von kristallinem $CaCO_3$ (Calcit). Neben dem Phytoplankton beeinflusst noch eine Vielzahl weiterer chemisch/physikalischer Parameter diesen Partikelbildungsprozess. Aus diesem Grund wurde sowohl der limnologische Zustand charakterisiert, als auch chemisch/physikalische Wassergüteparameter in Form von Vertikalprofilen bestimmt.

a) Limnologisches Messprogramm

Die für die Bestimmung der vorhandenen Algenspezies (Taxometrische Erfassung) und der Gesamtzellenzahl (Zellen/L) beschränkte sich auf die lichtdurchflutete Wasserschicht (Epilimnion). Die Probennahme erfolgte in Form von 4 Mischproben und wurde wie folgt unterteilt.

- Probe 1: 0 – 4 m
- Probe 2: 4 – 8 m
- Probe 3: 8 – 14 m
- Probe 4: 14 – 20 m

b) Bestimmung chemisch/physikalischer Parameter

Um alle notwendigen Wassergüteparameter für die biogene Calcitfällung im Bodensee erfassen zu können, ist die (messtechnische) Infrastruktur des Betriebs- und Forschungslabor der Bodensee-Wasservorsorgung mit der des Limnologischen Institutes der Universität Konstanz (LIK) gebündelt worden. Somit war es möglich ein Messprogramm zu konzipieren, in dem alle wichtigen Parameter für die Zustandsbeschreibung des Bodensees enthalten waren. Für die Erstellung des Vertikalprofils wurden Proben in 0 m, 2 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 60 m und 3 m über Seegrund entnommen.

6.2.3 Ausgewählte Ergebnisse

Nach dem derzeitigen Stand der Auswertung kann gezeigt werden, dass es im Zeitraum März 2007 bis August 2007 zu zwei bis drei Phasen biogen induzierter Calcitfällungsphasen kam. Das erste Calcitfällungsereignis fand mit hoher Wahrscheinlichkeit Mitte April/Anfang Mai statt. So wurde ein pH-Wertanstieg in den oberen Wasserschichten bereits Mitte April beobachtet, der Anfang Mai (Seeausfahrt vom 02.05.07) sein Maximum (pH = 9.7) erreichte (Abb. 6.3). Die Konzentrationsverläufe von Chlorophyll a und an gelöstem Calcium konnten diese Vermutung zwar nicht untermauern, aber ein pH-Wertanstieg in diesem Wertebereich ist in diesem Bereich des Bodensees in nahezu allen Fällen die Folge eines massiven Biomassewachstums (Algenblüte). Aufgrund der chemisch/physikalischen Zusammensetzung und der im Vorfeld durchgeführten Laborversuche, resultiert aus einem pH-Wertanstieg dieser Art mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ein biogen induziertes Calcitfällungsereignis. Mögliche Gründe für die nicht eindeutige Identifizierung dieser Ausfällungsphasen waren z.B. eine geringe lokale Ausdehnung. Während der Probennahme für die Bestimmung des gelösten Calciums und der Konzentration an Chlorophyll a wurde dieser Bereich dann durch interne Wasserbewegungen eventuell nicht eindeutig erfasst.

Deutlich besser sind Mitte Juni und Mitte September Calcitfällungsphasen messtechnisch erfasst worden. So kam es Mitte Juni zu einem pH-Wertanstieg, der sein vertikales Maximum bei etwa 3 bis 4 Metern besaß. Die parallel beobachtete Abnahme der Konzentration an gelöstem Calcium belegt eindeutig, dass es sich hier um die biogen induzierte Bildung von Calcitkristallen handelte. Ein zeitlich ausgedehnter Anstieg der Chlorophyll a Konzentration wurde Anfang Juli beobachtet. Nach Auswertung der Messdaten wurde deutlich, dass es sich im gesamten Epilimnion um ein erhöhtes Vorkommen an Phytoplankton handelte.

Auf Basis der Konzentration an gelöstem Calcium, kam es Ende Juli/Anfang August zur am stärksten ausgeprägten Bildung von Calcit. Messtechnisch bestimmt wurde eine Konzentration von etwa 35 mg L^{-1}. Dies bedeutet bezüglich der Ca^{2+}-Konzentration in Phasen in den es zu keiner Calcitfällung kommt (52 mg L^{-1}), eine Abnahme um ca. 33 %.

Durch die Bodensee Messkampagne 2007 und nach abgeschlossener Auswertung aller erhobener Parameter konnte ein Datensatz erstellt werden, der eine gute Charakterisierung des Bodensees erlaubt. Nach dem derzeitigen Stand der Auswertung sind im Rahmen des langfristigen Gewässermonitorings zwei bis drei Phasen biogen induzierter Calcitausfällung beobachtet worden. Nach dem Abgleich sämtlich erhobener Daten, war man in der Lage, genaue Aussagen über das zeitliche Einsetzung, das Ausmaß und die vertikale Ausdehnung formulieren zu können. Des Weiteren kann mit Hilfe der Phytoplanktonzusammensetzung gezeigt werden, welche Algenart primär an der Induzierung des Fällungsereignisses beteiligt war.

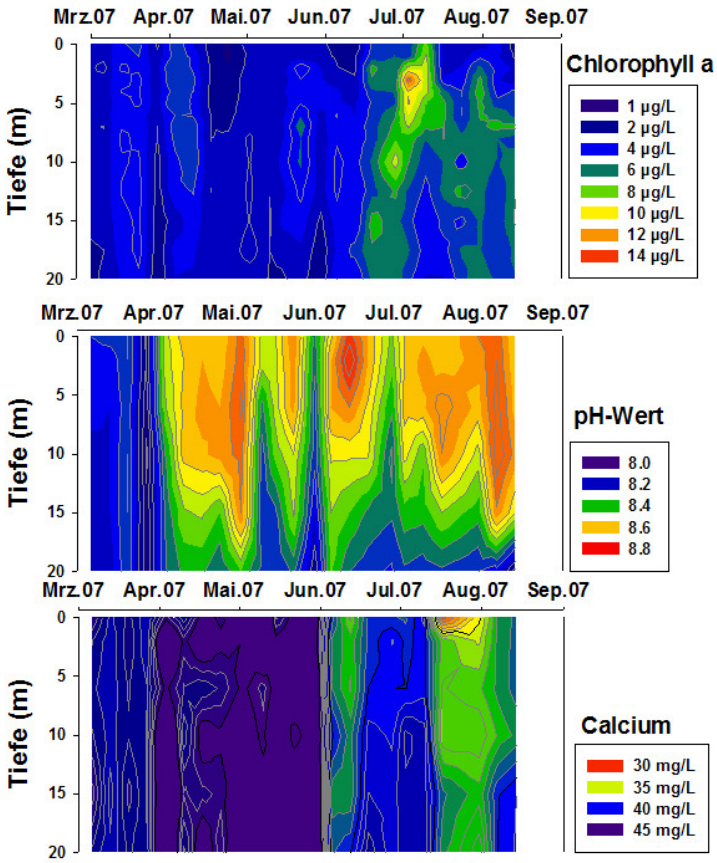


Abb. 6.3: Darstellung der Vertikalprofilmessung für die Konzentration an Chlorophyll a, den pH-Wert und für das gelöste Calcium. (Untersuchungszeitraum März 2007 bis Mitte August 2007)

6.3 Entwicklung eines Reaktorsystems zur Untersuchung von Calcitfällungsereignissen im Labormaßstab

Um die Prozesse der Calcitbildung ausführlich beschreiben zu können, wurden Laborversuchsreihen unter bodenseespezifischen Randbedingungen durchgeführt. Für die Untersuchung der Nukleierung der Calcitkristalle wurde ein Reaktor (Abb. 6.4) konzipiert, der es ermöglichte sämtliche Parameter, die für die Charakterisierung des Kristallwachstums notwendig sind, in einer sehr hohen zeitlichen Auflösung zu erfassen.

Abb. 6.4: Darstellung des entwickelten Reaktorsystems

Hierzu zählte neben der kontinuierlichen (Online-) Erfassung des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit und der Temperatur, ebenfalls die Bestimmung der Partikelkonzentration (Bereich 1.05µm bis 150 µm) in der Versuchslösung. Im Versuchswasser wurde die Partikelanzahl im Bereich 1.05 µm ≤ d_{Part}[8] ≤ 150 µm mit einem Partikelzählgerät der Firma *HIAC/ROYCO* im Offline-Modus bestimmt. Die Bestimmung erfolgt unter der Annahme einer kugeläquivalenten Partikelform. Das hier eingesetzte Messprinzip (Abb. 6.5) basiert auf der durch die Partikel hervorgerufene Laserlichtstrahlabschattung in der Messzelle (Typ HRLD-150). Weiterhin gehören zur Messapparatur die elektronische Messeinheit (Modell 9064) und der automatische Probenehmer (Modell 3000A). Durch den Einsatz dieser Messmethode, konnte nicht nur die Partikelkonzentration bzw. -anzahl gemessen werden, sondern es wurde ebenfalls die Partikelgrößenverteilung bestimmt. Die sich aus diesen beiden Messgrößen ergebende Partikeloberfläche pro Volumeneinheit, stellt eine Haupteingangsgröße für weiterführende Berechnungen (Kristallwachstumskinetik) dar.

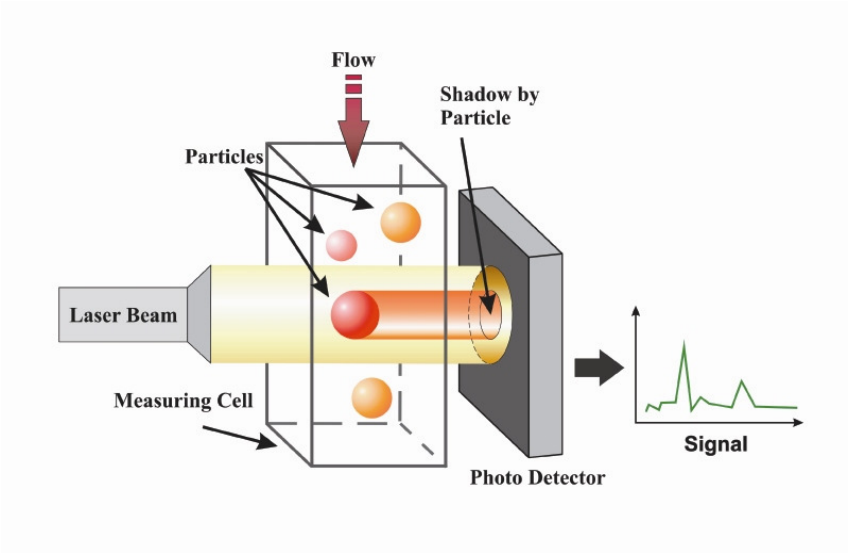


Abb. 6.5: Prinzip der Partikelzählung nach dem Messprinzip der Laserlichtabschattung (*Schick* 2000 -modifiziert-)

Durch die Möglichkeit der Offline-Probenentnahme zur Bestimmung chemischer Parameter (Ca^{2+}, Mg^{2+} etc.) konnten über die Versuchszeit sämtliche Eingangsgrößen kinetischer Wachstumsansätze messtechnisch erfasst werden.

Eine weitere Anforderung an das Reaktorsystem war, dass die zu untersuchenden Calcitfällungsphasen sowohl abiotisch (pH-Wertanstieg durch NaOH-Zugabe), als auch biogen (pH-Wertanstieg durch zugegebene Algen) induziert werden können. Somit konnten verschiedene Algenarten hinsichtlich ihrer Fähigkeit ein Calcitfällungsereignis zu induzieren, untersucht werden. Hierfür sind spezielle Lichtbänke in den Versuchsaufbau integriert worden. Zusätzlich wurde die zeitliche Steuerung der Hell-Dunkel-Phasen an die natürlichen Verhältnisse im Bodensee (ca. 3m Wassertiefe) angepasst. Als Basis dienten hier Daten, die vom Limnologischen Institut der Universität Konstanz erhoben worden sind (Abb. 6.6). Durch mikroskopische Bildanalyse (Licht-, Fluoreszenz- und REM-Mikroskopie) konnten z.B. Mitfällungen partikulärer Wasserinhaltsstoffe visuell sichtbar gemacht werden.

[8] kugeläquivalenter Durchmesser

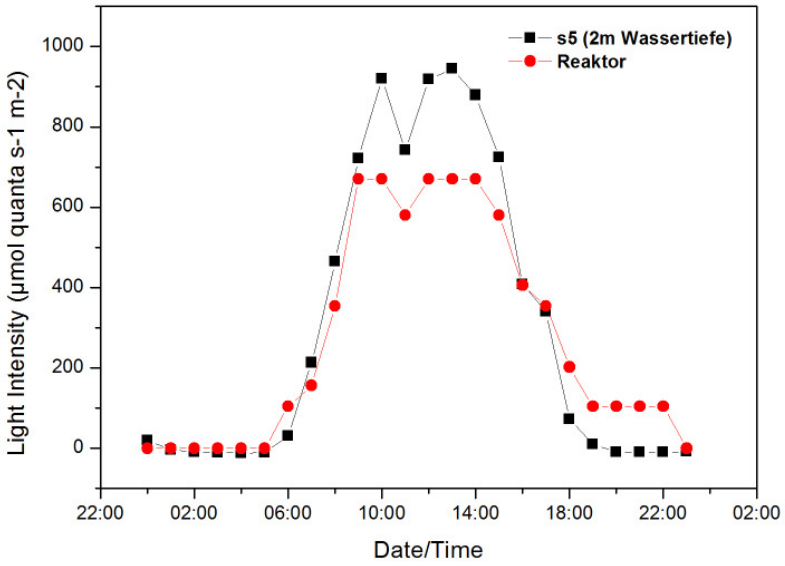


Abb. 6.6: Entwicklung eines Hell-Dunkel-Zyklus (Tag/Nacht) auf Basis von hochfrequenten Lichtmessung des Limnologischen Institutes der Universität Konstanz

Das hier entwickelte Reaktorsystem stellte die Grundlage für die zeitlich hochaufgelöste Untersuchung von abiotisch und biotisch induzierten Calcitfällungsereignissen im Labormaßstab dar, in denen sich an bodenseenahe Randbedingungen orientiert wurde.

6.4 Mitfällung von Bakterien während der Calcitkristallbildung

6.4.1 Einleitung

Um den Prozess der biogenen Calcitfällung aufzuklären, ist neben der Betrachtung der Induzierungs-, Nukleierungs- und Kristallwachstumsprozesse ebenfalls die Untersuchung parallel ablaufender Vorgänge notwendig. Die Mitfällung von gelösten und partikulären Wasserinhaltsstoffen spielt hierbei eine zentrale Rolle und wurde z.B. für gelöste Wasserinhaltsstoffe intensiv untersucht. Weiterführend sind diese Ergebnisse technologisch nutzbar gemacht worden, indem eine künstlich induzierte Calcitfällung für die Renaturierung von Gewässern und Grundwasseraquifer eingesetzt wurde. Dabei zählt die Entfernung von Phosphat durch Calcitfällungsereignisse zur Renaturierung eutropher Gewässer (*Dittrich et al. 1995, 1997*) und die Entfernung von zweiwertigen Metallionen (Pb, Zn, Ba und Cd) aus Grundwasseraquifern (*Kleiner 1990, Fujita et al. 2000, Warren et al. 2001*) sicherlich zu den wichtigsten Anwendungsfällen. Hinsichtlich der Mitfällung partikulärer Wasserinhaltsstoffe konnte in früheren Arbeiten gezeigt werden, dass z.B. die für die Induzierung verantwortlichen Algen in die sich bildende Kristalle eingebaut werden und mit sedimentieren (*Dittrich et al. 2004, Küchler-Krischun 1990*).

Vor dem Hintergrund der Bedeutung der Bakterien für aquatische Systeme, ist im Rahmen dieser Arbeit speziell die Mitfällung von Bakterien im Bodensee bzw. unter bodenseespezifischen Randbedingungen untersucht worden. Die Motivation für die Betrachtung der Bakterien resultiert u. a. aus der Schlüsselstellung für wichtige geochemische und biologische Stoffkreisläufe. So bildet z.B. die Gruppe der Cyanobakterien zusammen mit anderen Algenarten als Phytoplankton die Nahrungsgrundlage vieler Ökosysteme.

Weiterhin ist das Vorkommen bestimmter Bakterien ein Hinweis auf anthropogene Verschmutzungen des Bodensees. Wird bei Untersuchungen nach TrinkwV 2001 *Escherichia coli (E.coli)* und *Enterococcus faecalis (E.faecalis)* im Bodenseewasser nachgewiesen, deutet dies auf eine Fäkalverunreinigung hin. Aufgrund der Relevanz dieser Fäkalindikatoren für die am Bodensee befindlichen Wasserversorgungsunternehmen und dem hohen Kenntnisstand zu diesen Bakterienarten, sind für die Mitfällungsversuche *E.coli* und *E.faecalis* als Modellorganismen gewählt worden. Zudem kommt die ausgeprägte Heterogenität der bakteriellen Zusammensetzung des Bodenseewassers.

Ziel der hier vorliegenden Arbeit war es, im Labormaßstab aufzuklären inwieweit es bei Anwesenheit von *E.coli* und *E.faecalis* und einer anorganisch induzierten Calcitkristallbildung zu Mitfällungsvorgängen hinsichtlich der Bakterien kommt. Neben der qualitativen und quantitativen Betrachtung der Mitfällung, lag ein weiterer Schwerpunkt auf der Untersuchung des zellphysiologischen Zustandes der im Sediment befindlichen Bakterien. Da es sich bei den verwendeten Bakterienspezies sowohl um gram-negative (*E.coli*) als auch um gram-positiv (*E.faecalis*) Bakterien handelt, konnte ebenfalls ein möglicher Einfluss des Zellwandaufbaus auf die Vitalität der Bakterien nach der Fällung untersucht werden.

6.4.2 Material und Methoden

Verwendete Wässer

Für die Nukleierungsversuche wurde Bodenseewasser aus 60 m Tiefe entnommen (Rohwassermessstation des Zweckverbandes Bodensee-Wasserversorgung). Direkt bei der Entnahme ist das Versuchswasser durch Vorschaltung von Membranfilterkartuschen mit einer nominale Porenweite von 0.1µm (Sartorius-Stedim no. 5441358K4) filtriert worden. Nach der Membranfiltration wurde die verbliebene Anzahl an Partikeln im filtrierten Wasser durch eine Partikelanalyse bestimmt. Die cummulierte Partikelkonzentration betrug 247.687 ± 21.384 Part./mL (1.05 µm ≤ d_{Part} ≤ 150 µm). Die Partikelgrößenverteilung zeigte, dass etwa 88% der Partikel im Größenbereich 1.11 ≤ µm d_{Part} ≤ 4.02 µm lagen. Bis zur Verwendung ist das filtrierte Bodenseewasser dunkel und bei 4°C in geeigneten Glasgefäßen aufbewahrt worden.

Zellkulturen von E.coli und E.faecalis

Die Kulturen von *E.coli* (DSMZ GmbH, no. 1103) und *E.faecalis* (DSMZ GmbH, no. 20409) wurden 24 h bei 36°C in gepufferter Peptonnährlösung (Merck no. 107228) kultiviert. Im Vorfeld der Experimente sind 10 mL der verwendeten Bakteriensuspensionen (ca. 10^9 Zellen mL^{-1}) bei 5 °C zentrifugiert worden (15 min bei 10,000 × g). Das Bakterienpellet wurde anschließend in 10 mL steriler NaCl-Lösung (0.9%) resuspendiert und erneut zentrifugiert. Die Waschung der Bakterienkulturen ist dreimal wiederholt worden.

Bestimmung der Bakterienzahl

Die Bestimmung der Gesamtzellzahl erfolgte mithilfe des Fluoreszenzfarbstoffes DAPI (4', 6-Diamidino-2-phenylindol). Hierfür wurden die entnommenen Proben mit Formaldehyd (37%, Roth no. 4979.1) fixiert (0.1 mL mL^{-1}). Anschließend sind den Proben 0.1 µg DAPI mL^{-1} zugegeben worden. Die Inkubationszeit betrug 10 - 15 Minuten bei dunkler Lagerung. Danach sind die Proben über schwarzen Polycarbonatfiltern (Millipore no. GTBP04700, 0.2 µm) filtriert worden. Die Filter wurden unter UV-Licht mittels eines Epifluoreszenzmikroskopes und einem Ölimmersionsobjektiv (Zeiss Plan Neofluar 100× - Oil Ph3) gezählt und in Zellen mL^{-1} angegeben. Der zellphysiologische Zustand der verwendeten Bakterien wurde mit einem LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit (Invitrogen no. L-7007) untersucht. Dieses Kit beinhaltet zwei Farbstoffe (SYTO9 - grün

fluoreszierend, Propidiumiodid - rot fluoreszierend) mit der die Unterscheidung zwischen lebenden (grün fluoreszierend) und toten Bakterien (rot fluoreszierend) möglich ist. Den entnommenen Proben wurden 2 µL mL^{-1} jedes Farbstoffes zugegeben. Die Inkubation, Filtration und Bestimmung der Zellzahl erfolgte äquivalent zur Bestimmung mittels DAPI. Bei dieser Bestimmungsmethode setzt sich die Gesamtzellzahl aus als lebend bzw. tot detektierte Zellen zusammen. Die Verwendung des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit ermöglichte eine erweiterte Absicherung der Ergebnisse hinsichtlich der Zellzahlbestimmung mittels DAPI.

Bildmikroskopische Analyse

Für die Gramfärbung sind Proben auf Objektträgern ausgestrichen und hitzefixiert worden. Die Färbung des gram-positiven *E.faecalis* erfolgte mit Kristallviolettlösung (Merck no. 1.9218). Für die gram-negativen E.coli Bakterien ist Safraninlösung (Merck no. 1.9217) verwendet worden. Weiterhin kamen bei Färbevorgang Lugols Lösung (Merck no. 1.09261) und Entfärbelösung (Merck no. 1.10218) zum Einsatz. Die mikroskopische Untersuchung erfolgte nach dem Trocknen mittels Lichtmikroskop (Zeiss Axiolab, Zeiss Plan Neofluar 100× - Oil Ph3).

Die für die Rasterelektronenmikroskopie entnommenen Proben wurden in Natrium-Cacodylatpuffer (0.1 M, 2% Glutardialdehyd + 3 % Formaldehyd + $CaCL_2$ (0.01 M) + $MgCl_2$ (0.01 M) + Sachcharose (0.09 M)) fixiert. Die Proben sind anschließend mit einer langsam aufsteigenden Alkoholreihe (30, 50, 75, 90% bis hin zu reinem Ethanol (Merck no. 100983)) entwässert worden. Die Trocknung der Proben erfolgte mittels Critical Point über CO_2. Vor der Untersuchung im Rasterelektronenmikroskop (Philips SEM 505) sind die Präparate auf einen Probenteller aufgebracht worden und mit einer 5 nm Au/Pd Coatingschicht besputtert worden.

Fällungsexperimente

Im Vorfeld der Experimente ist die Zellzahl der verwendeten Bakterienkulturen bestimmt worden. Dies erfolgte mithilfe von DAPI und des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits, um neben der Gesamtzellzahl ebenfalls eine Aussage über den zellphysiologischen Zustand der verwendeten Bakterienkulturen formulieren zu können. Hierfür sind drei Proben entnommen worden, die jeweils doppelt bestimmt worden sind. Somit wurde für E.coli mit DAPI eine Zellzahl von $1.97\times10^9\pm1.53\times10^8$ mL^{-1} (MW±STDD) und die Zählung mithilfe des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits ergab eine Zellzahl von $2.13\times10^9\pm5.03\times10^7$ mL^{-1}. Weiterhin zeigte die Zählung, dass über 99% ($2.12\times10^9\pm3.76\times10^7$ mL^{-1}) der *E.coli* Bakterien grün fluoreszierten – also als lebend detektiert wurden. Die Gesamtzellzahl in der *E.faeclais* Kultur betrug bei der DAPI-Zählung $1.82\times10^9\pm5.03\times10^6$ mL^{-1} und bei der Färbung mit dem LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit $1.84\times10^9\pm9.78\times10^6$ mL^{-1}. In den untersuchten Proben wiesen ebenfalls über 99% der *E.faecalis* Bakterien ($1.83\times10^9\pm1.04\times10^7$ mL^{-1}) eine deutliche grüne Fluoreszenz auf und wurden somit als lebend klassifiziert. Die Experimente zur Untersuchung der Mitfällung von *E.coli* und *E.faecalis* wurden in filtriertem Bodenseewasser durchgeführt, um eine Anlehnung an natürliche Randbedingungen zu erreichen. Die Fällungsversuche wurden in Glasflaschen durchgeführt, wobei das Versuchsvolumen 1000 mL betrug. Zur Erhöhung der Konzentration an gelöstem Calcium auf etwa 2.5 mmol mL^{-1} ist dem Versuchswasser $CaCl_2$ (Merck no. 102382) zugegeben worden und dies durch Messung mittels Flammen-AAS (AnalyticJena Contra 300) überprüft worden ist. Nach der Temperierung auf 20 - 22°C wurde dem Versuchswasser 1 mL der Bakterienkultur zugegeben. Zur Bestimmung der Zellzahl zum Versuchszeitpunkt t=0, sind dem Versuchswasser Proben entnommen worden, in denen dann die Zählung nach den oben beschriebenen Methoden (DAPI und LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit) erfolgte. Zudem sind Proben für die bildmikroskopische

Analyse (Gramfärbung und REM) entnommen worden. Die Calcitfällung ist anorganisch durch die Zugabe von NaOH 0.1 M (Merck no. 109141) induziert worden. Hierbei wurde ein Start-pH_0-Wert von ca. 9.7 eingestellt. Während des Fällungsversuches wurden im Abstand von 5 bis 10 Minuten der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit (κ_{25}) und die Temperatur (°C) messtechnisch erfasst. Nach etwa 60 Minuten Versuchszeit ist der verwendete Magnetrührer abgeschaltet worden, um der Sedimentation der sich gebildeten Calcitkristalle nicht weiter entgegenzuwirken. Etwa 120 Minuten nach Induzierung der Calcitfällung sind Proben aus dem Überstand und dem Sediment (Sedimentationssuspension - Bodenbereich des Reaktionsgefäßes) entnommen worden. Im Anschluss an die Entnahme ist – wie bei den vorangehenden Proben – die Zellzahl mL^{-1} und der zellphysiologische Zustand der in den Proben enthaltenen Bakterien bestimmt bzw. untersucht worden. Zudem sind von der Sedimentsuspension Proben für die bildmikroskopische Analyse (Gramfärbung und REM) entnommen und analysiert worden. Für jede Bakterienkultur wurden jeweils 4 Fällungsexperimente unter den gleichen chemisch/physikalischen Randbedingungen durchgeführt. In jeder entnommenen Probe ist die Zellzahl mittels Doppelbestimmung ermittelt worden.

6.4.3 Resultate

Die Mitfällung von *E.coli*- und *E.faecalis*-Bakterien wurde im Rahmen von je vier Fällungsexperimenten unter den gleichen bodenseenahen Randbedingungen untersucht. Nach der Temperierung des filtrierten Bodenseewasser auf etwa 22°C, ist die Konzentration an gelöstem Calcium für jedes Experiment auf etwa 2.5 mmol mL^{-1} durch die Zugabe von $CaCl_2$-Lsg. erhöht worden. Die eingestellte Calciumkonzentration wurde für die vier Experimente mit *E.coli* mit 2.518 ± 0.052 mmol L^{-1} bestimmt. In den Fällungsversuchen mit *E.faecalis* betrug die Konzentration an gelöstem Calcium 2.487 ± 0.061 mmol L^{-1}. Vor der Induzierung der Calcitfällung ist dem Versuchswasser je 1 mL der jeweiligen Bakterienkultur zugegeben. Im Anschluss daran ist die genaue Zellzahl im Versuchswasser bestimmt worden. Für *E.coli* betrug die mit DAPI bestimmte Zellzahl $1.84\times10^6 \pm 3.89\times10^4$ Zellen mL^{-1} und bei Verwendung des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits sind $2.01\times10^6 \pm 4.90\times10^4$ Zellen mL^{-1} gezählt worden (Abb. 6.7 - links).

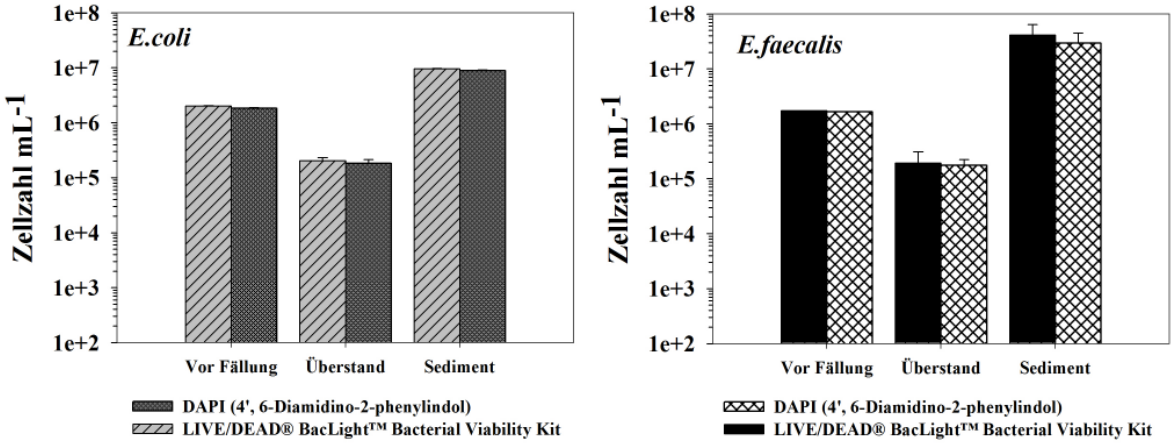


Abb. 6.7: Bestimmte Zellzahlen mL^{-1} der verwendeten Bakterienarten *E. coli* (links) und *E.faecalis* (rechts) vor und nach der induzierten Calcitfällung. Bestimmung erfolgte mittels DAPI und eines LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kits (SYTO9 und Propidiumiodid).

Die Untersuchung mithilfe des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits zeigte, dass 99% ($1.99\times10^6 \pm 5.18\times10^4$ Zellen mL^{-1}) die im Versuchswasser befindlichen *E.coli* Bakterien grün fluoreszierten – also einen guten zellphysiologischen Zustand aufwiesen (Abb. 6.8 - links). In den Fällungsexperimenten in denen *E.faecalis* verwendet wurde, ist die Zellzahl im Versuchswasser mit DAPI zu $1.64\times10^6 \pm 1.49\times10^4$ Zellen mL^{-1} und mithilfe des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits zu $1.73\times10^6 \pm 1.60\times10^4$ Zellen mL^{-1} bestimmt worden (Abb. 6.7 – rechts). Wie auch beim *E.coli* ist der zellphysiologische Zustand untersucht worden. Die Betrachtung der Präparate zeigte, dass vor der Induzierung der Calcitfällung ca. 98% ($1.69\times10^6 \pm 4.25\times10^4$ Zellen mL^{-1}) der *E.faecalis* Bakterien einen guten zellphysiologischen Zustand aufwiesen (Abb. 6.8 - rechts).

Anschließend wurde die Calcitfällung durch die Zugabe von NaOH (0.1 M) induziert. Der Start-pH_0-Wert wurde auf ca. 9.7 eingestellt. Die einsetzende Bildung von Calcitkristallen wurde durch eine deutliche, weiße Eintrübung der Versuchslösung in allen Fällungsexperimenten sichtbar. Nach 120 Minuten wurde der End-pH-Wert in den Fällungsexperimenten mit *E.coli* mit 8.69 ± 0.05 (bei 22°C) bestimmt und die Konzentration an gelöstem Calcium im Überstand betrug nach Versuchende 1.591 ± 0.019 mmol L^{-1}. Der bestimmte End-pH-Wert in den *E.faecalis* Experimenten betrug 8.82 ± 0.19 (bei 23°C) und die Ca^{2+}-Konzentration im Überstand ist mit 1.612± 0.011 mmol L^{-1} bestimmt worden.

Der zeitliche Verlauf der chemisch/physikalischen Parameter (pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit) und auch die visuelle Beobachtung zeigten, dass eine ausgeprägte Calcitfällung stattfand. Inwieweit es hierbei zu einer Mitfällung der zugegebenen Bakterien kam, wurde mithilfe der Zellzahlbestimmung aufgeklärt.

Die Bakterienzählung mit DAPI zeigte eine Abnahme an *E.coli* - Bakterien im Versuchswasser von 91%± 1.9% auf $1.83\times10^5 \pm 3.23\times10^4$ Zellen mL^{-1} (Abb. 6.7 - links). Die Zählung der Proben die mit dem LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit angefärbt wurden, ergab eine Verringerung der Bakterienanzahl auf $1.92\times10^5 \pm 1.16\times10^4$ Zellen mL^{-1}. Dies entspricht einer Abnahme von etwa 95%. Die nach der Fällung im Überstand verbliebenen *E.coli* Bakterien wiesen zu über 99% eine intakte Zellmembran auf - grün fluoreszierend - (Abb. 6.8 - links). Für die Fällungsversuche mit *E.faecalis* betrug die Abnahme bei der DAPI-Bestimmung 84.2 % ± 2.9 %. Daraus ergibt sich eine Zellzahl von $1.74\times10^5 \pm 5.04\times10^4$ mL^{-1} (Bild 1 - rechts). Im Überstand sind ca. 76% als grün fluoreszierend - als lebende Bakterien - bestimmt worden (Abb. 6.8 – rechts).

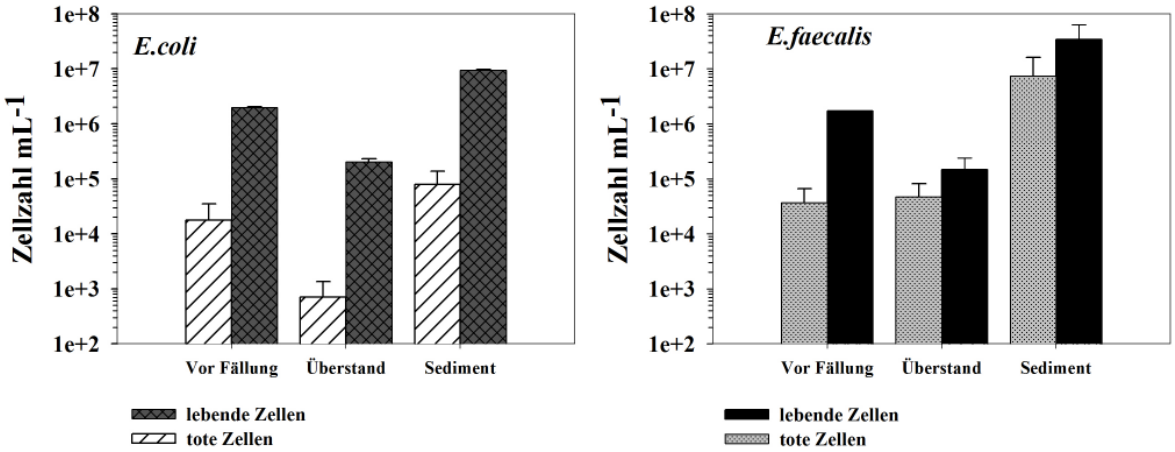


Abb. 6.8: Mittels LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kits bestimmtes Lebend-Tot-Verhältnis der jeweils untersuchten Bakterienpopulationen (*E.coli* - links, *E.faecalis* - rechts) während den Calcitfällungsversuchen

Neben der Beprobung des Überstands ist ebenfalls das Sediment beprobt und untersucht worden. Hierzu wurde die entnommene Sedimentsuspension entnommen, nochmals dekantiert und anschließend äquivalent zu den vorangegangenen Proben untersucht. Die Zellzahlbestimmung in den Sedimentproben aus den *E.coli* Mitfällungsexperimente erbrachte mit DAPI eine Zellzahl von $8.81\times10^6 \pm 3.56\times10^5$ mL^{-1} und bei Anwendung des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits $9.54\times10^6 \pm 2.13\times10^5$ Zellen mL^{-1} (Abb. 6.7 - links). Etwa 99% der sichtbaren *E.coli* Bakterien wurden mithilfe des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits als lebend detektiert (Abb. 6.8 - links). Die mit DAPI bestimmte Zellzahl in den Sedimentproben aus den *E.faecalis* Experimenten betrug $2.93\times10^7 \pm 1.54\times10^7$ mL^{-1}. Bei Verwendung LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits lag die im Sediment sichtbare Zellzahl bei $4.12\times10^7 \pm 2.26\times10^7$ Zellen mL^{-1} (Abb. 6.7 - rechts). Hierbei besaßen ca. 82% der Bakterien aufgrund ihrer grünen Fluoreszenz eine intakte Zellmembran (Abb. 6.8 - rechts). Da die hier verwendeten Bakterien im Versuchszeitraum keinen natürlichen Sedimentationsvorgängen unterliegen, sind die bestimmten Zellzahlen im Überstand und im Sediment ein erster Hinweis auf eine stattgefundene Mitfällung während der Calcitbildung.

Diese Vermutung wurde durch die bildmikroskopische Analyse mittels Fluoreszenz- und Lichtmikroskop untermauert. Bereits bei der Zellzahlbestimmung der Sedimentproben mit DAPI und dem LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit sind an den Calcitkristallen befindliche bzw. anhaftende *E.coli* und *E.faecalis* Bakterien beobachtet worden (Abb. 6.9a-b, Abb. 6.10a-b). Auch die mikroskopische Betrachtung der gramgefärbten Sedimentpräparate zeigte deutlich eine an den gebildeten Calcitkristallen anhaftende *E.coli* und *E.faecalis* Bakterien (Abb. 6.9c, Abb. 6.10c). Inwieweit es sich neben einer sichtbaren Anlagerung (Adhäsion) an der Kristalloberfläche noch um einen direkten Einbau weiterer Bakterien in den Calcitkristall handelte, konnte erst mit Hilfe der Rasterelektronenmikroskopie aufgeklärt werden. Die REM-Aufnahmen zeigten in den jeweiligen Sedimentproben teilweise eingeschlossene *E.coli* und *E.faecalis* Bakterien (Abb. 6.9d-f, Abb. 6.11d-f). Weiterhin waren auf der Oberfläche der Calcitkristalle Vertiefungen zu erkennen, die aufgrund der Größe und Form den Schluss zu lassen, dass sich an diesen Stellen *E.coli* bzw. *E.faecalis* Bakterien befanden (Abb. 6.9d-e, Abb. 6.10f).

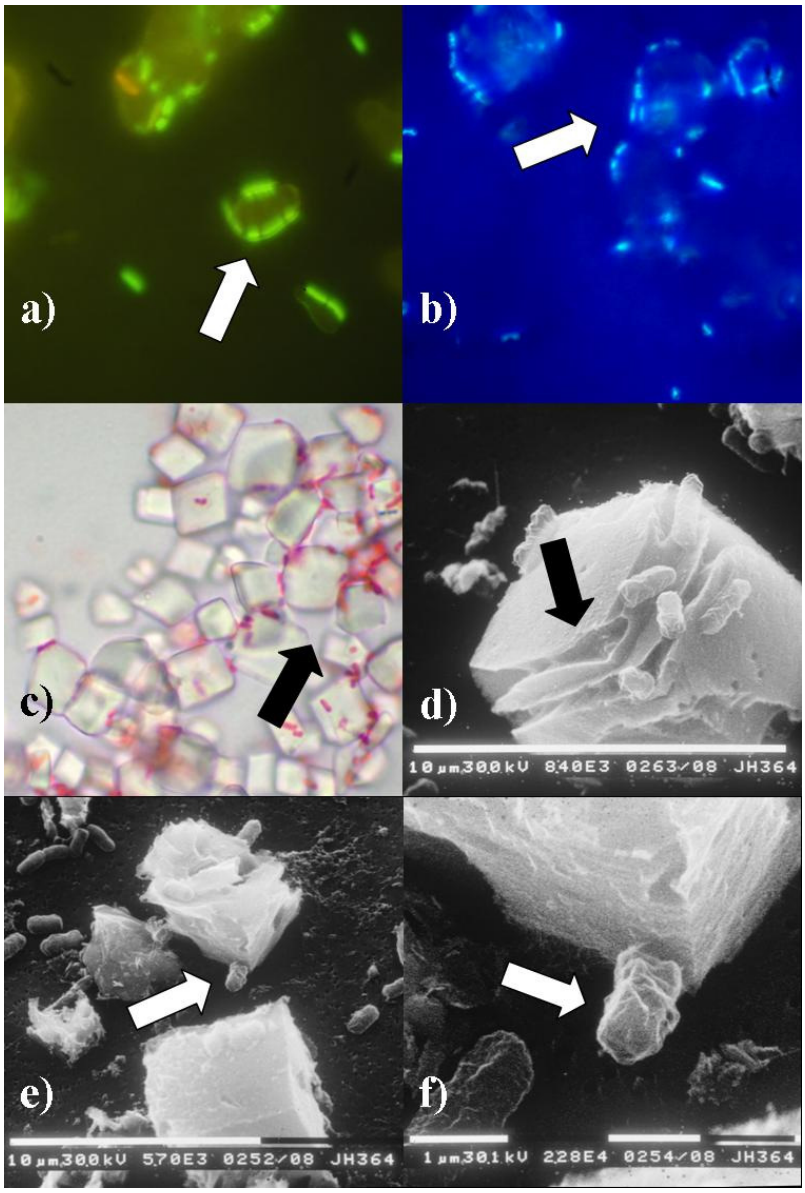


Abb. 6.9: Übersicht der bildmikroskopischen Untersuchung der *E.coli*-Sedimentproben mithilfe verschiedener Methoden:

a) Bildmikroskopische Aufnahme einer Sedimentprobe aus den Mitfällungsversuchen mit E.coli, die mit dem LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kit untersucht wurde und deutlich die an den Calcitkristallen angelagerten Bakterien zeigt. Die grüne Fluoreszenz weist auf einen intakten zellphysiologischen Zustand hin (Pfeil).

b) Mit DAPI angefärbte *E.coli*-Sedimentprobe, die wie auch in Teilbild a) deutlich die am Calcit anhaftenden *E.coli*-Bakterien zeigt (Pfeil).

c) Aufnahme des gramgefärbten *E.coli*-Präparates. Deutlich sichtbar sind neben der eindeutig negativen Gramfärbung, wiederum an Calcitkristallen angelagerte Bakterien.

d) REM Aufnahme (8400-fache Vergrößerung) in der Vertiefung auf dem Calcitkristall deutlich sichtbar sind, die von *E.coli*-Bakterien stammen.

e) REM Aufnahme (5300-fache Vergrößerung), die im hinteren Calcitkristall deutlich eingebaute *E.coli.*-Bakterien zeigt (Pfeil).

f) Vergrößerter Bildausschnitt aus Bild e) mit einer 22800-fachen Vergrößerung und der Visualisierung einer teilweise eingebauten *E.coli*-Bakterie (Pfeil).

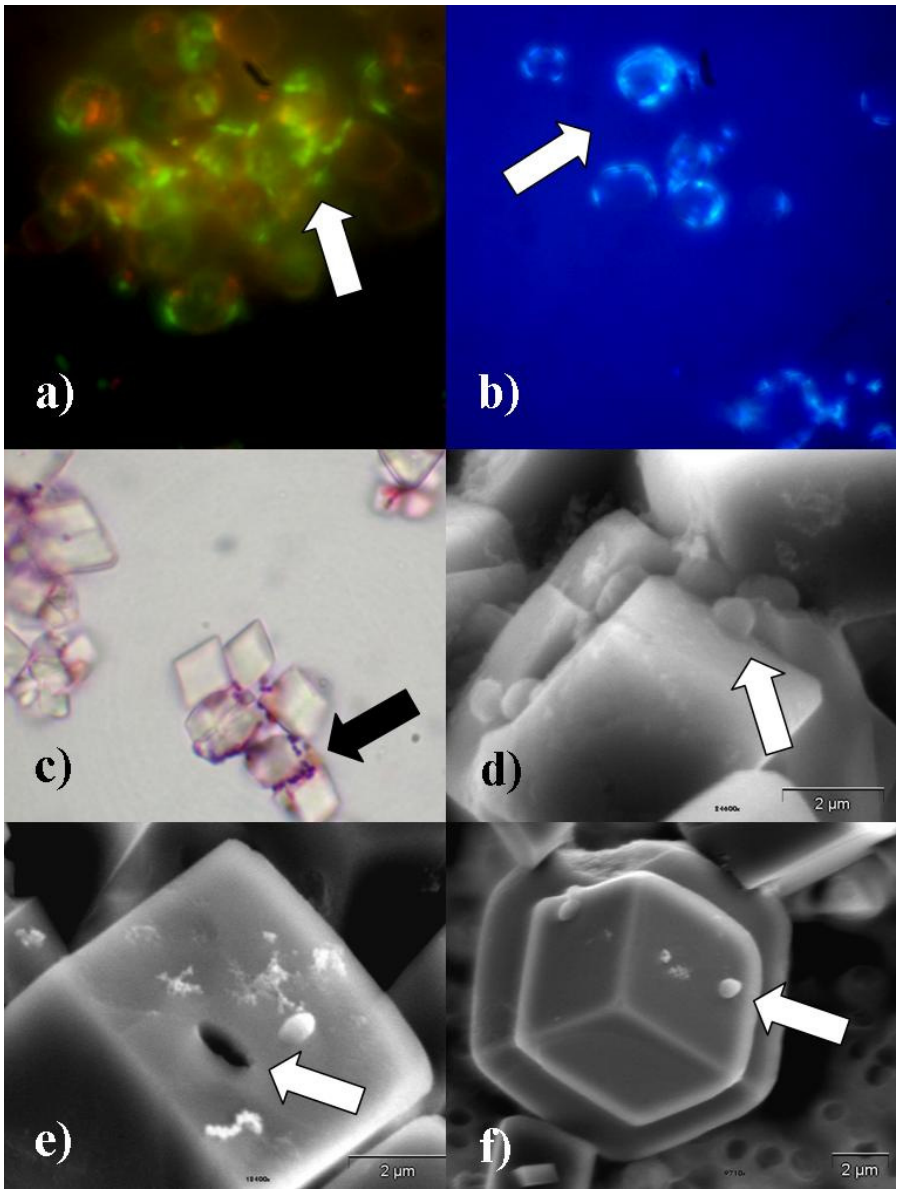


Abb. 6.10: Übersicht der bildmikroskopischen Untersuchung der *E.faecalis*-Sedimentproben mithilfe verschiedener Methoden:

a) Bildmikroskopische Aufnahme einer Sedimentprobe aus den Mitfällungsversuchen mit *E.faecalis*, die mit dem LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kit untersucht wurde und deutlich die an den Calcitkristallen angelagerten *E.faecalis*-Bakterien zeigt. Die grüne Fluoreszenz weist auf einen intakten zellphysiologischen Zustand hin (Pfeil).

b) Mit DAPI angefärbte *E.faecalis* -Sedimentprobe, die wie auch in Teilbild a) deutlich die am Calcit anhaftenden *E.faecalis* -Bakterien zeigt (Pfeil).

c) Aufnahme des gramgefärbten *E.faecalis* -Präparates. Deutlich sichtbar sind neben der eindeutig positiven Gramfärbung, wiederum an Calcitkristallen angelagerte *E.faecalis*-Bakterien (Pfeil).

d) und f) REM Aufnahmen (24600-fache und 9700-fache Vergrößerung) eines Calcitkristalls mit teilweise eingeschlossenen *E.faecalis*-Baktieren (Pfeil).

e) REM Aufnahme (18600-fache Vergrößerung), zeigt eine Vertiefung im Calcitkristall, die aufgrund von Größe und Form von einer *E.faecalis*-Bakterie stammt (Pfeil).

Rahmen dieser Untersuchungen konnten wir die Mitfällung von *E.coli* und *E.faecalis* während einer anorganisch induzierten Calcitfällung nachweisen. Durch die Anlehnung an bodenseenahe Randbedingungen - Verwendung von filtriertem Bodenseewasser - sind somit auch erste orientierende Aussagen bezüglich der Mitfällung von Bakterien während einer biogenen Calcitfällungsphase im Bodensee möglich. Die hohen Mitfällungsraten und die gute Reproduzierbarkeit zwischen den einzelnen Fällungsversuchen zeigten, dass es sich hierbei um einen signifikanten Mitfällungsprozess handelt. Die beobachtete Entfernung der Bakterien aus der Wasserphase kann grundlegend auf zwei Prozesse zurückgeführt werden:

1. **Direkter Einbau der Bakterien in den sich bildenden Calcitkristall - Funktion als Nukleierungskeim**

Bei dieser heterogenen Nukleierung adsorbieren die an der Fällung beteiligten Ionen (hier Ca^{2+}, CO_3^{2-}) an dem Fremdkeim (Bakterie). Die Folge ist eine kristalline Schichtbildung und weiterführendes Calcitkristallwachstum (*Kunz 1983*). Neben den hohen Mitfällungsraten, konnte dies durch die Betrachtung der Sedimentproben unter dem Rasterelektronenmikroskop gezeigt werden. Das Vorhandensein von teilweise eingewachsenen *E.coli* und *E.faecalis* Bakterien lässt den Schluss zu, dass es zu einem signifikanten Einbau von Bakterien in den Calcitkristall kam. Untermauert wird diese Hypothese durch die deutlich sichtbaren Vertiefungen auf den betrachteten Kristallen, die aufgrund ihrer Form und Größe durch Bakterien verursacht worden sind.

2. **Aktive/Passive Anlagerung der Bakterien an die Calcitkristalle (Adhäsion)**

Die Betrachtung von Sedimentproben unter dem Fluoreszenzmikroskop zeigte eine Vielzahl scheinbar an den Calcitkristall angelagerter Bakterien. Parallel wurde dies auch bei den gramgefärbten Präparaten beobachtet. Meist basieren die Anlagerungen (Adhäsion) von Bakterien an Partikeln auf elektrostatischen Anziehungskräften. *E.coli* und *E.faecalis* besitzen im hier vorherrschenden pH-Wertbereich eine negative Oberflächenladung (Zetapotential) (*Farahat et al. 2008, Gallardo-Moreno et al. 2003*). Für Calcit (CaCO3) wurden sowohl negative, positive als auch variable Zetapotentiale bestimmt bzw. veröffentlicht. Allgemein gilt, dass die Erhöhung von Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Ionen zu einer Erhöhung und die vermehrte Anwesenheit von CO_3^{2-}-Ionen zur Verringerung des Zetapotentials von Calcit führt (*Moulin & Roques 2003*). Dies bedeutet, dass das Zetapotential von Calcit im Laufe der Fällungsexperimente vorrangig durch die sich ändernde Konzentration von Ca^{2+}- und CO_3^{2-}-Ionen Änderungen unterlag. Bezieht man in diese Überlegungen weiterhin ein, dass Erdalkali-Ionen (hier Ca^{2+} und Mg^{2+}) die Fähigkeit besitzen, elektrische Abstossungskräfte zwischen Feststoffe (Calcit ↔ Bakterien) zu minimieren (charge-screening) (*Tipping & Cooke 1982*), ist eine Anlagerung von Bakterien an Calcit auch bei negativer Oberflächenladung des Calcitkristalls möglich. Inwieweit es sich neben dieser noch zu untermauernden Hypothese um einen aktiven Anlagerungsprozess durch die Bakterien handelte, bleibt weiterführenden Arbeiten vorbehalten.

Obgleich eine genaue Trennung zwischen diesen beiden Prozessen nicht möglich war, konnte gezeigt werden, dass Bakterien - die im Versuchszeitraum keinen natürlichen Sedimentationsvorgängen unterliegen - während eines Calcitfällungsereignisses einer massiven Mitfällung unterlagen. Die Untersuchungen des zellphysiologischen Zustandes der Bakterien durch Verwendung eines LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kit konnte gezeigt werden, dass die nach der Calcitfällung im Überstand verbliebenen Bakterien und vor allem die an den Calcitkristallen angelagerten Bakterien einen guten zellphysiologischen Zustand aufwiesen. Dies bedeutet, dass diese Bakterien auch weiterhin die Fähigkeiten der Koloniebildung besitzen. Die erhöhte Zahl an rot fluoreszierenden *E.faecalis* Bakterien in den Sedimentproben aus einem Versuchslauf, resultierte unserer Meinung nach aus einer erhöhten Zellteilungsaktivität. Wir schließen darauf, da die erneute Untersuchung derselben Probe mit dem LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit nach 24 h eine deutlich gestiegene Anzahl an grün fluoreszierenden - also lebenden - *E.faecalis* Bakterien beinhaltete (Abb. 6.11).

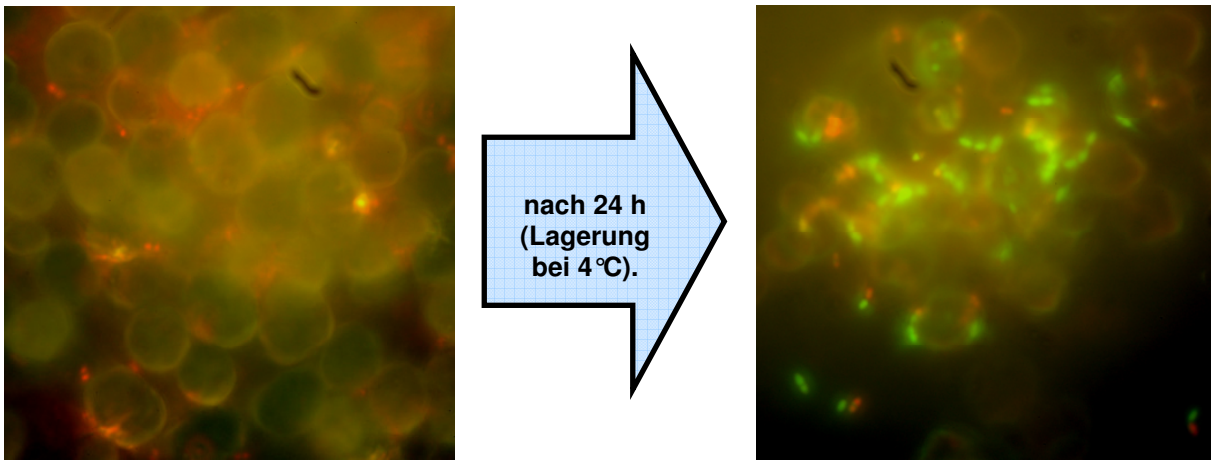


Abb. 6.11: Bildmikroskopische Aufnahme einer Sedimentprobe aus den Mitfällungsversuchen mit *E.faecalis*, die mit dem LIVE/DEAD® *Bac*Light™ Bacterial Viability Kit untersucht wurde und deutlich die an den Calcitkristallen angelagerten *E.faecalis*-Bakterien zeigt. Die erste Untersuchung mittels Fluoreszenzmikroskop direkt nach der Probenentnahme zeigte, dass ein Großteil der *E.faecalis*-Bakterien rot fluoreszierte (links). Bei der erneuten Untersuchung der gleichen Probe nach 24h Lagerung bei 4°C fluoreszierte dann der Großteil der Bakterien grün und wurde als lebend klassifiziert (rechts). Es handelte sich bei der zu Beginn untersuchten Probe (links) mit aller Wahrscheinlichkeit um eine nicht korrekte Darstellung des zellphysiologischen Zustandes durch eine Phase verstärkter Zellteilung.

Die Tatsache, dass sich in der Teilung befindliche Bakterien fälschlicher Weise als tot detektiert werden können, war aus dem Veröffentlichung zum LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit bekannt (*Molecular-Probes 2008*). Da trotz dieser unsicheren Detektion in diesem Versuchslauf über 75% der im Sediment befindlichen Bakterien als lebend klassifiziert worden sind und dies nur in einem Versuchslauf beobachtet wurde, ist auf eine weitere Untersuchung verzichtet worden.

Die Untersuchung der im Kristall eingeschlossenen Bakterien hinsichtlich des zellphysiologischen Zustandes war nicht möglich, da der für die Anfärbung notwendige Kontakt zwischen Bakterie und Farbstoff nicht stattfand. In den durchgeführten Versuchen gab es keine signifikanten Unterschiede in der Mitfällungsrate und Zellvitalität hinsichtlich der unterschiedlichen Gramfärbung. Wie auch aus vorangegangenen Untersuchungen hervorgeht (*Erdogul & Erbilir 2005, Nakajo 2006*) besaß die pH-Wert- und Ca^{2+}-Konzentrationerhöhung keinen Einfluss auf die Zellvitalität. Da die chemische Reaktion der Calcitbildung grundlegend unabhängig von der Induzierungsart ist (biogen oder anorganisch) und in den Laborversuchen filtriertes Bodenseewasser verwendet wurde, lassen sich die Ergebnisse näherungsweise auf das System Bodensee übertragen. Für die biogene Calcitbildung im Bodensee bedeutet dies, dass Bakterien ebenfalls einer Mitfällung unterliegen. So werden nicht nur induzierende Algen, gelöste Wasserinhaltstoffe und anorganische Partikel mitgefällt, sondern es kommt parallel zur vertikalen Verfrachtung von Bakterien. Es ist anzunehmen, dass der zellphysiologische Zustand - wie bei den hier untersuchten *E.coli* und *E.faecalis* Bakterien - nicht oder nur bedingt negativ durch die Calcitkristallbildung beeinflusst wird.

6.5 Einfluss von Kolloiden auf die Bildung von Calcitkristallen

6.5.1 Einleitung

Die Kinetik der Calcitkristallbildung und der Wiederauflösung sind komplexe Vorgänge und mit einer Vielzahl von untergeordneten Prozessen verknüpft. Häufig wird für die Berechnung der Kristallwachstumsgeschwindigkeit R (auch bezeichnet als Kristallbildungsrate R) der nachfolgende Berechnungsansatz verwendet (*Johannsen 2000*).

$$R = k \cdot A_{Part} \cdot (\Omega - 1)^n \qquad (6.1)$$

R	Kristallwachstumsgeschwindigkeit (mmol/L*s)
k	Wachstumskonstante $(L*mmol^{-1}*s^{-1})/(m^2*L^{-1})$
A_{Part}	verfügbare Oberfläche (m^2/L)
Ω	Übersättigung bezüglich $CaCO_3$
n	Reaktionsordnung

Um die Berechnung der Kristallwachstumsgeschwindigkeit R mit Hilfe des gewählten Ansatzes durchführen zu können, muss neben der Übersättigung Ω bezüglich $CaCO_3$ und der Wachstumskonstanten k die Partikeloberfläche (A_{Part}) bekannt sein. In vorangegangenen Versuchsserien wurde die Partikel- bzw. Wachstumsoberfläche auf Basis einer zeitlich hochaufgelösten Partikelanalyse ermittelt, die auf dem Prinzip der Laserlichtabschattung basiert. Die Bestimmung mit dieser Methode erfasst Partikel mit einem Durchmesser $d_{Part} \geq$ 1,05 µm. Betrachtet man jedoch die Gesamtpartikelzusammensetzung und Partikelgrößenverteilung natürlicher Gewässer, wird deutlich, dass mit dem Einsatz dieser Bestimmungsmethode nur ein Teil der im Wasser befindlichen Partikel erfasst werden *(Wagner 2005)*. Die Partikel $d_{Part} \leq$ 1,05 µm - also die Gruppe der Kolloide - werden hierbei nicht berücksichtigt. In früheren Untersuchungen wurde jedoch gezeigt, dass die kolloidalen Wasserinhaltsstoffe im Bodensee den Hauptanteil der zur Verfügung stehenden Partikeloberfläche bilden (*Schick 2000*). Daraus resultierte die Fragestellung nach dem Einfluss der Kolloide auf die Wachstumsgeschwindigkeit von Calcitkristallen. Vor dem Hintergrund der theoretischen Grundlagen der Kristallwachstumskinetik und vorhandenen Ergebnisse bestand somit das Ziel der vorliegenden Arbeit, die möglichen Auswirkungen kolloidaler Wasserinhaltsstoffe auf das Calcitkristallwachstum unter bodenseespezifischen Randbedingungen zu untersuchen. Da die Konzentration an natürlichen Kolloiden kaum variierbar ist (z.B. durch den Einsatz verschiedener Filtrationsverfahren), wurden in weiteren Versuchsreihen dem Versuchswasser zusätzlich künstliche Kolloid-Standards zugesetzt. Für die Bestimmung der Kolloide wurde ein Nano-Partikel-Analyzer (NPA/LIBD) eingesetzt, der am Forschungszentrum Karlsruhe (ITC-WGT) entwickelt wurde und auf der Methode der Laser-induzierten Breakdown Detektion basiert.

Durch Bündelung der vorhandenen Messmethoden und mit den gemeinsam durchgeführten Laborexperimenten sollten weitergehende Erkenntnisse unter Berücksichtigung des gesamten Spektrums der Partikelgrößenverteilung im Bodensee bei einem Calcitfällungsereignis erarbeitet werden.

6.5.2 Material und Methoden

Sämtliche Experimente fanden unter den gleichen chemisch/physikalischen Randbedingungen statt. Für die Nukleierungsexperimente wurde Bodenseewasser an der Rohwasserentnahmeleitung des ZV Bodensee-Wasserversorgung (60 m Entnahmetiefe) entnommen und durch die Vorschaltung von Filter-Capsulen (Fa. Sartorius, 0.2µm + 0.1µm) bereits bei der Entnahme filtriert. Grund hierfür war einerseits die Minimierung von

Veränderungen im Carbonatsystem (z.B. durch CO_2-Ausgasung bei der Unterdruckfiltration), andererseits die Entfernung eines Großteils der Partikel >> 1 µm, die einen unerwünschten Einfluss auf die Detektion der Kolloide mittels NPA/LIBD haben. Durch die Zugabe von $CaCl_2$-Lösung erfolgte im Vorfeld eine Erhöhung der Konzentration an gelöstem Calcium auf etwa 100 mg/L. Anschließend wurden alle für die Berechnung des Zustandes der Calcitsättigung notwendigen chemischen und physikalischen Parameter bestimmt. Für die Induzierung der Calcitfällung wurde der (Start-) pH-Wert durch Zugabe von NaOH (0.1 M, Fa. Merck) auf ca. pH = 9.7 eingestellt. Zur Untersuchung des Einflusses der Kolloide ist der bereits im Vorfeld entwickelte und angewandte Versuchsaufbau (Fällungsreaktor) mit dem Nano-Partikel-Analyzer (NPA/LIBD) gekoppelt worden (Abb. 6.12).

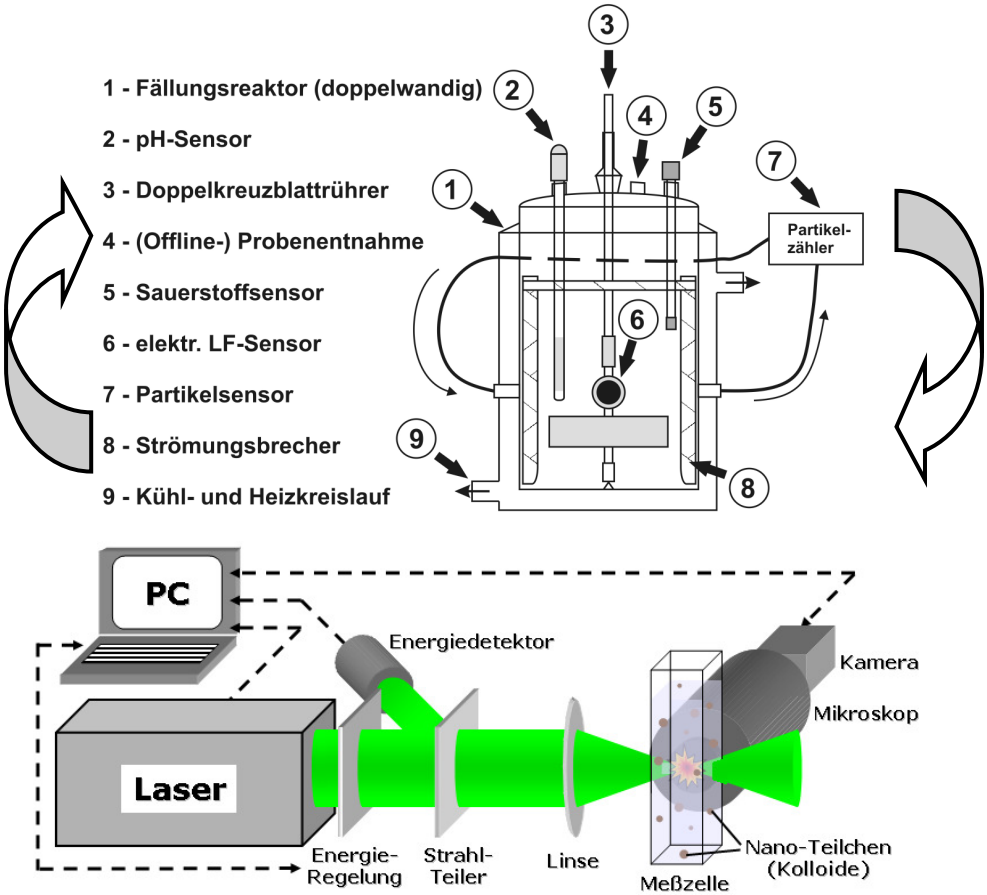


Abb. 6.12: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus – Kopplung von Fällungsreaktor und Nano-Partikel-Analyzer (NPA/LIBD)

Neben der zeitlich hochaufgelösten Aufzeichnung des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit (κ_{25}) und der Partikelkonzentration für $d_{Part.} \geq 1.05$ µm konnten somit z.B. die Kolloidkonzentration, -anzahl und der mittlere Kolloiddurchmesser in Abhängigkeit der Versuchszeit bestimmt werden. Parallel dazu wurden Proben zur Bestimmung der ionogenen Wasserzusammensetzung (Ca^{2+}, Na^{+}, Mg^{2+}, etc.) und für die bildmikroskopische Strukturanalyse mit Hilfe eines **E**nvironmental **S**canning **E**lectron **M**icroscope (ESEM) entnommen. Im Anschluss an die Versuchsserien wurde auf Basis der Messdaten die Kristallwachstumsgeschwindigkeit R nach dem zuvor genannten Ansatz (Glg.1) berechnet. In der ersten Versuchsreihe wurde der Einfluss der im Rohwasser verbliebenden Kolloide untersucht (Versuch 1-3). In weiterführenden Experimenten ist die Kolloidkonzentration durch die Zugabe von Kolloid-Standards (Fa. MICROMOD) kontrolliert verändert worden, wobei neben der Menge an zugesetzten Kolloiden auch der Kolloid-Durchmesser variiert wurde ($d_{colloid}$: 1020nm, 800nm, 500nm, 97nm 21nm).

6.5.3 Ergebnisse

Die Auswertung (NPA/LIBD) der Experimente mit natürlichen Kolloiden (Versuch 1-3) zeigte, dass in allen Versuchen bereits nach 10 Minuten etwa 99 % der Kolloide aus der wässrigen Phase entfernt wurden (Abb. 6.13). Mithilfe weiterer Messdaten sind im Anschluss die Wachstumsgeschwindigkeiten für die jeweiligen Versuche berechnet worden. Die Auswertung ergab, dass die Bildungsrate an Calcit pro Zeiteinheit im Versuch 1 am höchsten war. Für die Versuchsläufe 2 und 3 sind etwa gleiche Wachstumsgeschwindigkeiten berechnet worden. Jedoch wurde eine zeitliche Verschiebung beim Erreichen des Maximalwertes sichtbar.

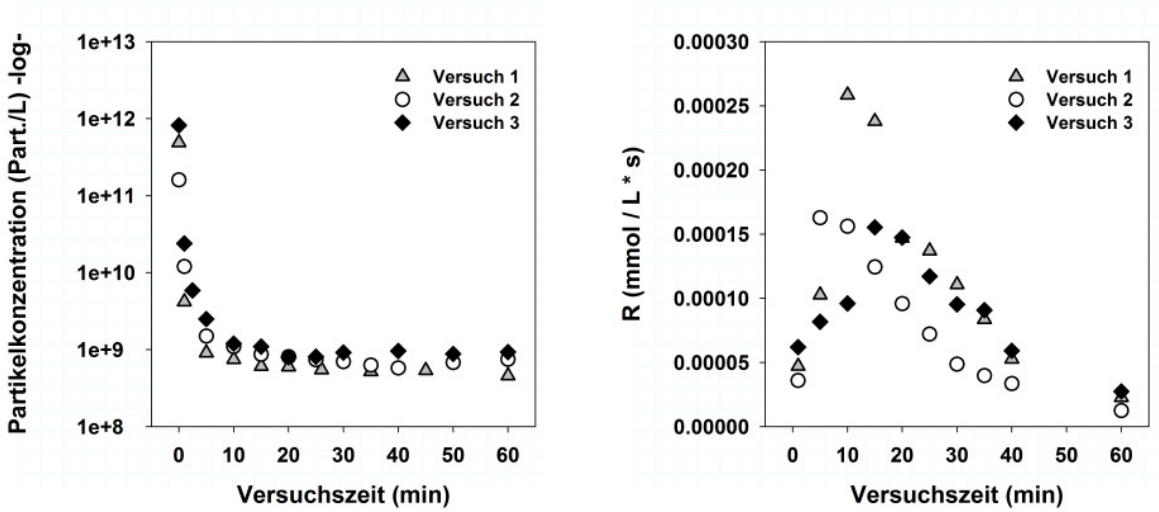


Abb. 6.13: Verlauf der Partikelkonzentration (links) – (Messwerte NPA/LIBD) und die berechnete Kristallwachstumsgeschwindigkeit R (n = 1 und k = 0.035 $(L*mmol^{-1}*s^{-1})/(m^2*L^{-1})$ (rechts) in Abhängigkeit von der Versuchszeit

Diese Ergebnisse ließen noch keine eindeutigen Rückschlüsse auf den Einfluss der Kolloide hinsichtlich auf die Wachstumsgeschwindigkeit zu. Eindeutige Aussagen konnten erst nach der Durchführung und Auswertung der weiterführenden Experimente formuliert werden, in denen dem Bodenseewasser künstliche Kolloid-Standards (Versuch 4-13) zugesetzt wurden. Diese Ergebnisse wurden nachfolgend exemplarisch am Beispiel der eingesetzten Kolloid-Standards mit einem Durchmesser $d_{colloid}$ von 1020nm und 21nm dargestellt. Die zu Beginn der Versuche vorhandenen Randbedingungen sind in Tab. 6.1 aufgeführt.

Tab. 6.1: Zugegebene Menge des Kolloid-Standards und daraus resultierende Oberflächen (A_{part}) in den verwendeten Versuchswässern - Anfangswerte für t=0.

Versuchsbezeichnung	Zugegebene Menge des Kolloid-Standards (ppb)	berechnete Partikel-oberfläche (m^2/L)
1020 nm – hohe Konz.	585 ppb ≈ 1,0E+09 Part.	6,87E-3
1020 nm – niedr. Konz.	58,5 ppb ≈ 1,0E+08 Part.	1,19E-4
21 nm – hohe Konz.	1,07 ppb ≈ 2,1E+11 Part.	4,50E-3
21 nm – niedr. Konz.	0,107ppb ≈ 2,1E+10Part.	1,65E-3

Wie auch in den vorangegangenen Versuchen wurden in den ersten 10 Minuten 95% bis 99% der im Wasser befindlichen Kolloide entfernt. Während den Versuchen, in denen eine geringe Konzentration des jeweiligen Kolloid-Standards zugeben wurde, bildeten sich

Calcitkristalle mit einem größeren Partikeldurchmesser, da hier zu Beginn eine geringere Nukleierungsoberfläche zur Verfügung stand.

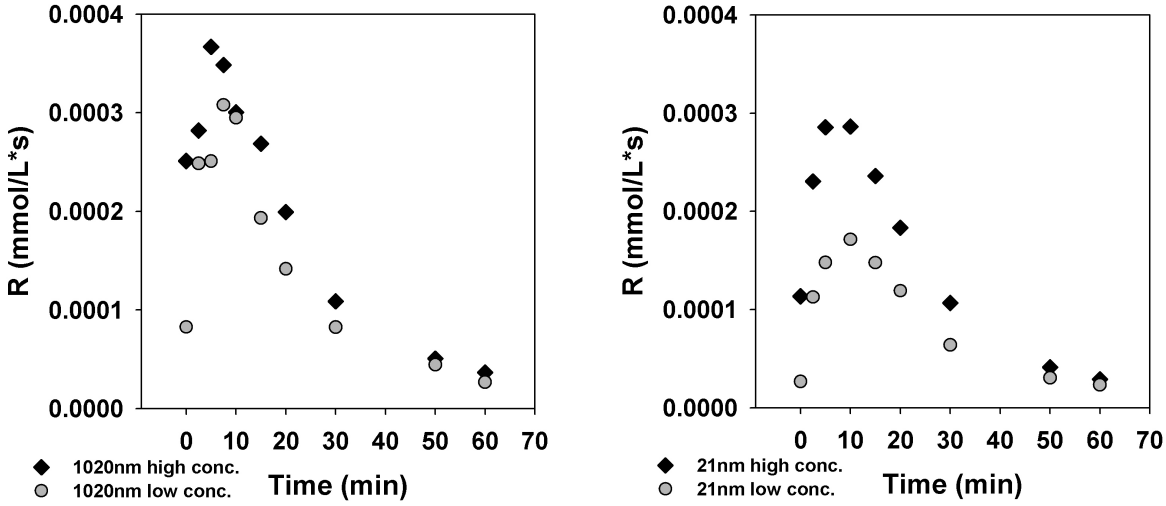


Abb. 6.14: Kristallwachstumsgeschwindigkeiten R für die verwendeten Kolloidstandards mit einem Durchmesser $d_{colloid}$ von 1020nm (links) und 21nm (rechts) in Abhängigkeit von der Versuchszeit (n = 1, k = 0,035 $(L*mmol^{-1}*s^{-1})/(m^2*L^{-1})$

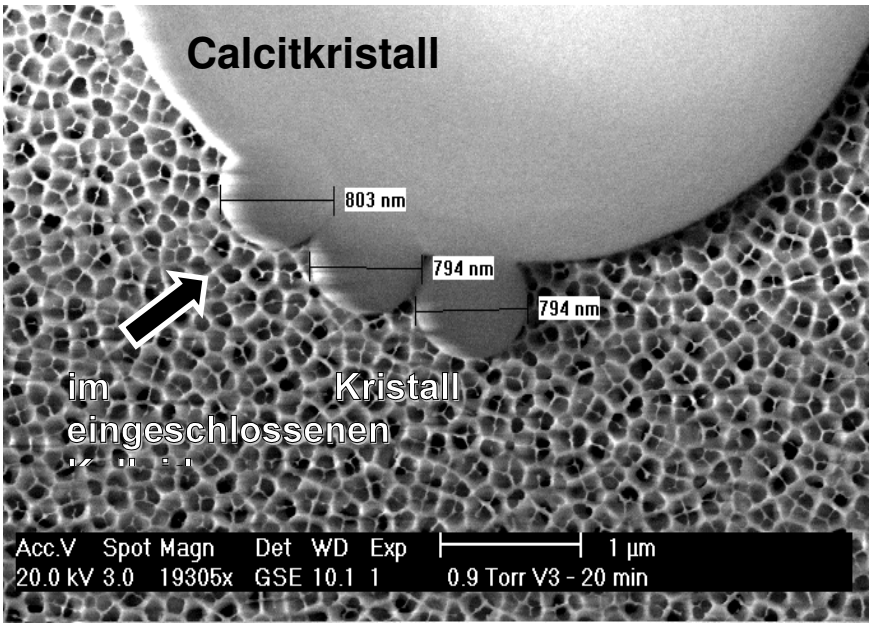


Abb. 6.15: ESEM-Aufnahme eines Calcitkristalls mit eingeschlossenen Kolloiden, $d_{colloid}$ = 800nm (Pfeil), (Vergr. 19305x).

Die Berechnung der Wachstumsgeschwindigkeit R (Abb. 6.14) zeigte, aus einer größeren Nukleierungsfläche (A_{part}) zu Beginn des Experiments eine höhere Wachstumsgeschwindigkeit R resultiert. Die bildmikroskopische Auswertung mithilfe eines ESEM-Mikroskops zeigte die erwarteten Kristallstrukturen. Weiterhin konnte die Annahme visuell bestätigt werden, dass die zugegebenen Kolloide als Nukleierungskeime dienen (Abb. 6.15).

Mit Hilfe dieser Versuchsreihen konnte gezeigt werden, dass bei einer Calcitfällung unter den gewählten Randbedingungen bereits nach 10 Minuten zwischen 95 und 99% der Kolloide aus dem System entfernt wurden. Gründe hierfür sind die Funktion der Kolloide als

Nukleierungskeime und parallel stattfindende Prozesse, bei denen aus mehreren Kolloiden ein Kolloid- bzw. Partikelagglomerat gebildet wird. Durch die Verwendung unterschiedlicher Kolloiddurchmesser und den variierenden Zugabemengen konnte gezeigt werden, dass die daraus resultierenden Nukleierungsoberflächen direkten Einfluss auf die Wachstumsgeschwindigkeit der $CaCO_3$-Kristalle besitzt. Dies bestätigt, dass es sich bei der Bildung von Calcitkristallen in Lösungen mit einer hohen Übersättigung bezgl. $CaCO_3$ ($1{,}6 \leq SI \leq 2{,}1$) um einen oberflächenkontrollierten Wachstumsprozess handelt (interfacially / surface controlled). Diese Beobachtungen wurden bereits für Saatkristalle in einem Größenbereich von $20\mu m \leq d_{Part} \leq 50\mu m$ gemacht (*Johannsen 1997*) und konnten durch diese Versuchsreihen auch für die Gruppe der Kolloide bestätigt werden. Der Zusammenhang zwischen Kolloid-Durchmesser und dessen Einfluss auf die Wachstumsgeschwindigkeit wird derzeit aufgeklärt. Für das natürliche System Bodensee bedeuten diese Ergebnisse, dass die kolloidalen Wasserinhaltsstoffe für eine exakte Berechnung der Wachstumsgeschwindigkeit R während einer biogen induzierten Calcitfällung berücksichtigt werden müssen. Der Grund hierfür ist, dass die Kolloide den Hauptanteil der oberflächenbildenden partikulären Wasserinhaltsstoffe darstellen. Weiterführend handelt es sich bei der biogenen Calcitfällung um einen Selbstreinigungsvorgang, bei dem Kolloide in die sich bildenden Kristalle eingebaut werden. Somit erfolgt eine Entfernung kolloidaler Wasserinhaltsstoffe, die sonst keinen natürlichen Sedimentationsvorgängen unterliegen. Dies konnte im Rahmen einer zusätzlichen Freilandmesskampagne im Bodensee bestätigt werden.

6.6 Untersuchungen zur Adsorption von aromatischen Kohlenwasserstoffen an $CaCO_3$ im Bodensee

6.6.1 Einleitung

Ziel der Arbeit war es, die Fragestellung zu beantworten, ob und inwieweit adsorptive Prozesse von BTEX-Aromaten an $CaCO_3$-Kristalle unter bodenseespezifischen Bedingungen stattfinden und nachweisbar sind. Insbesondere sollten im Rahmen von praxisorientierten Untersuchungen weiterführende Erkenntnisse aufgezeigt werden, mit denen die an der Phasengrenzfläche von $CaCO_3$-Partikeln ablaufenden Prozesse charakterisiert und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Seewasserentnahme und -aufbereitung beurteilt werden können.

Hierzu war es zunächst erforderlich, im Rahmen einer Worst-Case-Betrachtung zu prüfen, welche Konzentrationen an BTEX-Aromaten bei einer denkbaren Havarie im Bodenseewasser zu erwarten sind. Unter Berücksichtigung des Lösungsverhaltens der einzelnen BTEX-Komponenten sollte darüber hinaus ein entsprechender Versuchsstandard entwickelt und die vorhandene Analysenmethode auf die spezifischen Anforderungen angepasst werden.

Bei den Vorgängen, die während der Adsorption von BTEX-Aromaten im Bereich der Phasengrenzfläche „Fest-Flüssig“ stattfinden, handelt es in physikalisch/chemischer Hinsicht um heterogene Prozesse. Zur Beschreibung und Beurteilung der dabei ablaufenden Effekten sind daher neben den Gesetzmäßigkeiten der Thermodynamik auch die Aspekte der Kinetik zu berücksichtigen. In einem weiteren Schwerpunkt sollten diese daher vor allem unter praxisnahen Bedingungen eingehend untersucht werden.

Darauf aufbauend wurde versucht, einen modelltheoretischen Ansatz zu erarbeiten, der zumindest eine qualitative Beschreibung der beobachteten Effekte und ablaufenden Reaktionsmechanismen erlaubt.

6.6.2 Worst-Case-Betrachtungen

Erhebungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee ergaben, dass der Gefahrguttransport pro Jahr im Zuflussbereich des Bodensees bei ca. 3,4 Mio. Tonnen liegt. Davon sind etwa 70 % bis 90 % der Güter der Gefahrgutklasse (GKL) 3 zuzurechnen. Bei diesen als wassergefährdend einzuteilenden Stoffen handelt es sich zum größten Teil um Mineralölprodukte wie Dieselkraftstoff, Ottokraftstoffe und Heizöl EL.

Im Falle einer Havarie ist somit eine Beeinträchtigung des Bodenseewassers nicht auszuschließen. Im Bereich der Entnahmestelle (Wasserschutzgebiet) und des Betriebs- und Forschungslabor des Zweckverbands Bodensee-Wasserversorgung in Sipplingen-Süßenmühle könnte bei einer Havarie die ausgelaufene Flüssigkeit sowohl von der Straße als auch von den Schienen aus über den Uferbereich direkt in das Flachwasser des Bodensees (Wasserschutzgebiet) gelangen (Abb. 6.16).

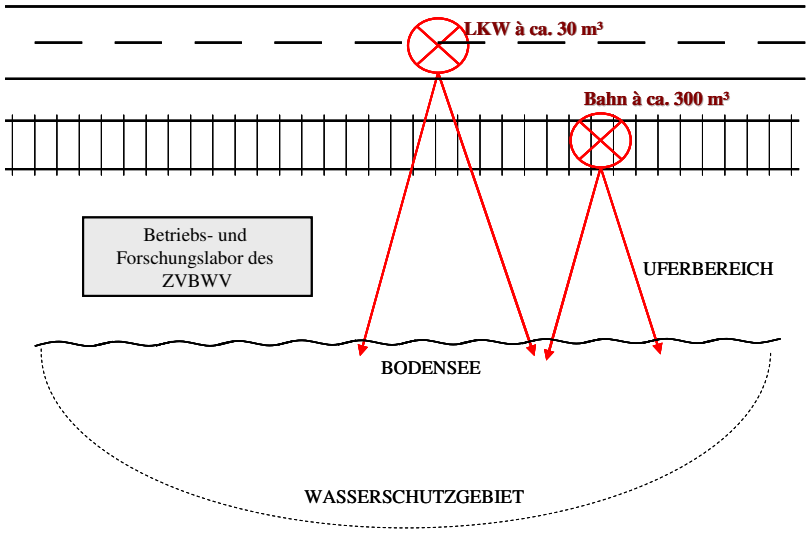


Abb. 6.16: Skizze einer möglichen Havarie eines mit Mineralölprodukten beladenen Tanklastzug oder Güterzugs (Kesselwagen) am Betriebs- und Forschungslabor des Zweckverbands Bodensee-Wasserversorgung in Sipplingen-Süßenmühle

Trotz des Transportverbots von Gefahrgütern im Wasserschutzgebiet sind Ausnahmeregelungen zugelassen. Für LKW's gilt dies zum Beispiel für die Belieferung von Haushalten in Sipplingen mit Heizöl. Nach der Straßenverkehrsordnung beträgt das zulässige Gesamtgewicht eines LKWs 40 Tonnen. Allgemein werden pro LKW zwischen 20 und 30 Tonnen Produkt transportiert. In der weiteren Betrachtung ist von einem Tankvolumen von etwa 30 m³ auszugehen. Bei einem Unfall eines solchen LKW´s mit Gefahrgütern der GKL 3 ist nicht mit einer großflächigen Seewasserverschmutzung zu rechnen. Hinsichtlich des partikelgebundenen Schadstofftransports würde dies eine untergeordnete Rolle spielen.

Andere Rahmenbedingungen sind jedoch bei einem Unfall eines Güterzuges gegeben, der in der direkten Nähe zum Bodensee Gefahrgüter transportiert. Als größter möglicher Schadensfall wird in Übereinstimmung mit dem Fachbereich Schadensabwehr der IGKB von einem Unfall im Bahnbereich ausgegangen, bei dem maximal 300 m³ Flüssigkeit der Gefahrenklasse 3 freigesetzt werden und in direkter Ufernähe vollständig auslaufen. Diese Menge entspricht ungefähr vier bis fünf beschädigten Kesselwagen mit je einer Beladung von etwa 60 m³.

6.6.3 Experimentell hergestellte Modelllösungen (Standards)

Um Untersuchungen im Labormaßstab durchführen zu können, musste eines der am häufigsten im Einzugsgebiet des Bodensees transportierten Mineralölprodukte ausgewählt werden. Das Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe untersuchte die wasserlöslichen Bestandteile verschiedener Mineralölprodukte. Dabei ging hervor, dass in Ottokraftstoffen ein wesentlich höherer wasserlöslicher Anteil vorliegt als in Heiz- bzw. Rohöl. Diese wasserlöslichen Bestandteile setzen sich hauptsächlich aus aromatischen Kohlenwasserstoffe und langkettigen aliphatischen Kohlenwasserstoffen zusammen. Diese Kohlenwasserstoffe bestehen aus maximal zehn Kohlenstoffatomen. Die mittlere molare Masse von Ottokraftstoffen beträgt ca. 100 g/mol.

Der Forschungsbericht 502-1 (*DGMK 2002*) über die Zusammensetzung von Ottokraftstoffen aus deutschen Raffinerien zeigt einen Anteil an aromatischen Kohlenwasserstoffen 30-40 %. Aufgrund deren verhältnismäßig hohen Wasserlöslichkeit wurde Ottokraftstoff (Normalbenzin 91 Oktan) beispielhaft in den Laboruntersuchungen der vorliegenden Arbeit angewendet.

Angesichts des hohen Anteils der BTEX-Aromaten Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m-Xylol, o-Xylol, 1,2,4-Trimethylbenzol, 3-Ethyltoluol und Naphtalin von etwa 25 % in Ottokraftstoffen (*DGMK 2002*), der guten Auftrennung des Kohlenwasserstoffgemisches und der Möglichkeit zur Identifizierung und Quantifizierung der einzelnen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurde zur Analyse ein HS-GC/MS-System verwendet.

Um eine praxisrelevante Modelllösung für die Adsorptionsversuche herzustellen, wurde auf die Ergebnisse des Forschungsberichts 502-1 der DGMK sowie auf die bis dato verfügbare Darstellung der Zusammensetzung von Benzin (beispielhaft für alle Benzine: Super Benzin bleifrei) zurückgegriffen (Abb. 6.17). Der Bericht beinhaltet die Zusammensetzung von Ottokraftstoffen aus zwölf deutschen Raffinerien. Da zwischen den Benzinen der verschiedenen Raffinerien sehr große Abweichungen zwischen Minimum und Maximum der Gewichtsanteile der beteiligten Stoffe herrschen, musste bei der Zusammensetzung des Versuchsstandards auf die Mittelwerte zurückgegriffen werden.

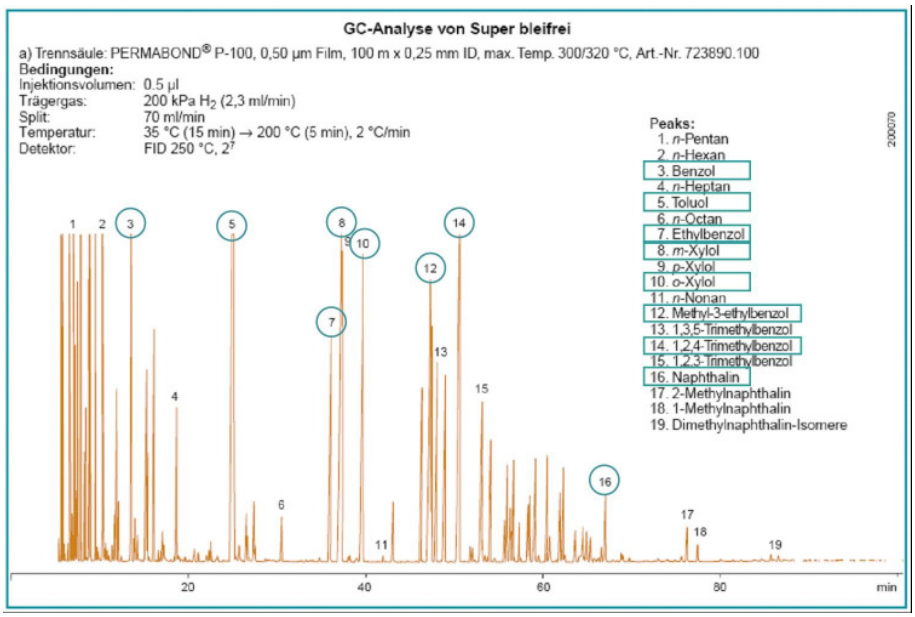


Abb. 6.17: Chromatogramm einer GC-Analyse von Super bleifrei der Firma Macherey-Nagel (beispielhaft für alle Benzine), 2006; markiert sind die für die Adsorptionsuntersuchungen ausgewählten BTEX-Aromaten

Tab. 6.2: Zusammensetzung von Normalbenzin in Gew.-% aus 12 deutschen Raffinerien 2001/2002 nach DGMK-Forschungsbericht 502-1; die Reihenfolge der Aromaten entspricht der Retentionszeit (aufsteigend) in der Gaschromatographie

	Minimum [Gew.-%]	Maximum [Gew.-%]	Mittel [Gew.-%]
Benzol	0,34	1,25	0,88
Toluol	3,85	20,11	10,82
Ethylbenzol	1,10	3,59	2,23
m-Xylol	1,01	7,74	4,20
o-Xylol	0,91	3,65	2,32
3-Ethyltoluol	1,18	3,47	1,93
1,2,4-Trimethylbenzol	1,02	5,12	2,77
Naphtalin	0,02	1,0	0,28
Summe:			25,43 Gew.-%

In Tab. 6.2 sind die massenprozentualen Anteile der ausgewählten aromatischen Kohlenwasserstoffe in Normalbenzin (91 Oktan), die in der Arbeit beispielhaft für wassergefährdende Stoffe herangezogen werden, zusammengefasst.

Die Substanzen, die für die Herstellung des Versuchsstandards verwendet wurden, sind entsprechend ihrer Retentionszeit und ihres prozentualen Gehalts in Normalbenzin (Mittelwerte) ausgewählt worden. Sowohl die zeitliche Lage (Identifizierung) als auch die Peakhöhe (Kriterium zur Berechnung der Konzentration) sollte deutlich erkennbar und auswertbar sein. Insbesondere sollten die Peaks der ausgewählten Substanzen über den gesamten Retentionszeitbereich von etwa 50 Minuten liegen.

Der Versuchsstandard wurde auf Grundlage der vorangegangenen Überlegungen hergestellt. Hierzu wurde für Toluol wegen seines hohen Anteils im Benzin ein Konzentrationswert von 500 mg/L festgelegt. Dieser verhältnismäßig hohe Wert war notwendig, da ansonsten der Anteil von Naphtalin zu gering gewesen wäre, um ihn nach der Verdünnung mit deionisiertem Wasser mittels HS-GC/MS analytisch erfassen zu können.

6.6.4 Resultate

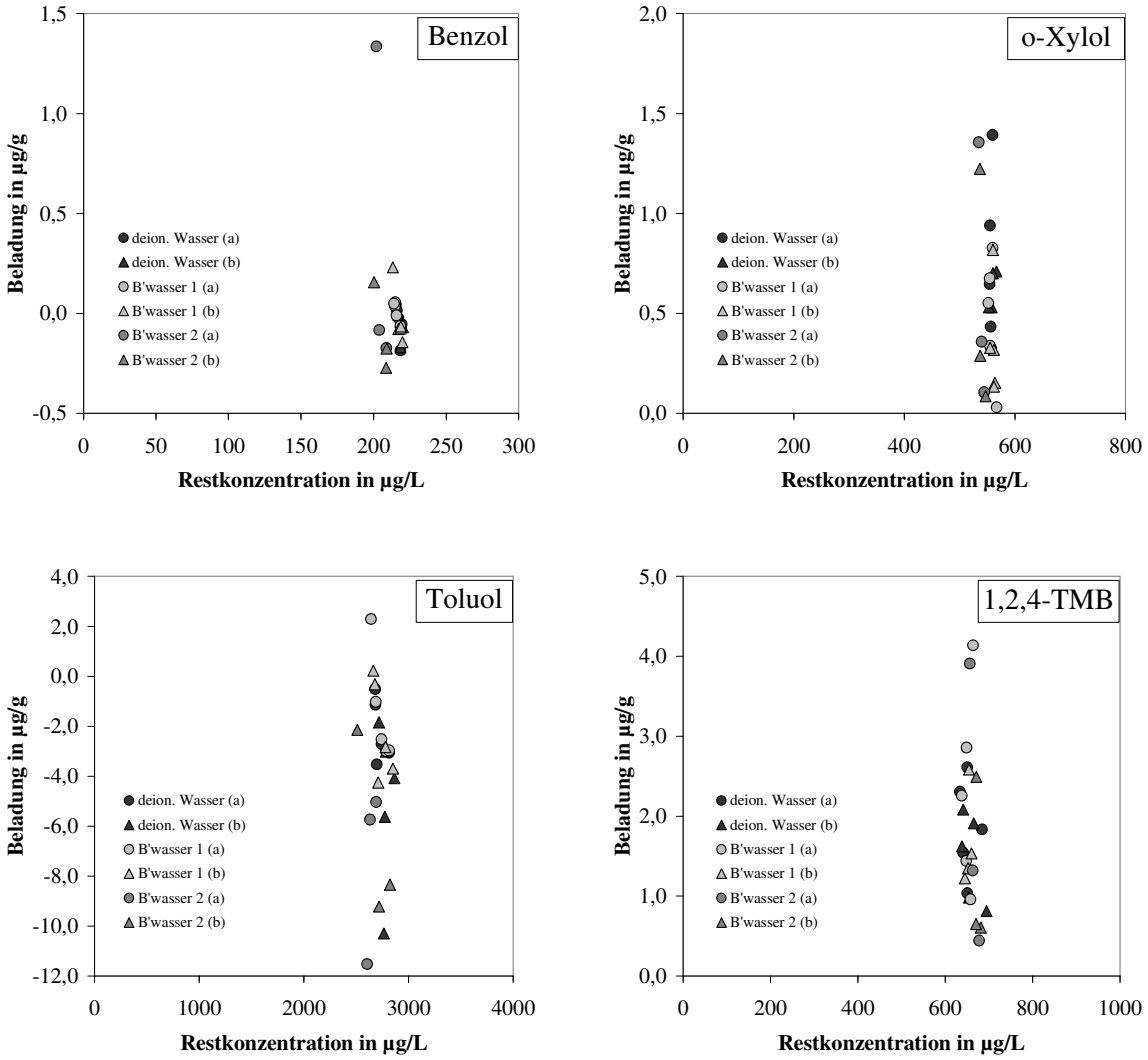
Die Ergebnisse der thermodynamischen Betrachtungsweise zeigten, dass unter den gegebenen Prozessbedingungen Aussagen zum Adsorptionsprozess von BTEX-Aromaten an $CaCO_3$-Partikeln nur bedingt möglich sind. Aufgrund der geringen spezifischen Oberfläche von $CaCO_3$ von 0,37 m²/g standen bei den ausgewählten Anfangskonzentrationen an BTEX-Aromaten vermutlich nicht ausreichend aktive Zentren zur Verfügung, um nach einer Zeit von t = 48h eine signifikante Verringerung der in Lösung befindlichen BTEX-Aromaten zu bewirken. Die Ergebnisse deuten nicht darauf hin, dass die Adsorptionsprozesse neben der Anzahl an Adsorptionsplätzen auch durch die Beschaffenheit des Lösungsmittels beeinflusst werden.

Die im Rahmen dieser Untersuchung betrachtete Adsorption von BTEX-Aromaten an $CaCO_3$ beruht im Wesentlichen auf der Bindung durch elektrische Wechselwirkungen. Es handelt sich bei dieser Bindung um eine Physisorption. Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass die Adsorption durch Unterschiede der äußeren Ladungsverteilung bzw. als Folge einer Erhöhung/Abnahme der Elektronendichte im Benzolring bedingt wurde. Im filtrierten Bodenseewasser befindet sich noch eine Vielzahl von gelösten Wasserinhaltsstoffen. Hierzu

zählen neben den Ionen (z.B. Ca^{2+}) auch die Huminstoffe (Huminsäuren, Fulvinsäuren), die adsorptiv an Partikel gebunden sein können.

Nach *Schick (2000)* gibt es weitere denkbare Möglichkeiten der adsorptiven Bindung. An Calcitpartikel können organische Makromoleküle, wie die im Bodensee vorhandenen Fulvinsäuren, adsorbieren. Durch die spezifische Fähigkeit von Calcium- oder Magnesiumionen zur koordinativen Bindung an funktionellen Carboxyl- oder OH^--Gruppen der Huminstoffe sind auch verstärkt Brückenbildungen möglich (Calcitpartikel-HS-Ca–Benzolring).

Daneben ist aber nicht auszuschließen, dass die Abnahme der BTEX-Konzentration in der wässrigen Lösung durch Komplexierungsreaktionen zwischen den BTEX-Aromaten und den gelösten Ionen bzw. natürlichen organischen Inhaltsstoffen des Bodenseewassers bedingt sind. Solche Komplexe sind in der Analyse mit dem HS-GC/MS nicht detektierbar. In weitergehenden Untersuchungen gilt es, diese Aussagen zu verifizieren.



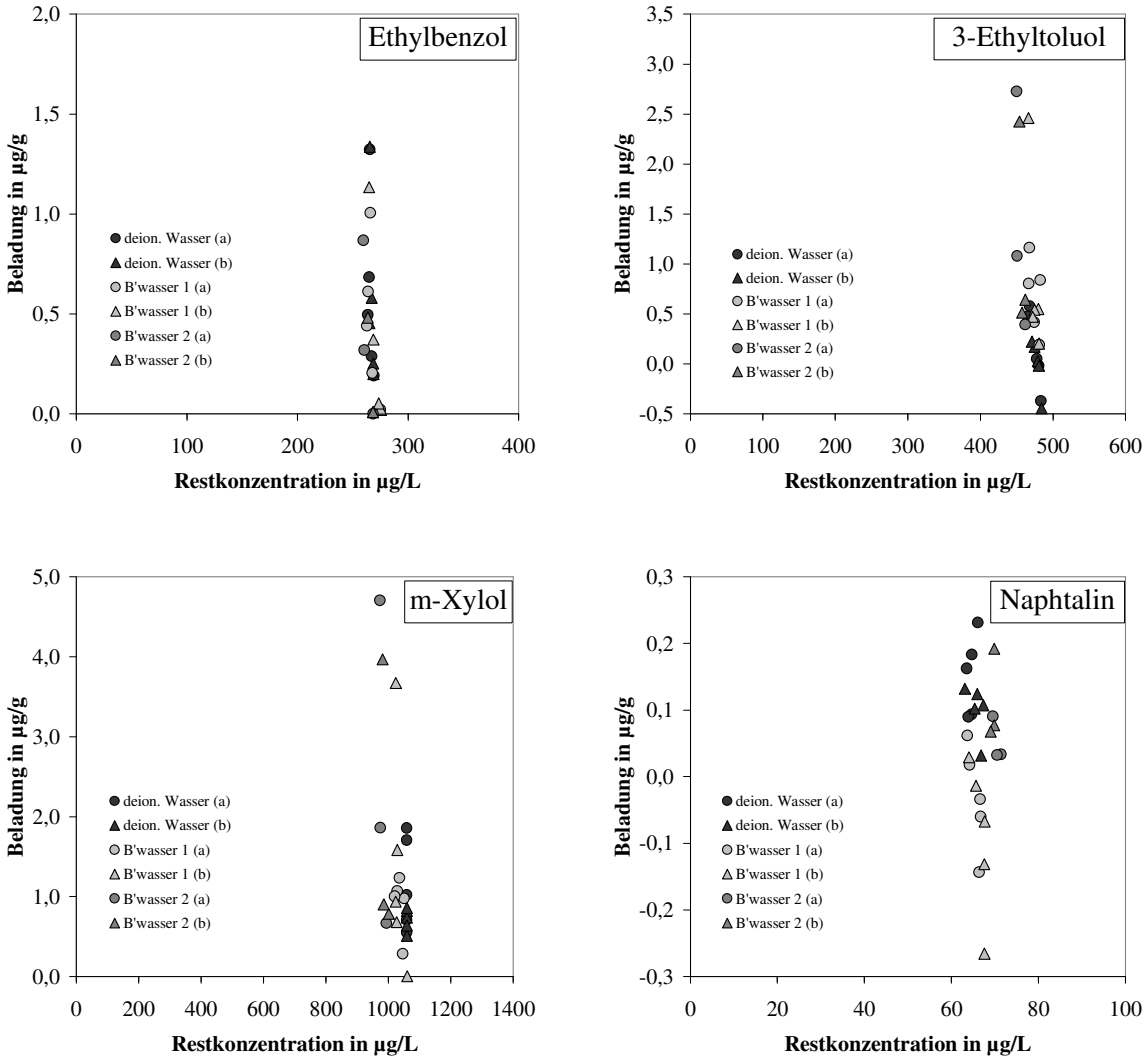


Abb. 6.18: Adsorption von ausgewählten BTEX-Aromaten an Calcitkristallen, dargestellt am Beispiel von Adsorptionsisothermen

Prozessbedingungen:

Zugabemenge an Versuchsstandard: 100 µL;

Einwaage $CaCO_3$ in 20 mL deionisiertem Wasser bzw. filtriertem Bodenseewasser

(2 Versuchsreihen, d_{Poren} = 0,2 µm): 200mg, 400mg, 600 mg 800 mg, 1000 mg;

Zeit: t = 48 h; Doppelbestimmung (a,b)

7 Windmodell (TP2)

Die interne Seeströmung wird im Wesentlichen durch den Eintrag der Windenergie in die Seeoberfläche angetrieben. Daher ist es wichtig, die Verteilung des Windes auf der Seeoberfläche möglichst detailliert zu kennen. Dazu werden in BodenseeOnline auf der Basis von Messwerten und den Prognosedaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) durch das Windfeldmodell detaillierte dreidimensionale Windfelder berechnet, siehe Schulz et. al (2005). Damit lassen sich sowohl aktuelle und in der Vergangenheit liegende Situationen analysieren, als auch Prognosen für die nahe Zukunft erstellen. Die Windfelder bilden dann die Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der hydrodynamischen Verhältnisse.

Für die Simulation der Windverhältnisse standen im Rahmen des Projekts zwei Windfeldmodelle zur Verfügung. Es handelt sich dabei um die Modelle WINDO, dessen Lösungsgebiet durch ein kartesisches Koordinatensystem beschrieben wird, siehe Imai und Chino (1985), und um MCF (MassConsitentFlowmodel), das aus auf einem geändefolgenden Koordinatensystem basiert, siehe Martens (1997). In einem ersten Schritt wurde untersucht, welches der beiden Modelle für den Einsatz in BodenseeOnline am besten geeignet ist. Dabei zeigt sich, dass das Modell MCF hinsichtlich der Anforderungen von BodenseeOnline am Besten geeignet ist.

Anhand der Daten aus der Messkampagne 2001, siehe Appt (2003) bei der auch die meteorologischen Daten auf dem See gemessen wurden, konnten die Ergebnisse der Simulation mit den Messdaten verglichen werden und notwendige Modellparameter angepasst werden. Dabei zeigte sich, dass sich die Windfelder auf dem See mit einer guten Qualität bestimmen lassen. Auch die hydrologische Simulation zeigt eine gute Übereinstimung mit den Daten aus der Messung. Dies ist die Grundlage für den Einsatz im Onlinemodell, wo keine Messdaten auf dem See vorliegen.

Im Online-Modell sorgt ein geeignetes Berechnungsschema für die kontinuierliche Bereitstellung der dreidimensionalen Windfelder basierend auf Mess- und Prognosedaten in der Datenbank. Dabei werden zunächst die Windfelder anhand der vorliegenden Prognosedaten berechnet. Liegen dann für denselben Zeitraum Messdaten vor, werden dann die Windfelder auf Basis der Messdaten bestimmt und die vorliegenden Windfelder auf Basis der Prognosedaten überschrieben. Mögliche Lücken bei den Messdaten sind somit automatisch mit Werten aus den prognostischen Berechnungen vorbelegt.

7.1 Vergleich der Windfeldmodelle

Die Bestimmung der Windfelder erfordert geeignete Modelle die an die Anforderungen des Gesamtsystems angepasst werden können, bzw. sind. Dabei gilt es zum einen alle wesentlichen Effekte die für die Bestimmung des Windes über dem See notwendig sind zu berücksichtigen, andererseits einen Kompromiss aus Rechengeschwindigkeit und Genauigkeit zu finden, um innerhalb des Online-Systems zu vertretbaren Antwortzeiten zu gelangen.

Bei der Modellierung der Strömung unterscheidet man verschiedene Größenskalen die über den Detaillierungsgrad der Modelle Auskunft geben. Mit geringer werdendem Maßstab werden lokale Effekte wie die Umströmung einzelner Hindernisse (Gebäude, Bäume) oder die Erwärmung von Flächen durch Sonneneinstrahlung zunehmend besser modelliert. Bei großem Maßstab hingegen werden globale Strömungen besser modelliert. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Bereich der Meso-Scale γ als Nährung verwendet, dabei liegen die Maschenweiten im Bereich von ca. 100 bis 1000 m und es wird über Gebiete von ca. 10^4 bis 10^6 m² gemittelt. Der Zeithorizont beträgt Mittelwerte im Bereich von 10 Min. bis zu einigen Stunden. Einzelne Gebäude oder Strukturen in Ufernähe werden in dieser Größenordnung nicht modelliert.

7.1.1 Physikalische Grundlagen

7.1.1.1 Meteorologische Grundlagen

Die Vorgänge die zur Ausbildung von spezifischen Windverhältnissen führen sind bestimmt durch die meteorologischen Gegebenheiten in der Atmosphäre. In vertikaler Richtung wird dieser Bereich der hier relevant ist wird durch die planetarische Grenzschicht (auch Mischungsschicht) beschrieben. Sie ist die, abhängig von den meteorologischen Bedingungen, ca. 200 bis 2000 m mächtige an die Erdoberfläche angrenzende Luftschicht die die freie Atmosphäre nach unten hin begrenzt. In ihr werden die Luftbewegungen vorwiegend von einem näherungsweise horizontalen Druckgradienten angetrieben und von der Corioliskraft zusätzlich modifiziert. Der Einfluss der Erdoberfläche (Orographie, Bewuchs, Bebauung) beschränkt sich auf die Mächtigkeit dieser Grenzschicht.

Nach oben ist die planetarische Grenzschicht durch die Höhe definiert, in der der Windvektor erstmals in die Isobarenrichtung, d.h. die Richtung des geostrophischen Windes, weist. Dort verschwindet die reibungsbedingte Ablenkung des Windes. Die Mächtigkeit der planetarischen Grenzschicht hängt von der Bodenrauhigkeit, der vertikalen Schichtung und der Windgeschwindigkeit ab. Unterteilt wird sie in drei Unterschichten, für welche jeweils bestimmte physikalische Annahmen gelten:

- **Laminare Grenzschicht:** eine dünne, sich an den Erdboden anschließende Schicht in der die Strömung laminar erfolgt. Bei Seen stellt sie den Übergang zur Wasseroberfläche dar.
- **Prandtl-Schicht:** Die Prandtl-Schicht schließt sich an die laminare Grenzschicht an, in ihr wird die Dynamik der Luftbewegung näherungsweise ausschließlich durch die Reibung bestimmt. Die Corioliskraft und Druckgradienten sind hier vernachlässigbar. Innerhalb der Prandtl-Schicht ändert sich vorwiegend die Windgeschwindigkeit.
- **Ekman-Schicht:** Die über der Prandtl-Schicht liegende Ekmanschicht ist dadurch charakterisiert, dass in ihr bei nachlassender Reibung die Corioliskraft und die durch den Druckgradienten erzeugte Volumenkraft zunehmend an Bedeutung gewinnen. Die Ekmanschicht wird durch die sogenannte Ekman-Spirale modelliert bei der sich Windgeschwindigkeit und Richtung bis zur Stärke und Richtung des geostrophischen Windes ändern.

Für die Ausbildung von Strömungen ist die Schichtungsstabilität der Atmosphäre von Bedeutung. Bei einer labilen Schichtung kommt es zum verstärkten vertikalen Luftaustausch und einer Zunahme der Turbulenz, bei stabiler Schichtung wird der vertikale Austausch der Luft reduziert und die mechanisch erzeugte Turbulenzenergie thermisch zu einem größer werdenden Teil wieder vernichtet. Die Schichtungsstabilität wird durch Strahlungseinflüsse, Kondensation von Wasserdampf und die Temperaturschichtung der Atmosphäre bestimmt. Für die Windströmung ergibt sich bei der Zunahme der Stabilität ein Übergang vom Überströmen von Hindernissen zu einem Umströmen derselben. Demzufolge sind bei stabilen Verhältnissen beispielsweise tiefe Täler richtunggebend für den Wind in Oberflächennahe. Die Topographie und die Bodenbeschaffenheit bzw. die Bodenrauhigkeit stellen somit wichtige Einflußgrößen für die Ausbildung von Strömungen in der Nähe (zunehmende Reibung) der Erdoberfläche dar.

Für die Ausbildung des Windes über dem See sind daher nicht nur die Wetterverhältnisse am See sondern auch die Einflüsse der Umgebung und der Großwetterlage entscheidend. Lokale Einflüsse wie die Orographie, die Landnutzung und die Bebauung in Ufernähe sind besonders bei geringen Windgeschwindigkeiten bestimmend für die Ausbildung der Windströmung. Großflächige Geländesysteme wie z.B. das Rhein- und das Schussental sind weitere wichtige Einflußfaktoren. Der Tagesgang der Temperatur und die unterschiedliche Erwärmung von Land und Wasserflächen prägen ein regelmäßig aufkommendes System von Land und Seewinden das ebenfalls hauptsächlich bei schwachen Windverhältnissen zu

beobachten ist. Bei Windereignissen, d.h. bei länger anhaltenden Windstärken von mehr als 4 m/sec, dagegen setzt sich meist über dem gesamten See eine einheitliche Windrichtung durch die alleine durch die Großwetterlage geprägt ist.

Mit einem diagnostischen, massenkonsistenten, divergenzfreien Windfeldmodell, wie es bei Bodensee eingesetzt wird werden diese Einflüsse implizit über die gemessenen Winde an einzelnen Stationen und die zugehörigen Turbulenzparameter berücksichtigt. Bei den Prognosedaten des DWD sind diese Einflussparamter bereits berücksichtigt.

Zur Erfassung der Meteorologie im Umfeld des Sees ist daher die synoptische Messung mit einer möglichst hohen Messdichte erforderlich. Um die sehr unterschiedliche Orographie und auch die in der Regel in verschiedenen Seeteilen unterschiedlichen Wetterlagen gut zu erfassen, wäre dazu ein in gleichmäßigen Abständen rund um den See gelegenes Netz von Wetterstationen notwendig. Für die Windfeldberechnung würden dazu die Windwerte in unterschiedlichen Höhen und die für die Bestimmung der Turbulenz erforderlichen Messdaten wie die Sonneneinstrahlung und die Windfluktuation benötigt. Diese Daten sollten in einheitlichen Messintervallen vorliegen um die Dynamik des Windes über dem See wiederzugegeben. Ein solches Messnetz ist allerdings eine Idealvorstellung die in der Realität nur eingeschränkt erreicht werden kann. Um die Einflüsse der Messstationen auf die Ergebnisse kontrollieren zu können, konnten aus der Messkampagne 2001 mit einer großen Menge von Messdaten rund um den See und auf dem See Vergleichsrechnungen ausgeführt werden. (siehe Kap. 7.2.1 und 7.2.3)

7.1.1.2 Orographiemodell

Zur Berechnung der Windfelder auf dem Bodensee wird ein Orographiemodell benötigt, das in seiner horizontalen Auflösung, den Anforderungen an die Genauigkeit der Simulationsergebnisse genügt und das Umfeld des Bodensees hinreichend zur Strömungsfeldberechnung einschließt.

Am IKE lagen digitale Geländedaten für Baden-Württemberg mit einer räumlichen Auflösung von 100 m und 250 m vor, die jedoch den Bodensee und seine Umgebung nur im Rahmen der baden-württembergischen Grenzen enthielten. Diese Daten wurden auf ein Maschengitter von 400 m interpoliert und mit einem von kup bereitgestellten Geländemodell im 400 m Raster für die bayrischen, österreichischen und schweizerischen Bereiche zusammengebracht. Anhand der Kontur des Bodensees wurde die Seefläche auf einheitliche 395 m (= mittlerer Pegel) geglättet.

Die Rauhigkeit des Sees wurde einheitlich auf einen Wert von 0.001, einem Wert der für die Seeoberfläche bei den meisten Windstärken charakteristisch ist, gesetzt. Die Rauhigkeit des Landanteils beträgt einheitlich 0.5 m.

Dieses Geländemodell wurde anhand digitaler topographischen Karten überprüft und wird für die Anforderung an die Auflösung des Gesamtmodells derzeit als ausreichend betrachtet. Beiden Windfeldmodellen gemeinsam ist die vertikale Begrenzung des Lösungsgebiets auf den Bereich der planetarischen Grenzschicht. Sie begrenzt den maximalen Höhenunterschied der innerhalb des Modellgebiets auftreten kann. Dieser Höhenunterschied berechnet sich aus der Differenz zwischen dem tiefst- und dem höchstgelegenen Gitterpunkt innerhalb des Modellgebiets, wobei der höchstgelegene Punkt unterhalb der planetarischen Grenzschicht liegen muss. Diese Differenz liegt bei ca. 500m.
Für das Orographiemodell in BodenseeOnline bedeutet dies, dass noch eine Reduktion der maximalen Geländehöhen vorgenommen werden musste. Dieses als Skalierung bezeichnete Verfahren bildet Geländehöhen oberhalb einer maximalen Höhe ähnlich ab, indem der Höhenwert mit einem Faktor multipliziert wird. Die resultierende Topographie ist in Abb. 7.1 dargestellt.

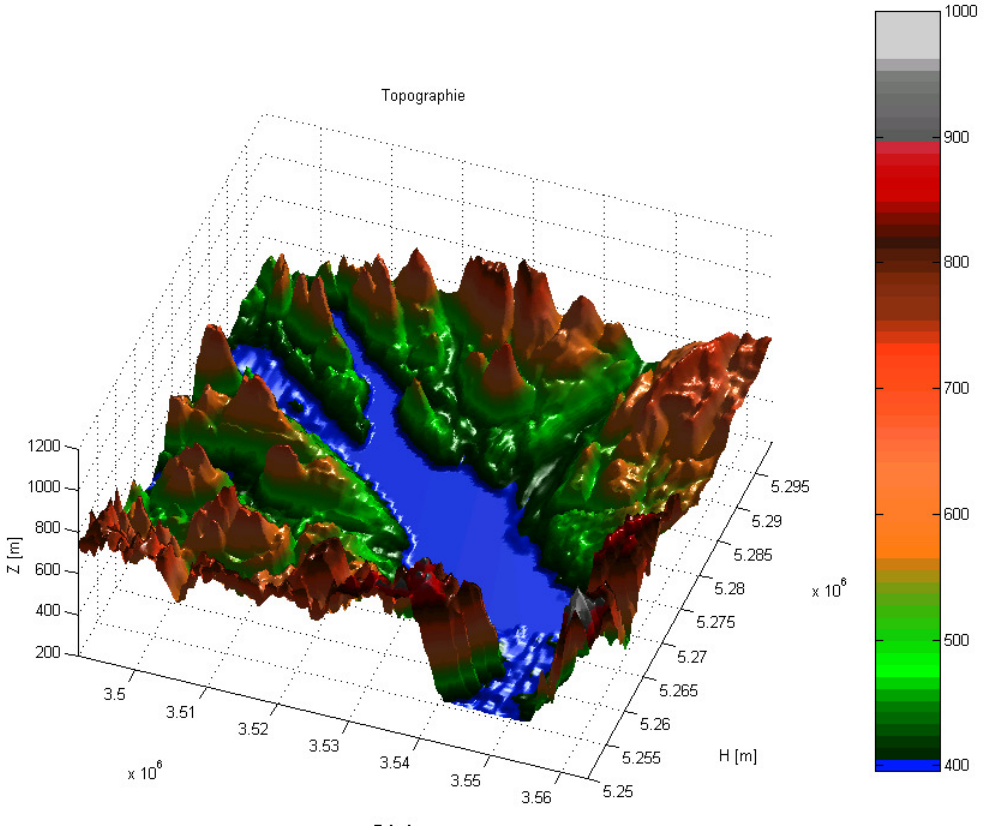


Abb. 7.1: 3D Ansicht der Bodenseetopographie (alle Flächen < 400 m sind blau eingefärbt)

Dieses Orographiemodell wird im Onlinemodell zur Windfeldberechnung eingesetzt. In der Zwischenzeit stehen aus dem SRTM-Projekt digitale Geländedaten mit einer Auflösung von ca. 90 m. für das gesamte Lösungsgebiet zur Verfügung die in der zukünftigen Anwendung des Onlinemodells leicht durch Austausch der Modelltopographie eingesetzt werden können.

7.1.2 Modellgrundlagen

Im Rahmen von BodenseeOnline standen für die Windfeldberechnung zwei diagnostische, massenkonsistente, divergenzfreie Strömungsmodelle zur Verfügung. Zum einen das Modell WINDO, welches auf einem Gitter mit konstanter vertikaler Maschenweite aufbaut, und zum Anderen das Modell MCF, welches auf einem geländefolgenden Gitter basiert. Beide Modelle haben in der Ebene ein kartesisches Gitter. Beide Modelle sind im Bereich der Meso-Scale γ gültig (siehe Kap. 7.1.1.1).

Die Randbedingung für ein divergenzfreies massenkonsistentes Windfeld ist, dass die gesamte Luftmasse im Lösungsgebiet konstant bleibt, d.h. die einströmende und die ausströmende Luft gleichen sich gegenseitig aus. Dabei gelten die Erd- bzw. Seeoberfläche und die obere Grenzfläche als undurchdringlich. Anhand von synoptischen Messdaten, die innerhalb des Lösungsgebiets liegen müssen, wird ein Initialwindfeld berechnet dass anschließend durch numerische Iteration so lange modifiziert wird bis die Divergenz des Strömungsfeldes kleiner als ein vorgegebener Grenzwert ist.

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Bezugsysteme unterscheiden sich die Modelle jedoch erheblich in der Art der Initialisierung des Windfeldes, was einen entscheidenden Einfluss auf das resultierende vertikale Windprofil hat.

Beiden Windfeldmodellen gemeinsam ist eine Begrenzung der Gültigkeit auf den Bereich der planetarischen Grenzschicht. Sie begrenzt den maximalen Höhenunterschied der innerhalb des Modellgebiets auftreten kann. Dieser Höhenunterschied berechnet sich aus der Differenz zwischen dem tiefst- und dem höchstgelegenen Gitterpunkt innerhalb des Modellgebiets, wobei der höchstgelegene Punkt unterhalb der planetarischen Grenzschicht liegen muss. Diese Differenz liegt bei ca. 500m.

Als Randbedingung des Modells WINDO gilt, dass die Windgeschwindigkeit in allen luftbefüllten Maschen am Rande von Geländemaschen auf null gesetzt werden. Dies bedeutet, dass die Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen in der Nähe von Geländesteigungen mit erheblichen Fehlern belastet sein können. Um, wie für den BodenseeOnline erforderlich, in vertikaler Richtung ein Windfeld auf Basis eines geländefolgenden Koordinatensystems zu erhalten, ist noch eine Umrechnung des Windfeldes vom kartesischem Koordinatensystem in das geländefolgende Koordinatensystem notwendig. Hierfür steht das Programm KartGelf zur Verfügung.

Der Vorteil des geländefolgenden Gitters liegt darin, dass geländefolgende Koordinaten mit variabler Maschenweite und hoher vertikaler Auflösung in Oberflächennähe eine genauere Beschreibung der Windströmung im Bereich der relevanten Grenzfläche ermöglichen. Dabei gilt für das Modell MCF, dass die Geländesteigung nicht wesentlich über 15% liegen darf. Bei größeren Steigungen ist die Konvergenz des numerischen Verfahrens nicht mehr sichergestellt. Daher kann hier die Qualität der Ergebnisse entsprechend abnehmen.

Ein weiterer Unterschied bei beiden Modellen ist die Berücksichtigung der Bodenrauhigkeit, wobei für das Modell WINDO nur ein globaler Wert, für das Modell MCF hingegen die Bodenrauhigkeit in jeder Masche der untersten Schicht des Lösungsgebiets vorgegeben werden kann.

Die Modell MCF ist besonders für stabile bis neutrale Schichtung geeignet, WINDO hingegen kennt diesbezüglich keine Einschränkung.

Das Resultat der Windfeldberechnung ist in beiden Fällen ein geländefolgendes Windfeld. Für die Ankopplung an das hydrostatische Modell wird daraus die unterste, relevante Schicht als Eingabe verwendet.

7.1.3 Datengrundlage

7.1.3.1 Messdaten

Grundlage für die Simulation der aktuellen Windverhältnisse sind Messdaten, die als zeitliche Mittelwerte über den Berechnungszeitraum (Zeitintervall) für Messpunkte innerhalb des Lösungsgebiets vorliegen. Dabei muss sich der Gültigkeitsbereich für alle Messdaten über das gesamte Zeitintervall erstrecken. Zusätzlich werden zu jedem Messpunkt die Koordinaten und die Höhe des Messinstruments über Grund benötigt.

Als Messgröße werden Windgeschwindigkeit und Windrichtung, oder alternativ die Komponenten des Windvektors in Richtung der Koordinatenachsen des Lösungsgebiets benötigt. Die Windgeschwindigkeit wird in m/sec angegeben. Für die Windrichtung gilt folgende Definition:

- Wind aus Nord entspricht 0°
- Der Winkel wird im Uhrzeigersinn gemessen

Für eine ordnungsgemäße Initialisierung benötigen die Windfeldmodelle Informationen über das vertikale Windprofil. Am besten kann dies durch Messung an Windmasten die im Lösungsgebiet verteilt stehen erfolgen. Soweit dies nicht möglich ist werden hierzu im Lösungsgebiet gelegene Stationen mit unterschiedlicher topographischer Höhe oder der geostrophische Wind verwendet.

Die Windmodelle unterscheiden sich bezüglich der Anforderungen an die Information über die vertikale Verteilung des Windes. Für WINDO genügen mehrere Stationen auf unterschiedlichem Höhenniveau, die im Modellgebiet so verteilt sind dass überall die Bedingung erfüllt ist, dass mindestens drei Messpunkte mit einem statistischen Mindestgewicht in der Umgebung aller Gitterpunkte vorliegen. MCF erfordert neben der Information über den Wind am Boden zusätzlich an mindestens einem Messpunkt auch Windwerte aus größeren Messhöhen oder den geostrophischen Wind.

Die Windfeldberechnung erfordert zusätzlich Informationen über die Turbulenz in der Atmosphäre. Diese kann nach unterschiedlichen Methoden bestimmt werde. Gängige Verfahren sind die Bestimmung aus der Fluktuation des Windes oder aus der Strahlungsbilanz. Messgeräte die diese Größen bestimmen liegen für Bodensee-Online noch nicht vor, daher werden die Windfeldberechnungen mit der in den meisten Fällen vorherrschenden neutralen Schichtung durchgeführt.

7.1.3.2 Prognosedaten

Alternativ zu Messdaten können die Windfeldmodelle auch mit Daten aus den Prognosen des Deutschen Wetterdienstes verwendet werden. Hier wird anstelle von Daten der einzelnen Messstationen ein gleichmäßig über das dreidimensionale Lösungsgebiet verteiltes Gitter von Volumen- und Zeitmittelwerten für den Wind, die mit einem prognostischen Modell berechnet wurden, als Eingabe verwendet. Die Windfeldberechnung stellt hier ein sogenanntes Nesting-Verfahren dar. Dabei wird aus einem, auf Basis einer grob aufgelösten Topographie, berechneten Windfeld ein feiner aufgelöstes Windfeld unter Berücksichtigung einer detaillierteren Orographie bestimmt.

Die Prognosen des DWD liegen in der Regel zweimal am Tag jeweils für einen Prognosezeitraum von bis zu 78 Stunden vor. Die räumliche Auflösung beträgt dabei ca. 5 * 7 km mit einer vertikalen Auflösung zwischen 10 bis 300 m. Die zeitliche Auflösung beträgt 1 Stunde, siehe auch Kapitel 3.3.

Dieses dreidimensionale Feld von Windwerten wird aus einem für ganz Europa gültigen prognostischen Rechenmodell gewonnen und berücksichtigt hauptsächlich globale Wetterdaten. Die einzelnen Gitterpunkte sind Volumenmittelwerte für die jeweilige Gitterzelle und werden bei der Windfeldberechnung so behandelt als handelt es sich um Punktmesswerte von gleichmäßig verteilten Messstellen. Dadurch liegt für die Rechenmodelle eine ausreichende vertikale Information vor. Durch die Anpassung der Messhöhe an die verfeinerte Topographie wird das Windfeld modifiziert. Die Information über die Schichtungsstabilität wird vom Prognosemodell geliefert.

7.1.4 Vergleichsrechnungen

Die Hauptunterschiede von WINDO und MCF liegen in der Bestimmung des vertikalen Windprofils in der Nähe der Oberfläche.

WINDO rechnet hier mit kartesischen Maschen mit einer Maschenweite von 25 m und setzt die Windgeschwindigkeit an der Oberfläche auf 0 m/sec fest. Unterschiedliche Rauhigkeitsfaktoren in den Maschen der untersten vertikalen Schicht werden hier nicht berücksichtigt. Aufgrund der Initialisierungsmethode des Windfelds dominiert in Bereichen fern von Messstellen die Messstelle mit dem insgesamt höchsten statistischen Gewicht. Dies kann bei einer nicht gleichmäßigen Verteilung der Messpunkte zu einer Verfremdung des Windfelds führen. Dies zeigte sich beispielsweise beim Vergleich der resultierenden Windrichtungen bei Berechnungen an Punkten auf der Seeoberfläche wenn nur mit Messstationen an Land gearbeitet wurde (siehe Kap. 7.2.3).

Beim Modell MCF wird ein geländefolgendes Gitter für die vertikale Achse verwendet. Damit können im Bereich der Oberfläche feinere Unterteilungen berücksichtigt werden. Die Gitterweite variiert hier zwischen 2 bis 100 m. Entgegen WINDO berücksichtigt MCF unterschiedliche Rauhigkeitsfaktoren. Die Initialisierung erfolgt zuerst durch die Berechnung eines vertikalen Profils an jeder Messstelle und einer anschließenden Wichtung der anderen Gitterpunkte mit einer $1 / r^2$ Abschätzung innerhalb derselben Höhenschicht. Somit erhält man an den Stellen an denen keine Messpunkte in der Nähe liegen ein ausgewogenes Windfeld.

Die Anforderungen beider Modelle an die vertikale Verteilung lassen sich mit den in Bodensee-Online zur Verfügung stehenden Messdaten nur bedingt erfüllen. Als Lösungsansatz wurde daher ein Verfahren gewählt das zu jedem Messpunkt ein logarithmisches Windgeschwindigkeitsprofil u (z) bestimmt nach der innerhalb der Prandtlschicht gültigen Formel: siehe Weigele (1993)

$$u(z) = u^*/0.4 * \ln(z / z_0)$$

dabei ist u^* die gemessene Schubspannung. Sie errechnet sich aus dem Messwert von u in z_{ref} und z_0 der Rauhigkeitslänge an der Messstelle. Das Profil wird für virtuelle Messhöhen von 10 bis 100 m berechnet. Bei Prognosedaten ist dieser Ansatz nicht notwendig da hier bereits die vertikale Verteilung vorliegt.

Im Rahmen der Arbeit wurden zunächst sowohl mit dem Modell WINDO als auch mit dem Modell MCF Simulationen für ausgewählte Situationen durchgeführt, mit dem Ziel herauszufinden, welches Modell für BodenseeOnline besser geeignet ist. Das Resultat dieser Vergleichsrechnungen soll anhand des Beispiels einer Prognoserechnung deutlich gemacht werden. Abb. 7.2 zeigt einen Ausschnitt aus einem Windfeld im Bereich der Konstanzer Bucht, wobei beiden Modellen dieselben Eingangsdaten zugrunde lagen. Die Darstellung der Topographie entspricht Abb. 7.1. Die Windpfeile sind so normiert dass in beiden Modellen die Windgeschwindigkeiten vergleichbar sind. Im MCF – Modell ist der Wind über Land deutlich reduziert und nimmt über der Wasserfläche zu. Im WINDO-Modell hat der Wind im gesamten Ausschnitt etwa die selbe Stärke, auf dem Wasser über dem Überlinger See ist die Geschwindigkeit verglichen mit dem MCF Modell geringer. Betrachtet man bei diesem Beispiel noch das vertikale Windprofil (Abb. 7.3) am Ort der Wetterstation Konstanz (KN) und an einem Punkt auf dem See (S6) im Vergleich zur Vorgabe des Profils aus der Prognose und dem Messwert der Station Konstanz zu diesem Zeitpunkt, so werden die Unterschiede noch klarer. In der Abbildung ist die Windgeschwindigkeit auf der X- Achse und die Höhe über auf der Y- Achse aufgetragen. Das MCF- Modell bestimmt das Windprofil auf dem Wasser analog zur Vorgabe des DWD-Prognoseprofils und reduziert die Windgeschwindigkeit über Land.

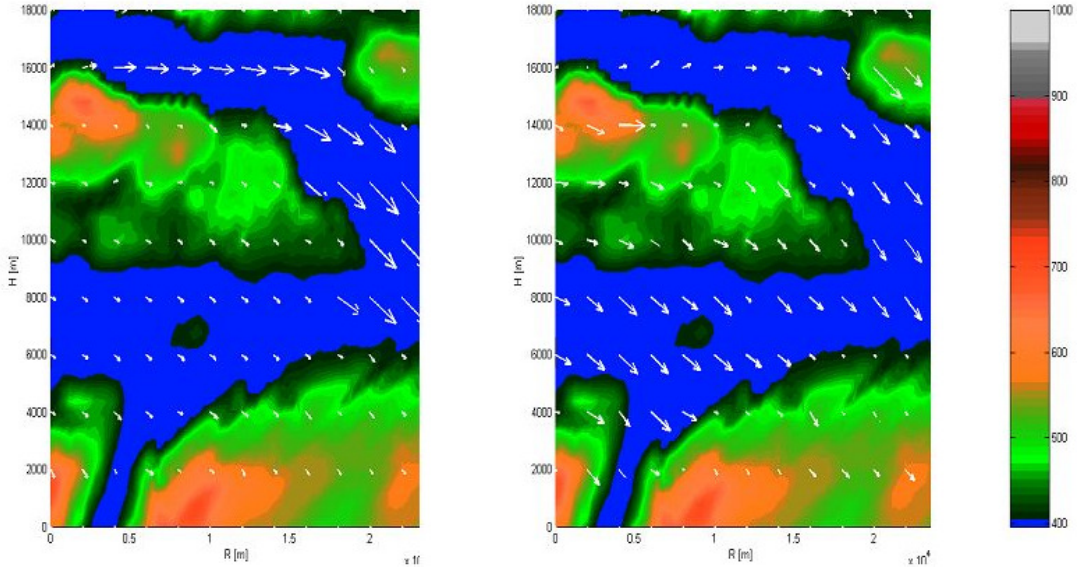


Abb. 7.2: Vergleich der Windfeldmodelle (links MCF rechts WINDO) Eingangsdaten aus Prognose vom 9.12.2006 von 12 Uhr

Das Modell WINDO hat über dem Wasser in Oberflächennähe eine geringere Windgeschwindigkeit als die Vorgabe, die Geschwindigkeit über Land ist verglichen mit MCF höher, aber auch geringer als die Vorgabe. Im Modell werden bei WINDO alle Gitterpunkte in nahe von Geländesteigungen mit der Windgeschwindigkeit 0 m/sec belegt. Im Bereich des Überlinger Sees der hier nur 3 bis 4 Maschenweiten breit ist führt dies zu einer weiteren Reduktion der Windgeschwindigkeit. Für die Station KN weichen beide Profile vom zugehörigen Messwert ab, dies lässt sich jedoch aus der Lage der Messstelle und dem Anströmeffekt erklären.

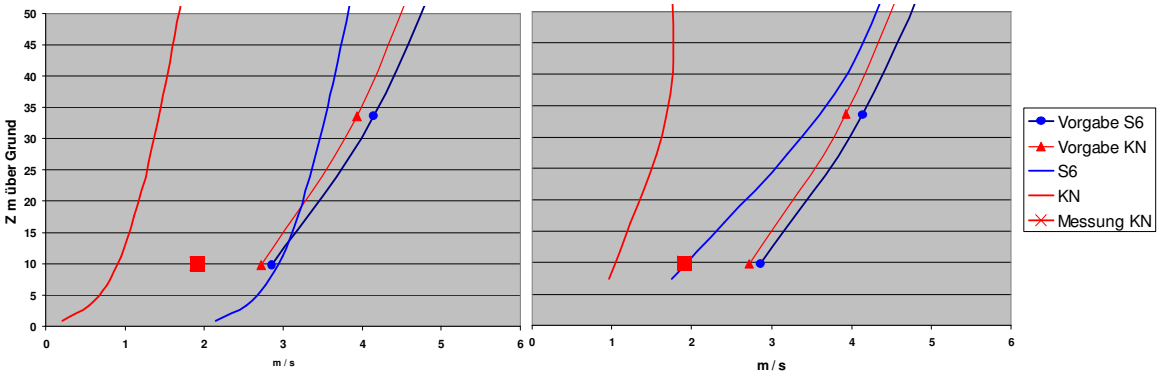


Abb. 7.3: Vergleich der Windprofile (links MCF rechts WINDO) Eingangsdaten aus Prognose vom 9.12.2006 von 12 Uhr und Messwert der Station Konstanz

Die Beschleunigung des Windes über dem See bei MCF erklärt sich aus der Berücksichtigung unterschiedlicher Rauhigkeitsfaktoren über Land und Wasser.

Zu Testzwecken wurden mit Daten aus der Messkampagne 2001 (siehe Kap. 7.2.3) Windfelder mit dem Modell WINDO berechnet und mit den errechneten Winddaten eine hydrodynamische Simulation durchgeführt. Dabei zeigte es sich, dass der Antrieb des Windes in diesem Fall zu gering war und die Ergebnisse der hydrodynamischen Berechnung deutlich von den Daten der Messkampagne abwichen.

Durch diese Vergleichsrechnungen ergibt sich, dass MCF für die Anforderungen von BodenseeOnline besser geeignet ist. Deshalb wurde für die weiteren Untersuchungen nur noch das Modell MCF verwendet.

7.2 Modellrechnungen mit MCF

Für den Einsatz in Bodensee Online gab es für MCF noch verschiedene Fragen zu klären. Zum einen, in wie weit sich die Anzahl und Qualität der Messstationen auf die Ergebnisse auswirkt, zum anderen die Frage, wie gut die Verhältnisse auf dem See bestimmt werden können. Der letzte Teil der Frage wird in Kap. 7.3.3 ausführlich erörtert.

Die Datengrundlage für die meisten Untersuchungen bildetet die Messkampagne 2001, siehe Appt (2003), bei der um und auf dem See über einem Zeitraum von ca. 6 Wochen Wind- und andere Messdaten erhoben wurden. Damit liegen in diesem Zeitraum Daten auf dem See vor die unmittelbar mit den Ergebnissen aus der Simulation vergleichen werden können.

Mit der Bereitstellung von Messdaten im Rahmen von BodenseeOnline konnten aber auch Windfeldberechnungen mit aktuellen Messwerten ausgeführt werden.

Als zweite Datenquelle stehen für die Windfeldberechnungen die Prognosen des DWD zur Verfügung. Mit dem Betrieb von BodenseeOnline werden diese Daten zweimal täglich bereitgestellt. Für die Windfeldberechnung unterscheiden sie sich nur in der Herkunft und der Anzahl der Daten von den Messdaten, das berechnete Windfeld hat dieselben globalen Parameter, der Berechnungsprozess ist derselbe.

7.2.1 Diagnoserechnungen

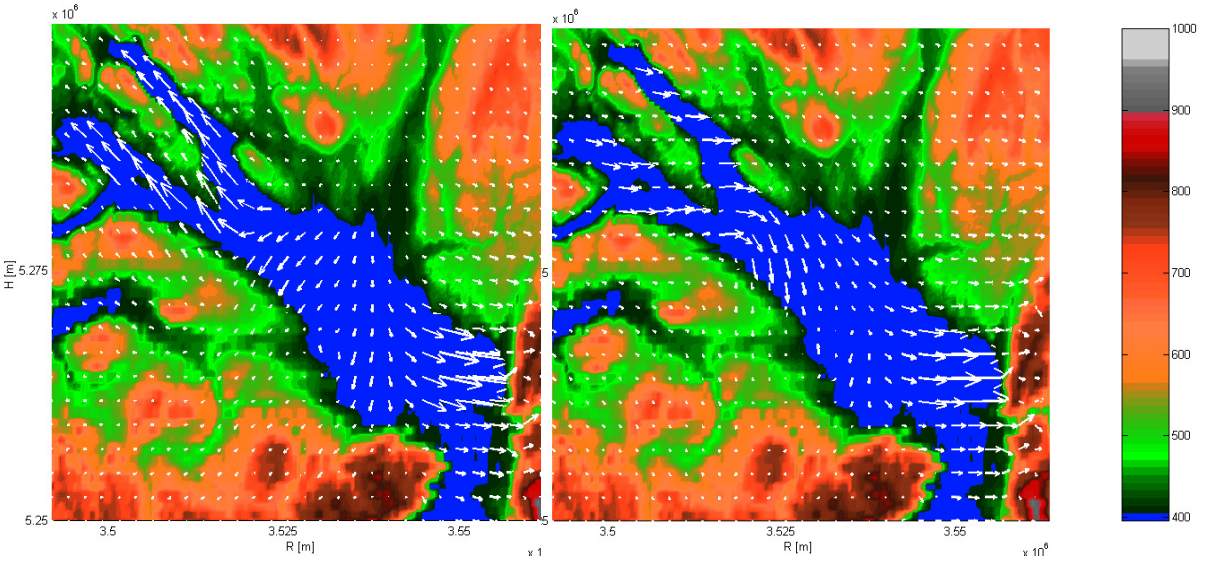


Abb. 7.4: Zwei für den Bodensee typische Windfelder bei mäßiger Windstärke (2-4 m/sec) am 2008-09-08, 14:00 und 15:00

Bei sogenannten Diagnoserechnungen aufgrund von Messdaten erhält das Windfeldmodell für jeden Berechnungszeitschritt eine Liste von synoptischen Messdaten von Stationen rund um den See. Die Anzahl der Elemente und deren räumliche Verteilung kann variabel sein und richtet sich nach den in einem Zeitschritt gültigen Messwerten. Die Überprüfung auf die Gültigkeit dieser Werte muss bei der Datenbeschaffung erfolgen. Die zeitlich dynamische Entwicklung wird durch die Größe der Zeitintervalle (Zeitschritte) modelliert. Da es sich bei den Eingabewerten um zeitliche Mittelwerte handelt müssen natürlich die Simulationszeitschritte an die Intervalle der Messdaten angepasst sein. Es liegt in der Natur der Messdaten, dass eine Berechnung immer nur im Nachhinein erfolgen kann. Wie zuvor beschrieben können die Messdaten um zusätzliche vertikale Stützstellen ergänzt werden.

Für die nachfolgenden Analysen wurden zwei charakteristische, Windsituationen am Bodensee ausgewählt. Die eine Wetterlage ist gekennzeichnet durch eine Anströmung des Seegebiets aus westlicher Richtung. Bei dieser Wetterlage hat der Bodanrück eine abschattende Wirkung auf den Überlinger See, was zu einer, verglichen mit dem Obersee geringeren Windgeschwindigkeit führt. Die zweite häufig auftretende Situation ist die Anströmung aus nord-östlicher Richtung, hier wirkt sich die Abschattung des Bodensees durch den Bregenzer Wald und die Strömungsbildung im Schussental auf die Windverteilung auf der Seeoberfläche aus. Beispiele für diese beiden Wetterlagen, bei mittleren Windgeschwindigkeiten, sind in Abb. 7.4 zu sehen. Bei beiden Wetterlagen ist der Aufbau der Windgeschwindigkeit über der freien Seefläche gut zu erkennen, ebenso die bei schwachen Winden unterschiedlichen Hauptwindrichtungen in den verschiedenen Bereichen auf dem See, die durch die Orographie geprägt werden. Bei Starkwindereignissen, meist aus Richtung West setzt sich dagegen auf dem ganzen See eine einheitliche Windrichtung durch. Hier wird nur noch die Windgeschwindigkeit von der Landschaft beeinflusst.

Die Windfelder in Abb. 7.4 wurden anhand von Daten aus der Datenbank von Bodensee-Online berechnet. Dabei standen die folgenden Messstationen zur Verfügung: Konstanz, Frasnacht, Arbon Bregenz und St. Gallen. Die Anzahl der Messstationen kann unterschiedlich sein, je nachdem welche Station gerade zur Verfügung steht. Daher muss untersucht werden wie sich die Qualität der Ergebnisse verhält wenn einzelne Stationen hinzukommen oder fehlen.

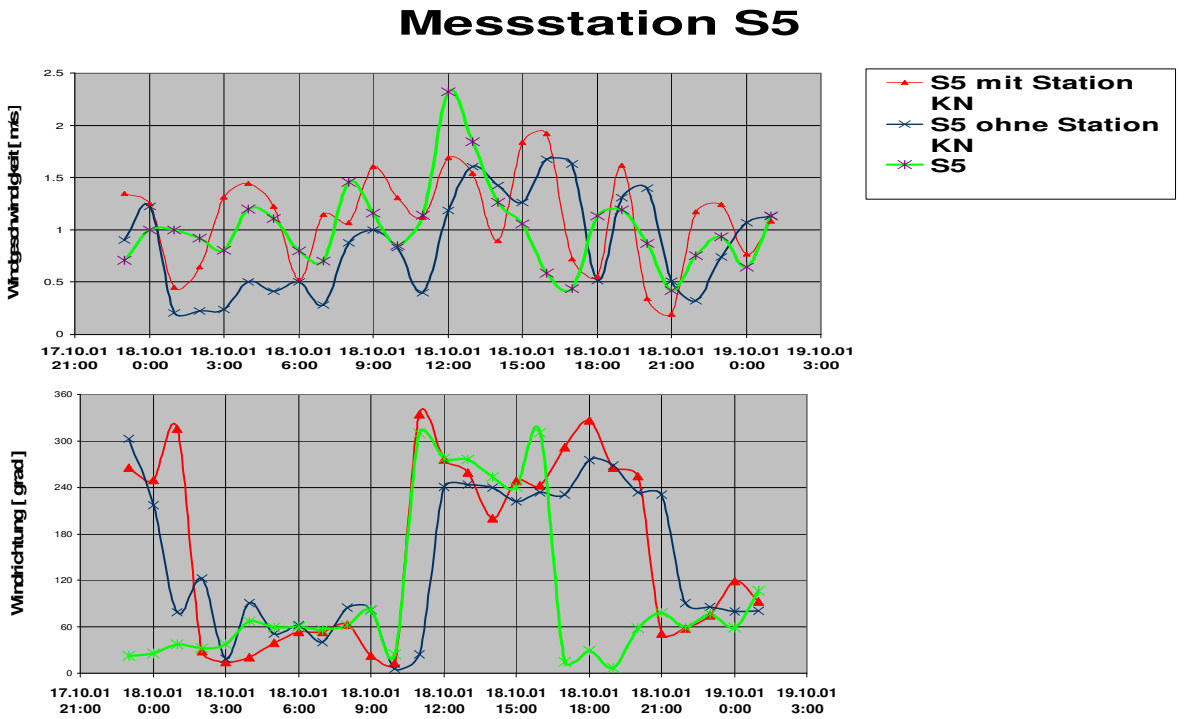


Abb. 7.5: Verlauf des Windes bei Wegfall einer Station (Schwachwind)

Anhand der Daten der Messkampagne 2001 wurde für eine Messstation im Konstanzer Trichter „S5“ (Abb. 7.9) für einen gewissen Zeitbereich die Windfeldern berechnet, wobei alle verfügbaren Messstationen verwendet wurden. Zur Kontrolle wurden für denselben Zeitraum Rechnungen durchgeführt, bei der die Daten der Station Konstanz nicht berücksichtigt wurden. Diese Rechnungen wurden sowohl für Schwachwind- als auch für Starkwindlagen ausgeführt. In Abb. 7.5 und Abb. 7.6 sind die Resultate dieser Rechnungen für einen Gitterpunkt nahe der Messstation den Messdaten an der Station gegenübergestellt. Bei Schwachwind (Abb. 7.5) ist die Übereinstimmung bei der Windgeschwindigkeit bei Verwendung aller Messstationen gut, bei Wegfall der Station KN wird die

Windgeschwindigkeit unterschätzt und es kommt zu einer Verzögerung bei der Auffrischung des Windes. Die Windrichtung korreliert in beiden Fällen hinreichend mit der Messung, ohne die Station KN ergibt sich jedoch eine zeitliche Verzögerung der Richtungsänderung in der Mitte des Zeitraums. Die zeitliche Verzögerung beruht hier auf der Ausbreitung des Windes über dem See, d.h. es vergeht eine bestimmte Zeit ehe eine Änderung der Windlage von weiter entfernt liegenden Stationen erfasst wird. Im Falle des Windereignisses (Abb. 7.6) stimmt die Windrichtung in allen Fällen gut überein, da sich hier eine einheitliche Richtung auf dem ganzen See durchsetzt. Betrachtet man die Windgeschwindigkeit so führt auch hier der Wegfall der Station KN zu einer Unterschätzung der Windstärke.

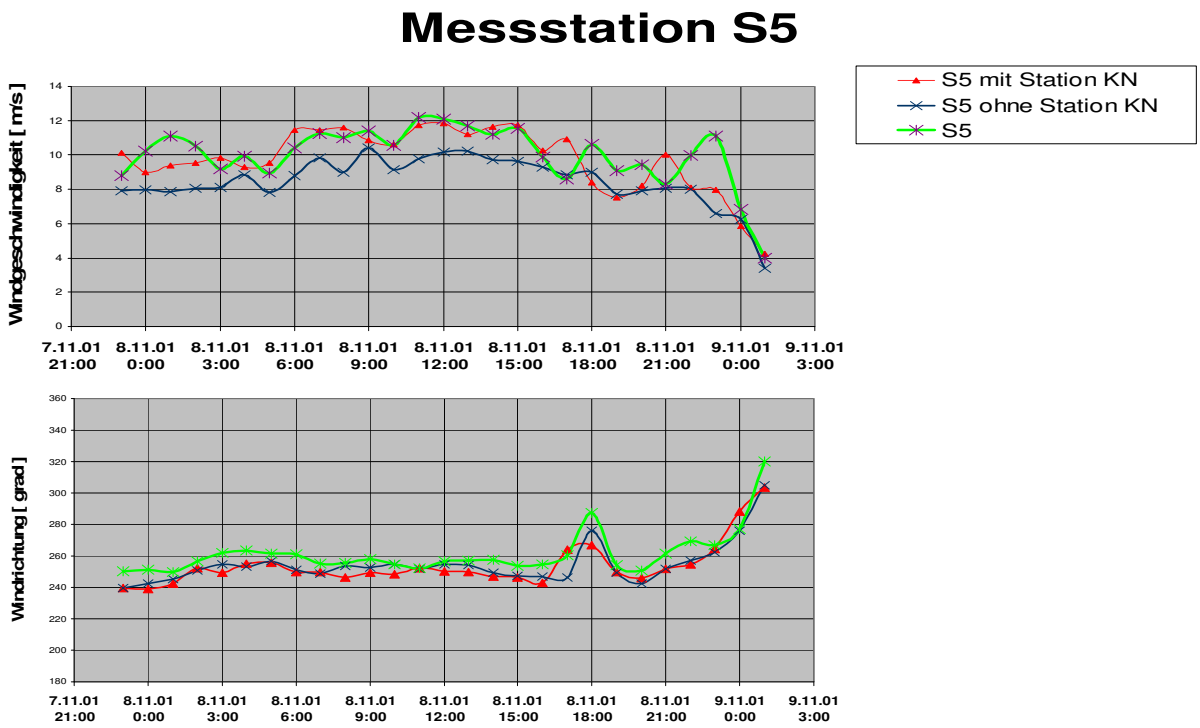


Abb. 7.6: Verlauf des Windes bei Wegfall einer Station (Starkwind)

Das Ergebnis des Vergleichs zeigt, zusammen mit weiteren Untersuchungen die bereits in den Zwischenberichten beschrieben sind, wie wichtig es ist möglichst ein umfassendes Messnetz rund um den See zu haben. Bei den Windfeldern in Abb. 7.4 z.B. liegen die Messstationen nahezu alle am südlichen Ufer des Sees, es fehlen Messstationen am Nordufer. Zudem liegen die Stationen Güttingen, Frasnacht und Arbon sehr nahe beieinander, dies bedingt faktisch eine Aufteilung des Windfeldes in 3 Teile (Westteil bei Konstanz, Mittelteil um Arbon und Ostteil bei Bregenz) die auch in der Abbildung zu erkennen ist

7.2.2 Prognoserechnungen

Bei Prognoserechnungen wird das Windfeldmodell MCF anstelle von Messdaten mit einem geordneten dreidimensionalen Gitter von Prognosewindwerten versorgt. Dieses Gitter ist geländefolgend und umfasst für den Bodensee 7*15 horizontale Maschen und 10 vertikale Schichten. Intern werden diese als Liste von 7*15 bodennahen Messstationen mit 9 zusätzlichen Messungen in größerer Höhe behandelt.

Die Topographie des Bodensees (Abb. 7.1), insbesondere der Bereich um den Überlinger See, wird aufgrund des groben Gitters vom Prognosemodell des DWD nur unzureichend erfasst. Details des Bodensees werden von der Orographie des Prognosemodells nicht berücksichtigt. Abb. 7.7 zeigt dies für eine Westwindlage auf dem See, hier ist gut die Reduktion des Geländes im DWD-Modell (links) und die Ausprägung der Strömung unter Berücksichtigung der detaillierten Topographie (rechts) im Bereich des Überlinger Sees sowie die Umlenkung des Windes im Bereich des Schweizer Ufers im Obersee zu erkennen. Die Berücksichtigung der Oberflächenrauheit auf dem See im Modell MCF führt hier wieder zu einem Anstieg der Windgeschwindigkeit. Die Farbgebung der Geländehöhe ist in beiden Bildteilen wie in Abb. 7.1 gewählt.

Im praktischen Einsatz muss jedoch beachtet werden, dass die Prognose gerade bei den häufig vorkommenden Schwachwindverhältnissen am See meist eine höhere Windgeschwindigkeit auf dem See vorhersagt. Bei einem Windereignis gibt die Prognose jedoch die Windverhältnisse auf dem See zuverlässiger wieder. Die Auswirkung der Verwendung der prognostizierten Winde auf das hydrodynamische Modell Elcom muss unter diesem Aspekt noch eingehender untersucht werden.

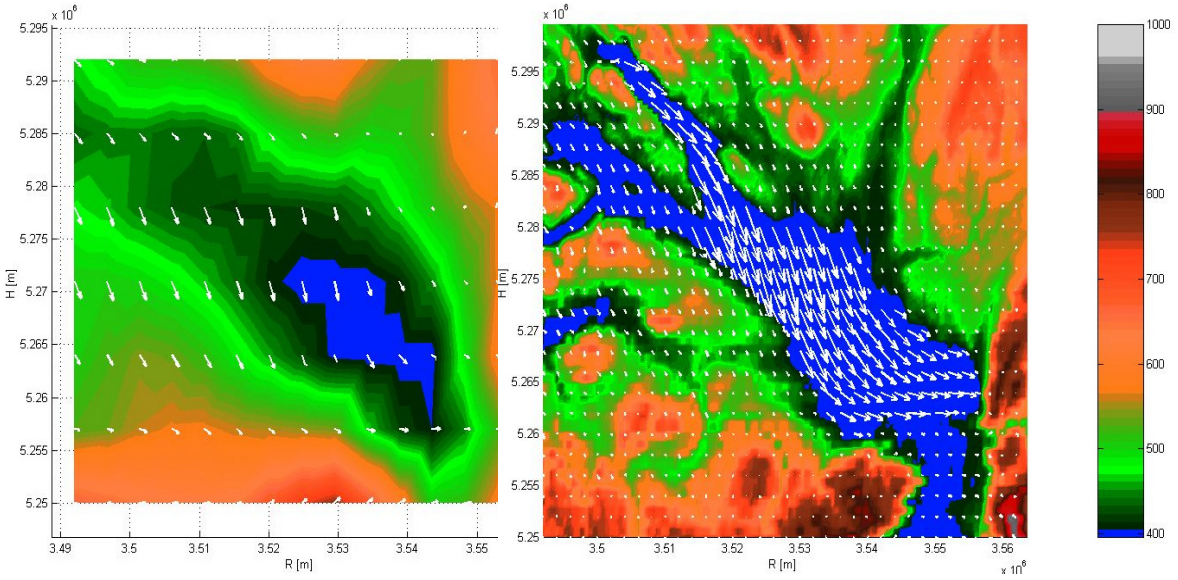


Abb. 7.7: Vergleich des Windfelder der DWD-Prognose (links) mit dem Resultat des Windfeldmodells MCF mit hoch aufgelöster Topographie (rechts)

Ein unmittelbarer Vergleich von Windfeldern aus der Prognose mit im nachhinein aufgrund von Messdaten berechneten Windfeldern ist schwierig, da die Datengrundlage von Prognosen und Messungen nicht vergleichbar ist. Abb. 7.8 zeigt die Zeitreihe für die Windgeschwindigkeit an der Station Konstanz über einen Zeitraum von ca. 12 Tagen im Mai 2007. Hier wird, jeweils der aktuelle Wert aus der Prognoserechnung mit dem Messwert, gemittelt über eine Stunde, verglichen. Die Korrelation zwischen Messung und Prognose ist zufriedenstellend, das gleiche gilt ebenso für die Windrichtung. Dies berechtigt zusammen mit den Erkenntnissen aus der Überprüfung des Modells und der Untersuchung des Einflusses der Zahl der Messstationen (siehe Kap. 7.2.1) zu der Annahme dass die Qualität der berechneten Windfelder nur von der „Güte“ der Prognose abhängt.

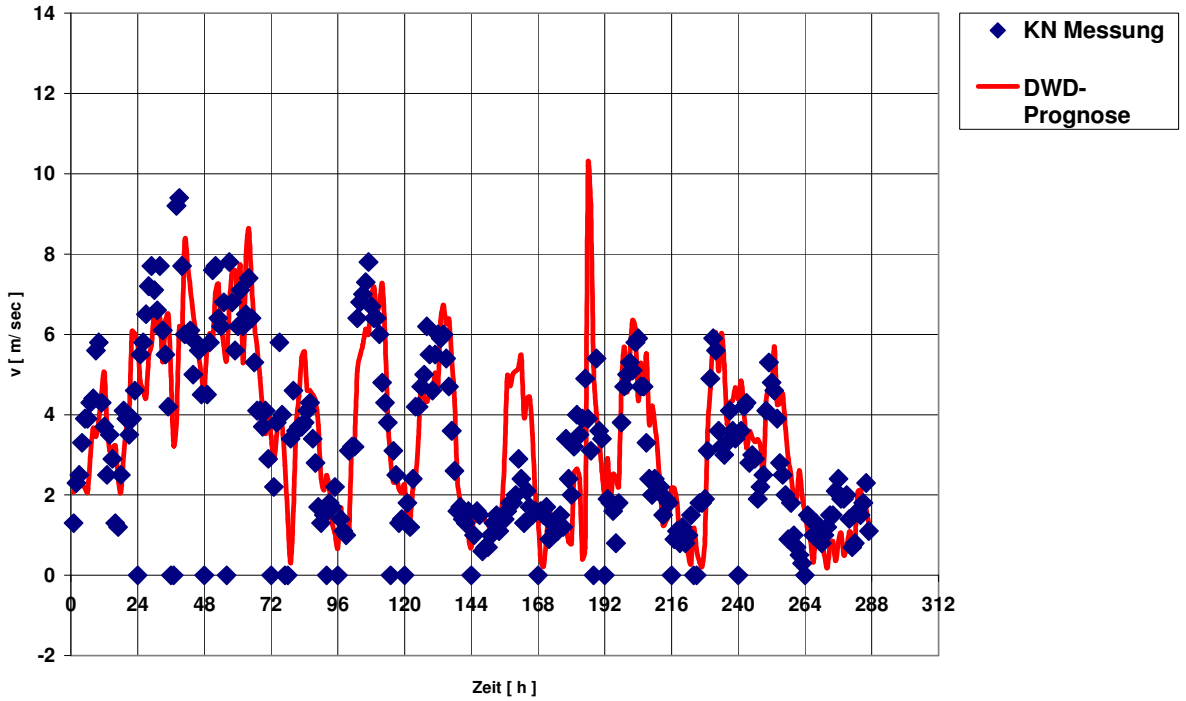


Abb. 7.8: Vergleich der prognostizierten Windgeschwindigkeit am Messpunkt Konstanz (rote Linie) mit der gemessenen Windgeschwindigkeit (Symbole) in der Zeit vom 7.5. bis zum 19.5.2007 (Messkampagne 2007)

7.2.3 Anwendung auf die Messkampagne 2001

In zwei Messkampagnen hat das Institut für Wasserbau (IWS), Universität Stuttgart zusammen mit dem Centre for Water Research (CWR), University of Western Australia nämlich in den Jahren 2001 und 2003, siehe Appt (2003), Mödinger (2004), auf dem Bodensee über einen längeren Zeitraum unter anderem Messungen von Windgeschwindigkeit und Windrichtung an mehren Punkten auf den Überlinger- und Ober-See vorgenommen. Zu diesen Messkampagnen liegen neben den Messungen auf dem See auch die Daten von umliegenden Landstationen (DWD, Sturmwarndienst) vor. Abb. 7.9 zeigt die Lage der Messstationen während der Messkampagne 2001. Zu dieser Messkampagne wurden mit dem Windfeldmodell MCF zunächst eine Folge von Untersuchungen zur Klärung von Einzelfragen, (siehe auch Kap. 7.2.1) durchgeführt und anschließend ein Rechenlauf zur Berechnung der Windfelder während der gesamten Messperiode durchgeführt.

Um zu klären wie gut das Windfeldmodell die Verhältnisse auf dem See wiedergibt wurde untersucht wie sich die Datengrundlage auf das Ergebnis auswirkt (siehe Kap 4). Dabei wurden Berechnungen durchgeführt bei denen zum einen ausschließlich mit den Messwerten der Landstationen und zum anderen sowohl den Messwerten der Landstationen, als auch den auf dem See gemessenen Daten gerechnet wurde.

Für das gezeigte Beispiel wurden die Messdaten vom 08.11.2001 verwendet. Abb. 7.10 zeigt die resultierenden Windgeschwindigkeitsprofile an zwei Seestation (S5 und S6) sowie an der Landstation Friedrichshafen (WQ976) sowie die zugehörigen Messwerte.

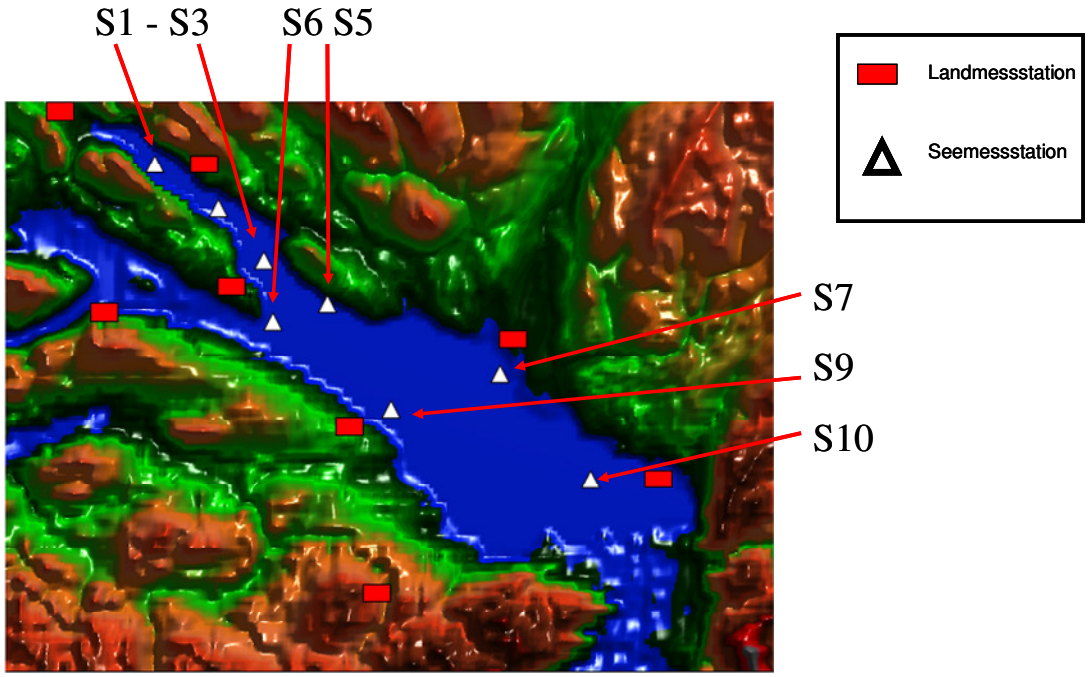


Abb. 7.9: Lage der Messstationen während der Messkampagne 2001

Die Geschwindigkeitsprofile über Land verlaufen flacher als die Profile über Wasser und nähern sich mit abnehmender Höhe dem Wert 0 m/sec an. Dies ist der Effekt der Reibung die über die Rauhigkeitsfaktoren modelliert ist.

Bei den Windprofilen fällt auf, dass die Station Friedrichshafen in beiden Fällen gut erfasst wird. Die Seestationen S5 S6 weisen bei der linken Kurve (nur Landwinde) in Nähe der Seeoberfläche eine geringere Geschwindigkeit auf, erkennbar an den markierten Punkten der Messwerte (blaue Punkte). Unter Verwendung der Seemessdaten stimmen die Profile auf dem See (rechtes Bild) gut mit den Messdaten überein.

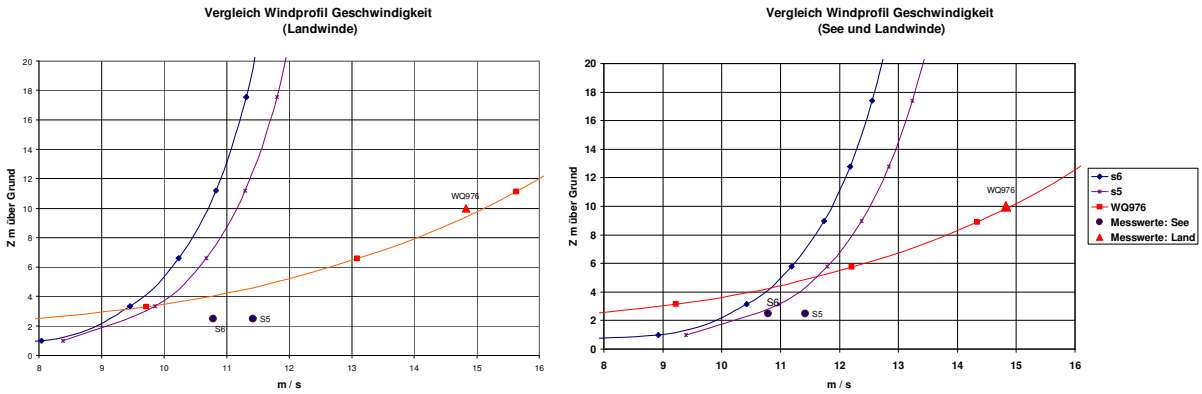


Abb. 7.10: Vergleich der Windprofile, links nur die Landstationen, rechts alle Messstationen, am Beispiel der Friedrichshafen (WQ976) und der Seestationen S5 und S6

Um die Windverhältnisse auf dem See. insbesondere im Bereich der Wasseroberfläche besser zu erfassen ist es daher notwendig zusätzliche Stützpunkte auf dem See zu haben, die mit Hilfe von statistischen Verfahren aufgrund der Messkampagnen 2001 und 2003 gebildet werden könnten. Ein solches Verfahren setzt allerdings im Online-Betrieb die Verfügbarkeit der geeigneten Wetterstationen rund um den See voraus.

Die beiden Hauptwindrichtungen (siehe Kap. 7.2.1) treten auch bei der statistischen Betrachtung der Windverteilung im Rahmen der Messkampagne auf. Hier wurden an insgesamt 8 Messstellen auf dem See (3 im Überlinger See und 5 auf dem Obersee) über einen Zeitraum von bis zu 6 Wochen die Messdaten aufgezeichnet. Aus den Messungen an Land und auf dem See wurden Windfelder berechnet und deren Statistik mit den in diesem Zeitraum gemessenen Daten auf dem See verglichen. Abb. 7.11 zeigt hier den Vergleich für eine Station die im Bereich des Konstanzer Trichters lag. Hier kommen die Einflüsse des Bodanrücks auf den Überlinger See und den Obersee zusammen.

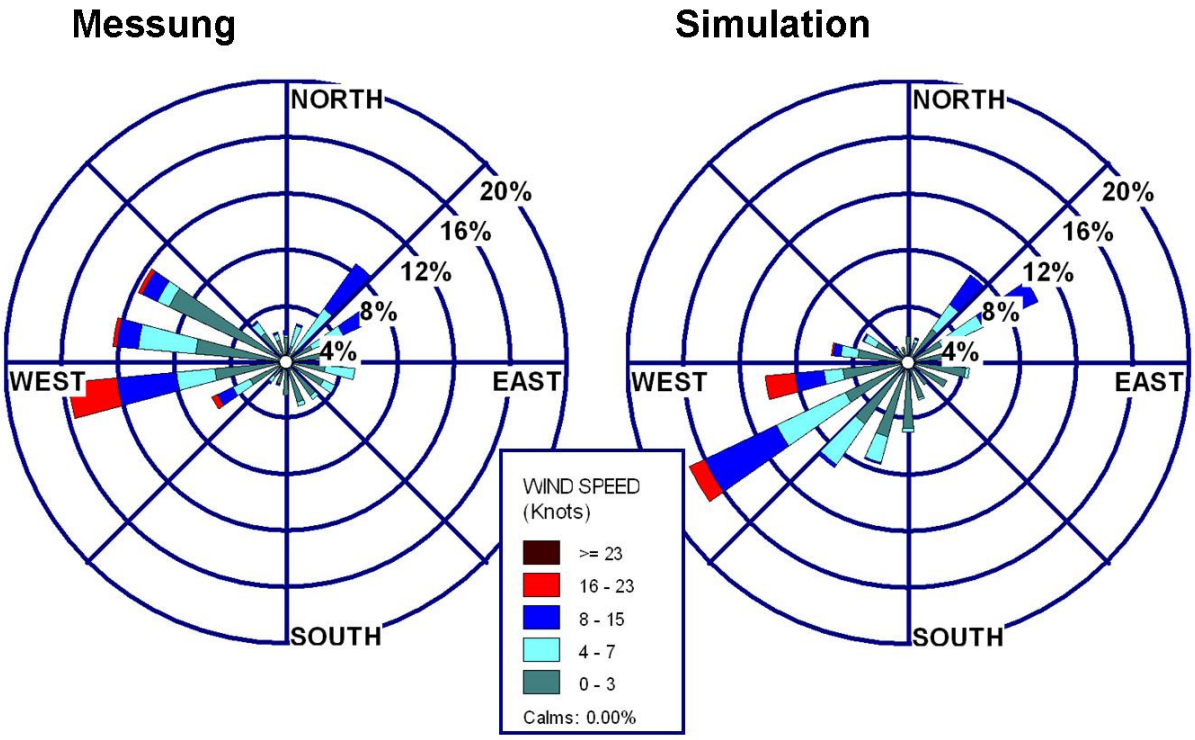


Abb. 7.11: Statistik der Windverhältnisse (Prozentualer Anteil des Auftretens einer Windgeschwindigkeit aus einer bestimmten Windrichtung) an einer See-Messstation im Konstanzer Trichter während der Bodensee- Messkampagne 2001 im Zeitraum vom 15.10. bis 11.11.2001

Beide Verteilungen zeigen eine gute Übereinstimmung bezüglich der Ausprägung der Hauptwindrichtungen und der Windstärken. Die Unterschiede, d.h. ein stärkerer Anteil der Westrichtung in der Messung lassen sich durch die verwendeten Messdaten erklären. Bei der Simulation wurden die an Land gemessenen Winddaten der Station Konstanz, die zwar als separater Datensatz vorlagen jedoch nicht zum Datensatz der Messkampagne 2001 gehörten, nicht berücksichtigt, außerdem sind aufgrund von Datenausfällen die Messdaten der in diesem Bereich wichtigen Station Sipplingen nicht vollständig.
Die topographische Lage der Station Sipplingen, auf dem Gelände der Bodenseewasserversorgung auf dem Sipplinger Berg wurde im Modell überprüft um auszuschließen, dass es hier zu Beeinflussungen der Simulation kommen kann. Da die Station nahe am See, jedoch auf der Höhe einer relativ steil ansteigenden Bergflanke gelegen ist kann die Zuordnung zu einer bestimmten Masche zu einem Fehler bezüglich der Höhe der Messpunktes in Relation zur Seeoberfläche führen. Die Überprüfung ergab zwar eine Korrektur der Lage im Bereich von einer Maschenweite, die Höhenlage war jedoch

korrekt. Eine Wiederholung der Berechnung der Windstatistik mit der korrigierten Lage ergab keine signifikante Änderung.
Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der berechneten Winddaten an der Station vor Friedrichshafen (S7) über den einen Zeitraum vor und während des Hauptwindereignisses der Messkampagne 2001 (Abb. 7.12) so stimmen sowohl Windrichtung als auch Windgeschwindigkeit sehr gut mit den an der Station gemessenen Werten überein. Zum besseren Verständnis sei darauf hingewiesen, dass die Werte bei 0 und 360 Grad in der Darstellung verzerrt dargestellt werden. Gut zu Erkennen sind die große Variabilität der Windrichtung in der Schwachwindphase (Tag 307 bis 309) und die nahezu konstante Windrichtung während des Windereignisses (Tag 309 bis 313).

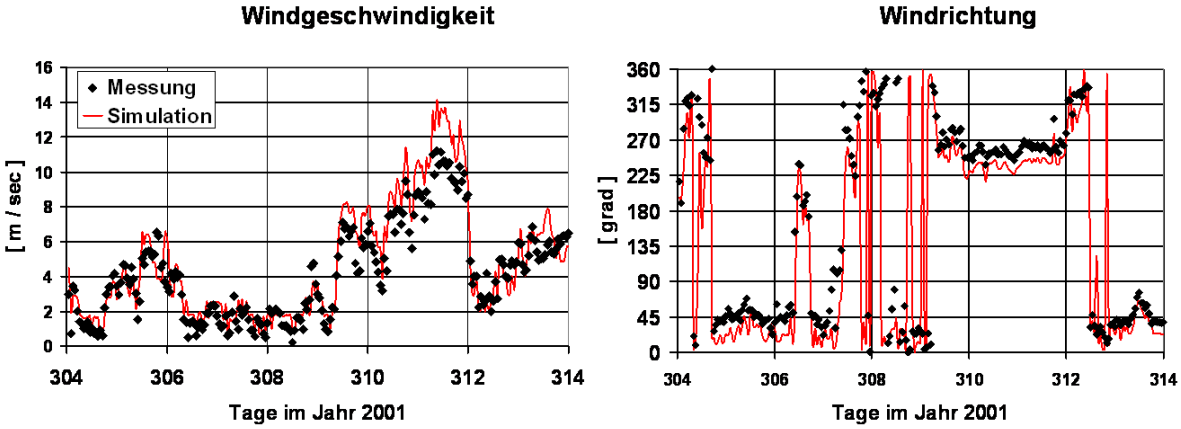


Abb. 7.12: Vergleich Messung – Simulation an der See-Messstation vor Friedrichshafen: Wind-Geschwindigkeit und –Richtung in der Zeit von Tag 304 bis 314 im Jahr 2001 (1.11. bis 11.11.2001). Die Werte bei 0 und 360 Grad sind in der Darstellung verzerrt dargestellt.

Die Arbeiten zur Validierung des Modells haben gezeigt, dass sich mit den Modell MCF die Windverhältnisse auf dem See gut simulieren lassen.

Nutzt man diese räumlich differenzierten Windfelder als Randbedingungen für die hydrodynamische Simulation so zeigt ein Vergleich der errechneten Werte mit den während der Messkampagne gemessenen Temperaturprofilen im See, Eder, Kobus und Helmig (2008) bzw. Abb. 4.1, dass durch die Verwendung detaillierter dreidimensionaler Windfelder eine deutliche Verbesserung der Simulationsergebnisse der hydrodynamischen Berechnungen erzielt werden kann. Mit dieser Übereinstimung werden zugleich die Gültigkeit des Modells im Rahmen der Simulation und die Notwendigkeit des Einsatzes zur Verbesserung der hydrologischen Berechnungen nachgewiesen.

7.3 Folgerungen für den Einsatz in Bodensee Online :

Für den Einsatz in der automatisierten Berechnung der Windfelder ergeben sich aus den Modellrechnungen mit dem Windfeldmodell MCF einige praktische Anforderungen.

- Die Parametrierung für das Windfeldmodell sollte, unter Berücksichtigung der Zeitschrittweite für die Berechnungen aufgrund von Messdaten und von Prognosedaten einheitlich erfolgen. Die Varianzberechnung im Rechenmodell kann bei einer zu geringen Anzahl von Eingabedaten nur mit einer begrenzten Genauigkeit erfolgreich beendet werden. Mit der unterschiedlichen Anzahl von Stützstellen aus Diagnose und Prognose kann eine hinreichende mittlere Genauigkeit in jedem Fall erreicht werden.
- Die Bestimmung der Schichtungsstabilität erfordert geeignete Messverfahren die gegenwärtig nicht verfügbar sind. In der Prognose steht die Schichtungsstabilität im Datensatz zur Verfügung. Das Rechenmodell MCF ist für stabile bis neutrale Schichtung ausgelegt, daher wird bei der Eingabe einheitlich neutrale Schichtung verwendet.
- Es sollten mindestens 2 bis 3 Windmessstellen vorliegen. Eine Verteilung von Stationen rund um den See mit zusätzlichen Messpunkten auf dem See ist anzustreben. Dabei ist darauf zu achten das die Messintervalle für alle Messstellen übereinstimmen. Soweit verfügbar kann durch einen geeigneten Algorithmus die Anzahl der Stützstellen auf dem See vergrößert werden.
- Die Bestimmung eines vertikalen Windprofils durch Messung z.B. mit einem Mast oder SODAR ist ebenfalls anzustreben. Ersatzweise wird bei der Beschaffung der Eingangsdaten im Fall der Diagnose ein logarithmisches Windprofil unter Berücksichtigung der Bodenrauheit bestimmt.

Im Online-Modell (7.4) ist diese Anforderung in geeigneter Weise erfüllt und kann bei Bedarf angepasst werden. Die während der Erprobung durchgeführten Langzeitberechnungen von Windfeldern aus Mess- und Prognosedaten konnten über einen Zeitraum von 2 Monaten erfolgreich störungsfrei ausgeführt werden.

7.4 Einbindung der Windfeldberechnung in das Online-Modell:

Die Windfeldberechnung in BodenseeOnline erfolgt in einem eigenen Berechnungsschritt, unabhängig von den anderen Modellen (siehe Abb. 1.1). Die berechneten Windfelder werden auf der zentralen Datenbank von BodenseeOnline für die Simulation der hydrodynamischen Verhältnisse bereitgestellt. Die Datenflüsse und das Berechnungsschema so wie die intern verendeten Dateien werden im Folgenden beschrieben. Die Windfeldberechnung ist modular aufgebaut und durch eine Zwischenschicht von der Datenbank getrennt. Damit können andere Berechnungsabläufe oder sogar Windfeldmodelle geändert oder ausgetauscht werden.

7.4.1 Datenfluss

Die Berechnung der Windfelder erfolgt auf dem Zielsystem in einen automatisierten Berechnungsablauf der in Abb. 7.13 beschreiben ist. Die Beschaffung der Daten erfolgt über das Datenbanksystem von BodenseeOnline durch eine in Java programmierte Zwischenschicht. Hier erfolgt die Kommunikation mit der Datenbank sowohl beim Lesen der Eingangsdaten von, als auch dem Schreiben der Ergebnisse in die Datenbank.

Je nach Typ der Eingangsdaten (Messdaten oder Prognose) übernimmt ein spezialisierter Präprozessor die Erstellung der Eingangsdateien für das Programm MCF. Dies ist notwendig, da zum einem die Datenquellen unterschiedlich strukturiert sind und zum andern MCF eigene Steuerdaten und Modellparameter benötigt.

In der Steuerdatei für MCF sind alle für die Berechnung notwendigen Steuerparameter enthalten. Die meteorologischen Daten werden über eine Datei im NetCDF Format übergeben. NetCDF (network Common Data Form), siehe unidata, ist ein binäres Format zur gemeinsamen Speicherung unterschiedlicher physikalischer Größen. Zusätzlich steht für NetCDF ein Satz von Schnittstellenfunktionen in allen gängigen Programmiersprachen zur Verfügung mit denen Daten aus NetCDF-Dateien gelesen, geschrieben und modifiziert werden können. Der Link auf diese NetCDF Datei wird in der Steuerdatei übergeben. Zusätzlich benötigt MCF noch die Topographie und Information über die Bodenrauhigkeit, die in den Dateien TOPO.DAT und RAUH.DAT übergeben werden. Diese Dateien sind in der Datenbank abgelegt und werden vor einem Berechnungslauf dort abgefragt. Die Ausgabe des Windfeldes erfolgt wiederum als NetCDF-Datei. Diese Datei wird anschließend über die Java- Zwischenschicht in die Datenbank übertragen und steht dort für die Weiterverarbeitung im hydrologischen Modell zur Verfügung. Die bei der Berechnung der Windfelder verwendeten Dateien und Datenformate sind in der Dokumentation zur Windfeldberechnung beschrieben, siehe Krass (2008).

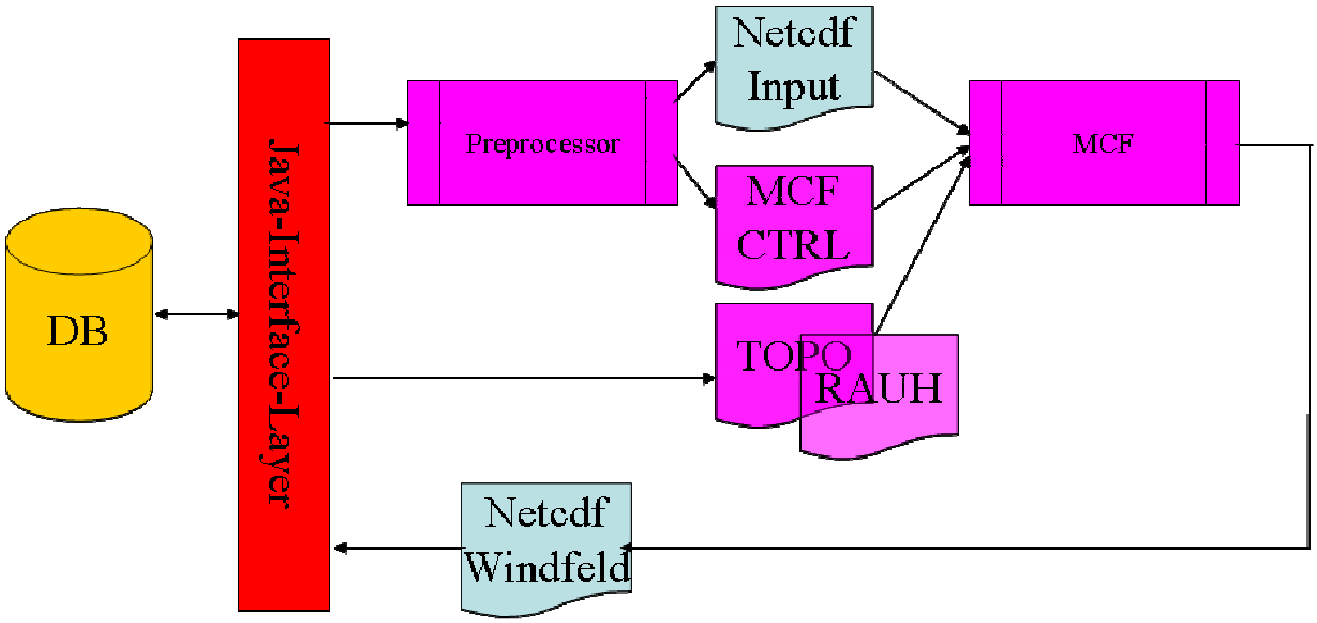


Abb. 7.13: Datenfluss für Windfeldmodell

7.4.2 Steuerung der Windfeldberechnung

Die Windfeldberechnung erfolgt in BodenseeOnline zunächst unabhängig von den anderen Modellen in einem automatisierten Verfahren. Dazu werden auf dem Zielsystem Skripte in zeitgesteuerten Intervallen ausgeführt. Diese lassen sich für variable Startzeitpunkte sowie für eine variable Anzahl von Zeitintervallen konfigurieren.

Im Nachfolgenden bezeichnen ./*.sh das Skript, die zu übergebenden Parameter sind in < > angegeben.

- `./calc_wind_prog.sh <Zahl der Zeitschritte>`: Berechnet für einen Prognose-Datensatz für „Zahl der Zeitschritte“ die Windfelder mit einer Zeitschrittweite von 1 Stunde. Der passende Prognose-Datensatz wird aufgrund der aktuellen Uhrzeit automatisch ausgewählt und als Eingabe für den Präprozessor bereitgestellt.
- `./calc_wind_dat.sh <Zahl der Zeitschritte>`: Berechnet für „Zahl der Zeitschritte“ die Windfelder auf der Basis von Messwerten mit einer Zeitschrittweite von 1 Stunde. Der Beginn der Berechnung liegt, im Skript spezifiziert, vom aktuellen Zeitpunkt aus n-Stunden in der Vergangenheit. Damit können die Windfelder nach Messdaten der vorausgehenden n-Stunden berechnet werden.
- `./get_wind_results.sh <yyyy-mm-dd hh:00:00> <Zahl der Zeitschritte>`: Beschaffung von Windfeldern aus der Datenbank und Aufbereitung für das hydrologische Modell. Es werden ab dem angegebenen Zeitpunkt für „Zahl der Zeitschritte“ die Windfelder von der Datenbank abgefragt und aufbereitet. Dabei werden bevorzugt Windfeldern aus Messdaten gesucht und eratzweise Prognosedaten verwendet. In einer Variante `get_any_wind_results.sh` wird die vorige Bevorzugung nicht vorgenommen.

Alle Skripte rufen den bereits erwähnten Präprozessor auf bevor sie die Windfeldberechnung, bzw. die Aufbereitung der Ergebnisdaten starten. Durch eine Aktualisierung der Präprozessoren kann der Berechnungsablauf angepasst werden.

7.4.3 Berechnungsschema

Zur zeitgerechten Bereitstellung der Windfelder für das hydrologische Modell müssen diese im Vorab berechnet werden. Dies kann für die Messdaten erfolgen sobald diese vorliegen oder in festgelegten Intervallen für die Aktualisierung von Messungen. Die Berechnung eines Windfelds mit MCF erfordert typischerweise, unabhängig von der Herkunft der Eingangsdaten auf einem aktuellen Rechnersystem ca. 1 Minute pro Zeitschritt. Für einen Prognosedatensatz mit 78 Stunden werden somit ca. 1 Stunde und 20 Minuten benötigt. Das Berechnungsschema des Online-Modells für Mess- und Prognosedaten ist in Abb. 8.5 prinzipiell dargestellt. Sobald verfügbar werden für jeden Prognosedatensatz die entsprechenden Windfeldberechungen für den Prognosezeitraum von 78 stunden durchgeführt und die Ergebnisdaten in der Datenbank gespeichert. Dabei werden die für den jeweiligen Zeitpunkt vorhandenen Ergebnisdaten überschrieben. Liegen die neuen Messdaten vor, werden ebenfalls Windfeldberechnungen, nun auf Basis der Messwerte, angestoßen, dabei werden ebenfalls vorhandene Daten für die entsprechenden Zeitpunkte überschrieben. Somit wird erreicht, dass für Zeitpunkte an denen keine Messdaten vorliegen Windfelder aus den Prognoserechnungen als Ersatzwerte verwendet werden können.

8 Online-Modell (TP1, TP2)

8.1 Übersicht

Um eine aktuelle Interpretation der hydrodynamischen Verhältnisse und der Verteilung der Parameter für den Nährstoffkreislauf zu erhalten, erfolgt eine sogenannte Online-Simulation mit den im Forschungsprojekt weiter entwickelten numerischen Modellen. Bei dieser Online-Simulation wird zwischen der Analyse der aktuellen Verhältnisse und der Prognose über die nächsten 78 h unterschieden. Während die Analyse der aktuellen Verhältnisse an Hand gemessener Randbedingungen angetrieben wird, werden bei den Prognosebetrachtungen insbesondere die meteorologischen Prognosen als Randbedingungen in der Zukunft verwendet. Die Aktualisierung erfolgt täglich.

Bei der Online-Simulation werden zwei unterschiedliche Modelle verwendet. Um die hydrodynamischen Prozesse im See zu interpretieren, wird ein insbesondere am Alpenrhein lokal verfeinertes Modell verwendet (siehe Abb. 8.1). Für die Berechnung der Wasserqualität wird ein Modell mit gleichmäßigem Modellnetz (Raster 400x400 m, siehe Abb. 8.2) eingesetzt.

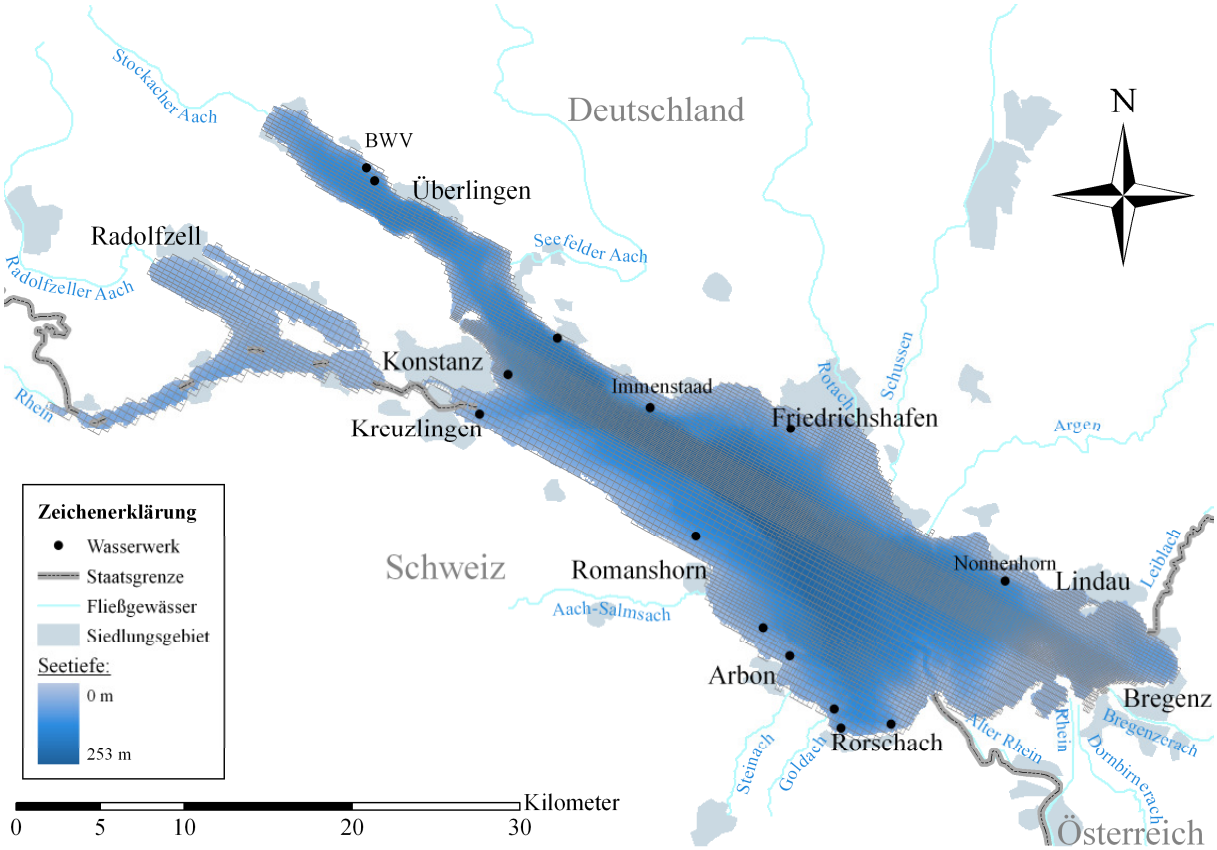


Abb. 8.1: Modellnetz des Online-Modells für die hydrodynamischen Prozesse

Im Wasserqualitätsmodell werden natürlich auch die hydrodynamischen Prozesse simuliert. Es wird allerdings ein grobes Modellnetz verwendet, da davon ausgegangen wird, dass bei den ökologischen Prozessen die Einströmungen über die Oberflächengewässer und hier insbesondere dem Alpenrhein eine untergeordnete Rolle bei der differenzierten Entwicklung der Wasserqualitätsparameter hat.

In vertikaler Richtung sind beide Modelle gleich diskretisiert. Um die saisonalen Schichtungsentwicklung und insbesondere die internen Wellen bei geschichteten Verhältnissen adäquat nachbilden zu können sind die obersten 80 m in 2,5 m dicke

Modellschichten unterteilt. Darunter vergrößert sich die Schichtdicke bis auf maximal 10 m. Das bedeutet, dass die feine vertikale Auflösung bis ins Metalimnion reicht, so dass die hohen vertikalen Temperatur- und Geschwindigkeitsgradienten in der Sprungschicht nachgebildet werden können.

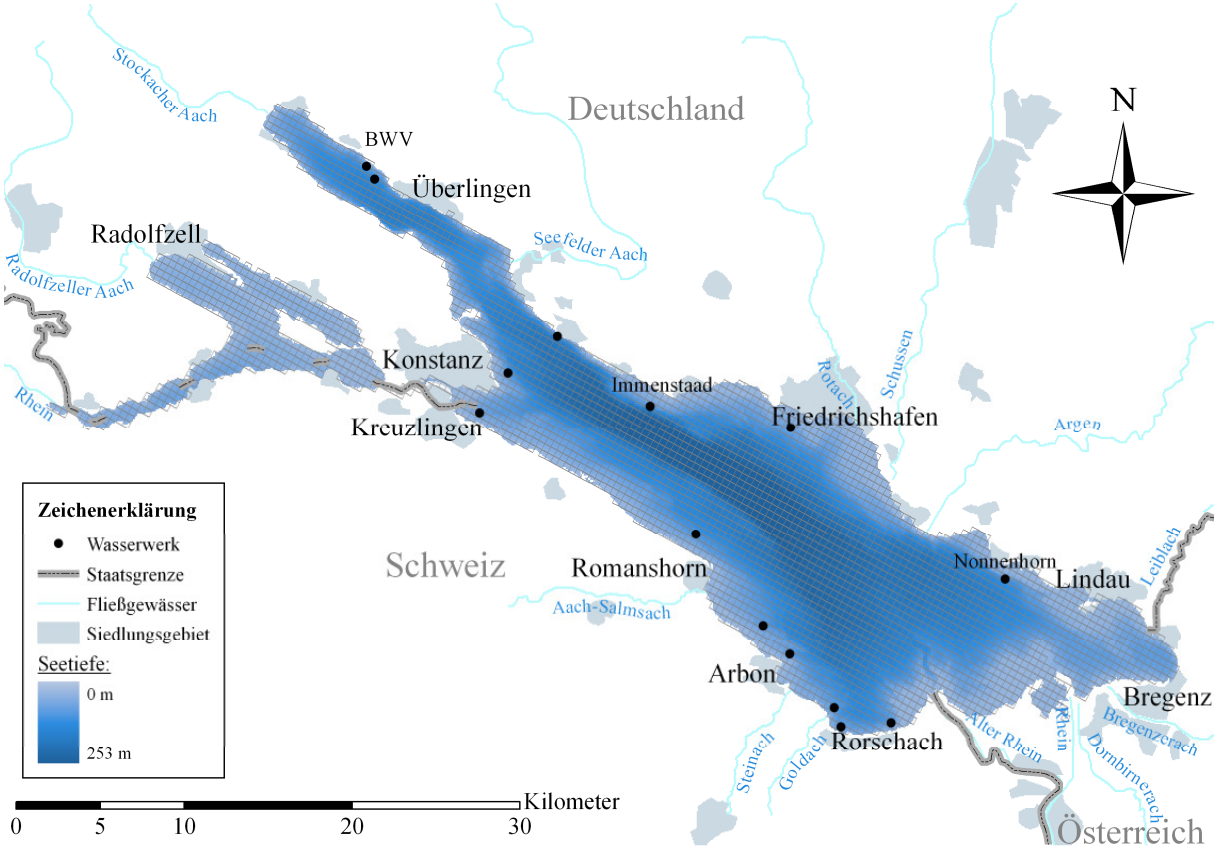


Abb. 8.2: Modellnetz des Online-Modells für die Simulation der Wasserqualität und des Nährstoffkreislaufs

Das hydrodynamische Modell wird für die Online-Simulation jeweils am Quartalsanfang initialisiert. Das bedeutet, dass das Modell aus dem sogenannten Ruhezustand mit einem gemessenen Temperaturprofil gestartet wird. Das Wasserqualitätsmodell wird dagegen nur am Anfang des Jahres initialisiert. Dabei werden neben der Temperatur noch die Profile für die Nährstoffe und ggf. für das Phytoplankton aus den gemessenen Werten initialisiert. Die quartalsweise Initialisierung hat den Vorteil, dass kumulative Fehler durch eine Neuinitialisierung vermieden werden können.

Dass beide Modellläufe mit dem groben Modellnetz und mit dem lokal verfeinerten Modellnetz zu sehr identischen Temperaturentwicklungen kommen zeigt Abb. 8.3. Hier ist das Temperaturprofil im Überlinger See für den Sommer 2008 dargestellt. Das grobe Modell wurde am Anfang des Jahres 2008 gestartet und das lokal verfeinerte Modell am 1.7.2008. Die sich im Temperaturprofil ergebenden Muster sind bei beiden Modelläufen identisch. Das bedeutet, dass mit einem über ein ganzes Jahr laufendes Modell dieselben Ergebnisse erzielt werden wie mit einem Modell, das jeweils zum Quartalsanfang initialisiert wird.

Betrachtet man die Geschwindigkeitsverteilung an der Seeoberfläche, so lassen sich doch Unterschiede in den beiden Modellrastern erkennen (siehe Abb. 8.4). Mit dem lokal im Bereich der Alpenrheineinströmung verfeinerten Modell ergibt sich lokal ein differenzierteres Geschwindigkeitsfeld als im groben Modell. Das generelle Strömungsfeld im Hauptbecken ist bei beiden Modellbetrachtungen ähnlich aber nicht identisch, was auf die horizontale Diskretisierung zurückzuführen ist.

Da die zeitliche Schichtungsentwicklung in beiden Modellen sehr gleich ist, lassen sich mit dem groben Modell die langfristigen saisonalen Entwicklungen der ökologischen Prozesse sehr gut simulieren. Für die Fragestellungen zur lokalen Seeströmung muss das entsprechend verfeinerte Modell verwendet werden.

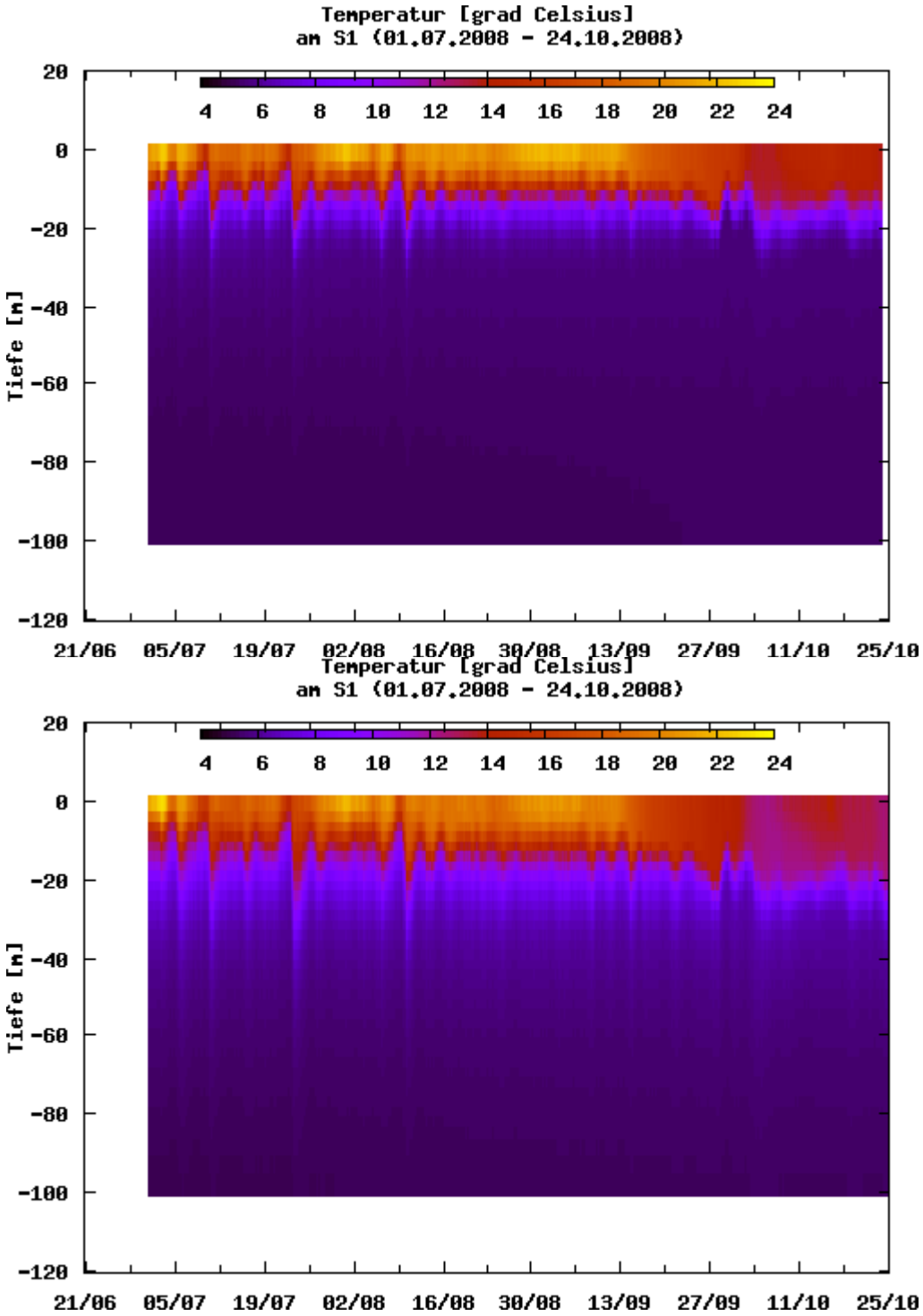


Abb. 8.3: Berechnete Temperaturprofile im Überlinger See (oben 400 m Raster, unten lokal verfeinertes Modell im Bereich der Alpenrheinmündung)

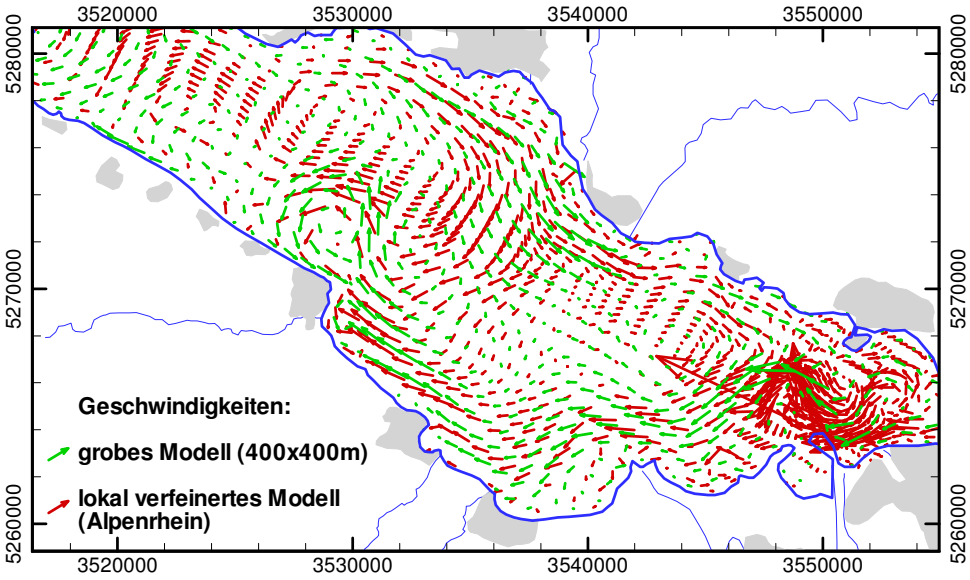


Abb. 8.4: Berechnete Strömungsgeschwindigkeiten an der Seeoberfläche (26.10.2008, 0:00 Uhr) im groben Modell und lokal an der Alpenrheineinströmung verfeinerten Modell

8.2 Datenflüsse (TP1 und TP2)

Um im Online-Modell eine tägliche Aktualisierung der aktuellen Situation und der Prognose über die nächsten 78 Stunden zu realisieren, wurde ein Datenfluss definiert, der täglich und automatisch abläuft (siehe Abb. 8.5). Danach wird der Modellierungsprozess jeweils nachts mit folgenden schritten gestartet:

- Um 2:00 Uhr werden alle verfügbaren Messdaten von den Messstationen abgeholt und in der Datenbank abgelegt. Anschließend werden die Modelleingangsdaten für den Analyse-Modelllauf erstellt. Parallel dazu wird das Windfeld berechnet.
- Um ca. 3:00 Uhr startet der Analyse-Modelllauf mit gemessenen Werten für die Randbedingungen. Der Simulationszeitraum umfasst die 24 Stunden des vorangegangen Tags (Tag-1). Die Berechnung startet mit der am Ende berechneten Situation aus Tag-2.
- Gegen 7:00 Uhr werden die Prognosedaten des DWD aus der Prognoserechnung um 0:00 Uhr abgeholt und in die Datenbank geschrieben. Aus den Prognosedaten werden die Modelleingangsdaten für die 78 Stunden ab 0:00 Uhr des aktuellen Tages und für die Windfeldberechnung erstellt.
- Ab ca. 8:00 Uhr erfolgt der Modelllauf mit der Prognose. Als Startsituation werden die Verhältnisse am Ende des Analyse-Laufs verwendet Die Ergebnisse des Prognoselaufs stehen am Abend zu Verfügung. Diese werden in die Datenbank geschrieben. Die bereits vorhandenen Prognosen werden mit den neuen Ergebnissen überschrieben.

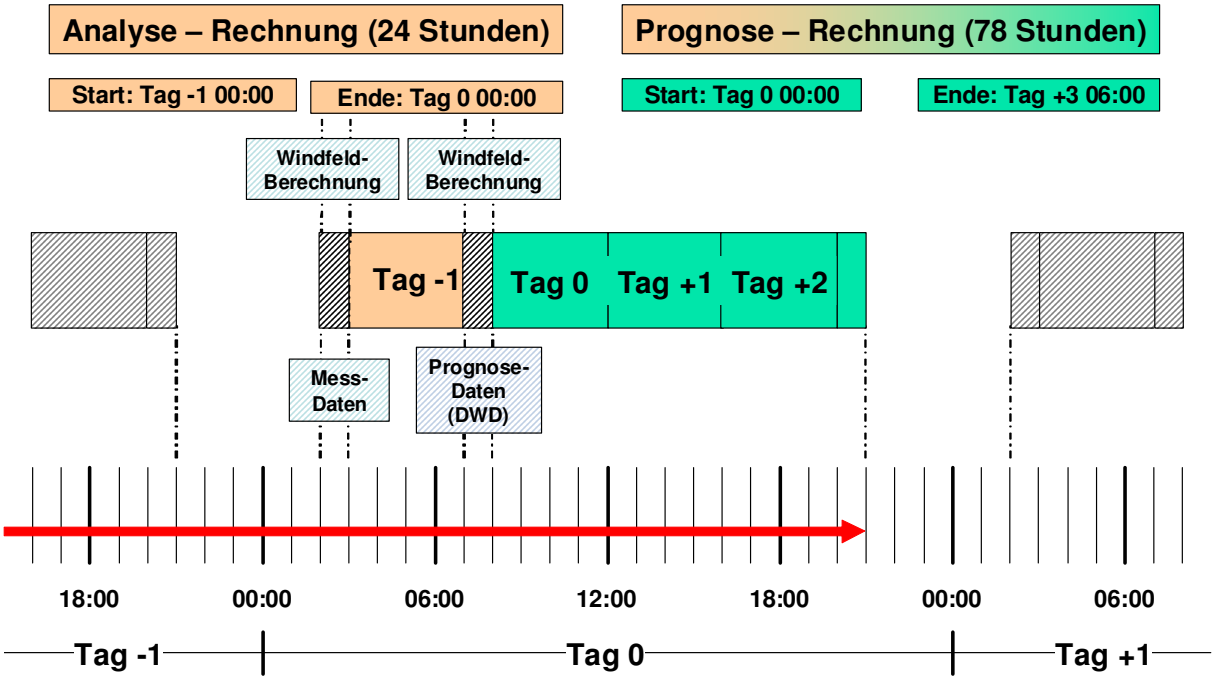


Abb. 8.5: Ablaufschema der Online-Modellierung

Mit der in Abb. 8.5 dargestellten Vorgehensweise ergibt sich für den Analyse-Lauf eine unabhängige Simulation, die nicht von der Prognose-Simulation abhängt. Der Analyse-Lauf wird immer mit Messwerten betrieben. Fehler, die sich infolge einer falschen Prognose einstellen, wirken sich nicht auf den Analyse-Lauf aus. Auch die Prognoseläufe sind unabhängig von den bisherigen Prognosen, da als Startverhältnisse das Ergebnis des Analyse-Laufs verwendet wird. In der Datenbank werden alle Ergebnisse aus den Analyse-Läufen fortlaufend abgespeichert, so dass sich zusammenhängende Zeitreihen seit der Initialisierung ergeben.

In den Simulationsrechnungen kommen das Windmodell, das hydrodynamische Modell mit Netzverfeinerung, das Wasserqualitätsmodell im groben Modellnetz und das Wellenmodell zum Einsatz. Jeweils vor dem Start der Seenmodelle wird über das Windmodell das Windfeld über dem See auf Stundenbasis berechnet. Dazu werden für die Analyse-Simulation die gemessenen Windverhältnisse an den Stationen rund um den See verwendet. Für die Prognosesimulation wird auf die prognostizierten Windfelder des DWD's zurück gegriffen.

Das Wellenmodell wird nur mit den prognostizierten Windfeldern betrieben und zeitgleich mit dem hydrodynamischen Prognose-Modell gestartet. Die berechneten (prognostizierten) Verteilungen der Wellenhöhen werden am Ende der Berechnung in die Datenbank geschrieben. Analog zum Prognoselauf der Hydrodynamik werden bereits vorhandene Prognosen überschrieben.

Für das Wasserqualitätsmodell erfolgt lediglich eine Analyserechnung, der auch die Ergebnisse des Windmodells zugrunde liegen. Da mit BodenseeOnline eine Vielzahl von Modellrechnungen gestartet werden, lassen sich diese nicht mehr nur auf einem einzelnen Computer bewältigen. Die Modellrechnungen zur Analyse und zur Prognose sind auf zwei Computer verteilt. Eine weitere Verteilung ist möglich, aber derzeit nicht unbedingt erforderlich, da jede Simulation sequentiell abgearbeitet werden muss. Zunächst erfolgt die Bestimmung des Windfeldes (siehe Kap. 7.4) und anschließend die Simulationen mit den Seenmodellen.

8.3 Hydrodynamik (TP1)

Mit Hilfe des dreidimensionalen hydrodynamischen Seenmodells ELCOM (Hodges et al., 2000) das vom Center of Water Research der Universität Western Australia entwickelt wurde, wird die Seeströmung im Online-Modell berechnet. Das hydrodynamische Modell berücksichtigt folgende Antriebsgrößen:

- Wind an der Seeoberfläche
- Zuflüsse und Abflüsse
- Wärmeaustausch mit der Atmosphäre

Bei der Berechnung der Seeströmung wird davon ausgegangen, dass die Dichte des Wassers von der Temperatur, der Salinität und vom Schwebstoffgehalt abhängig ist. Für die Berechnung der Dichte in Abhängigkeit der Temperatur und der Salinität wird die Formulierung der UNESCO (1981) verwendet. Für die Veränderung der Dichte des Wassers infolge des Schwebstoffgehalts SS wird folgende Beziehung angesetzt:

$$\Delta\rho_{ws} = \left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_s}\right) \cdot SS \tag{8.1}$$

Wobei ρ_w die Dichte des Wassers und ρ_s die Dichte des Schwebstoffes ist. Entsprechend den Untersuchungen zum Starkregenereignis im August 2008 werden in der Simulation zwei Korngrößen (4 µm und 20 µm) für die Schwebstoffe verwendet.

Die Wassertemperatur wird durch die thermodynamischen Prozesse an der Seeoberfläche, den Zufluss durch die Gewässer und die Mischungsprozesse im See beeinflusst. Die Salinität im Bodensee ist vergleichsweise konstant. Lediglich durch die Zuflüsse, insbesondere die Kläranlagenabflüsse, kann es lokal zu einer Veränderung der Salinität kommen. Aber generell spielen Salinitätsunterschiede eine untergeordnete Rolle für die Dichte des Bodenseewassers. Anders ist das für die Beeinflussung der Dichte durch Schwebstoffe, die einerseits über die Zuflüsse insbesondere bei Hochwasser in den Bodensee eingetragen werden und andererseits durch Resuspension an der Seesohle infolge erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten an der Seesohle und Oberflächenwellen in die Wassersäule gelangen. Damit werden im hydrodynamischen Modell folgende hydrophysikalischen Größen und deren räumliche und zeitliche Entwicklung berechnet:

- Wassertemperatur
- Salinität
- Schwebstoffkonzentration von zwei Schwebstoffklassen

Neben diesen hydrophysikalischen Größen wird gleichzeitig mit der Seeströmung die Ausbreitung von Markierungsstoffen berechnet. Diese werden über folgende Zuflüsse zugegeben:

- Alpenrhein: Dieser Markierungsstoff dient dazu das Rheinwasser im Bodensee zu identifizieren.
- Übrige Gewässer: Ein weiterer Markierungsstoff wird für die übrigen Gewässer ohne den Alpenrhein eingesetzt.
- Zuflüsse aus Kläranlagen: Die Zuflüsse aus Kläranlagen erhalten einen dritten Markierungsstoff.

Die Markierierungsstoffe werden als konservative Tracer betrachtet. Das bedeutet, dass diese keine physikalischen Eigenschaften besitzen, die die Stoffeigenschaften des Wassers (z.B. Dichte) verändern. Die Markierungsstoffe unterliegen auch keinen biologischen oder chemischen Prozessen, so dass diese lediglich die Zuflussfahnen markieren.

Um das Courant-Kriterium einzuhalten, ist im lokal verfeinerten Modell eine Zeitschrittdiskretisierung von 40 Sekunden gewählt. Die Zeitschrittlängen im groben Modell betragen 180 Sekunden.

8.3.1 Zuflüsse aus Gewässern

Die Oberflächengewässer sind als Zuflussrandbedingung im Bereich des Ufers definiert. Der Zufluss erfolgt entsprechend der geometrischen Verhältnisse oberflächennah. Im Bereich der Alpenrheineinströmung ist das Modellnetz bis auf 100 m verfeinert. Die in diesem Bereich vorhandenen Leitdämme sind gemäß Abb. 8.6 im Modellnetz berücksichtigt, so dass die Alpenrheineinströmung über die Haldenkante erfolgt.

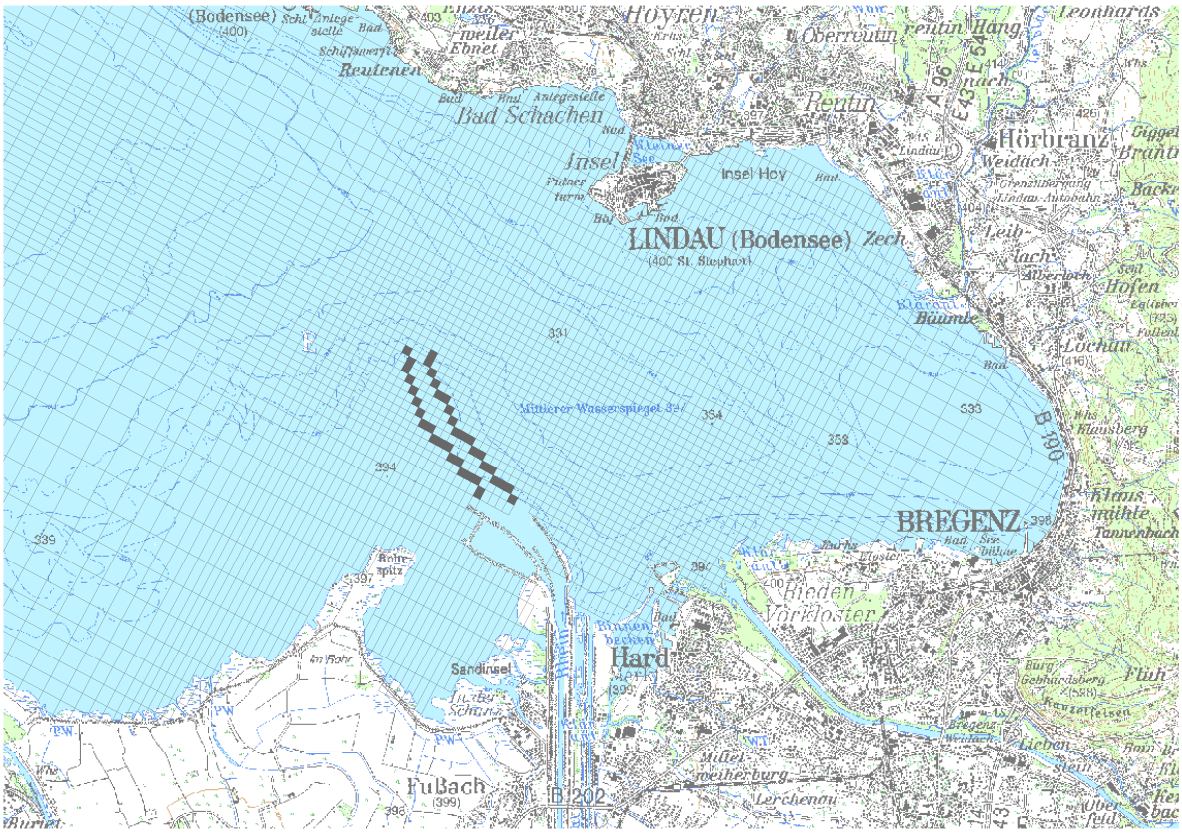


Abb. 8.6: Modellnetz mit Leitdämmen im Bereich der Alpenrheineinströmung

Im Online-Modell sind die in Tab. 8.1 zusammengestellten Gewässer berücksichtigt. Der Abfluss wird entsprechend den Online-Messdaten angesetzt. Online-Informationen über die Zuflusstemperatur liegen nur für den Alpenrhein und die Bregenzerach vor. An den übrigen Gewässern ist die Zuflusstemperatur identisch mit der in der Bregenzerach. Für die Schwebstoffkonzentration wurde angenommen, dass diese mit dem Abfluss korrelieren. Für die Bestimmung wurde die in IGKB (2000a) entwickelten allgemeinen Beziehungen verwendet. Der Schwebstoffzufluss besteht aus zwei Schwebstoffklassen mit 4 und 20 µm, wobei die Aufteilung der gesamten Schwebstoffe im Verhältnis 1:9 (feine / grobe Schwebstoffe) gewählt wurde.

Tab. 8.1: Zusammenstellung der Zuflüsse in das Online-Modell

Gewässer	Pegel	Zuflusstemperatur	Salinität [PSU]
Alpenrhein	Lustenau	Online-Messung	0.222
Alter Rhein	St. Margareten	Alpenrhein	0,222
Bregenzerach	Kennelbach	Online-Messung	0,188
Dornbirnerach	Lauterach	Bregenzerach	0,304
Leiblach	Unterhochsteg	Bregenzerach	0,259
Argen	Giessen	Bregenzerach	0,252
Rotach	Friedrichshafen	Bregenzerach	0,320
Schussen	Gebertshausen	Bregenzerach	0,365
Seefelder Ach	Uhldingen	Bregenzerach	0,334
Stockacher Ach	Wahlwies	Bregenzerach	0,361
Radolfzeller Ach	Rielasing	Bregenzerach	0,281
Aach-Salmsach	Hungerbühl	Bregenzerach	0,250
Goldach	Bleiche	Bregenzerach	0,252
Steinach	Mattenhof	Bregenzerach	0,311

8.3.2 Zuflüsse aus Kläranlagenausläufen

Von mengenmäßig geringer Bedeutung sind Zuflüsse über die Kläranlagen, welche direkt in den Bodensee entwässern. Da allerdings die Ausbreitung des geklärten Abwassers im Bodensee modelliert wird, wurden diese im Online-Modell gemäß Tab. 8.2 mitberücksichtigt. Die Abflüsse und Salinitäten entstammen dem IGKB-Bericht 53 (2000). Diese wurden für das Abflußjahr 1996 gemessen und wurden zeitlich konstant für das Online-Modell angesetzt.

Tab. 8.2: Zusammenstellung der Zuflüsse in das Online-Modell

Kläranlage	Zufluss [m^3/s]	Salinität [PSU]
Lipbach	0.089	0.768
Friedrichshafen	0.251	0.324
Stockacher Aach	0.130	0.375
Kressbronn	0.051	0.263
Lindau	0.159	0.476
Bregenz	0.105	0.775
Ueberlinger See	0.206	0.253
Muensterlingen	0.067	0.365
Morgental	0.149	0.680
Romanshorn	0.079	0.295
Kesswil	0.019	0.457
Leiblachtal	0.060	0.707

Die Zuflusstemperaturen des geklärten Abwassers unterliegen der saisonalen Schwankung. Da keine kontinuierlich gemessenen Informationen vorliegen, wurde für alle Kläranlagenzuflüsse derselbe Jahresgang angesetzt. Im Winter beträgt die Zuflusstemperatur 5 °C und im Sommer 21 °C. Dazwischen wird linear interpoliert.

Die Zuflussrandbedingung wurde aus Ermangelung an detaillierten Informationen für die Klaranlagenabläufe in Ufernähe in einer Tiefe von 20 – 30 m angesetzt. Aufgrund der teilweise erhöhten Salinitäten und der Temperaturverhältnisse ergibt sich dann eine Einschichtung des Kläranlagenwassers im unteren Teil des Epilimnions wie beispielhaft die Online-Simulation für den Überlinger See in Abb. 8.7 zeigt.

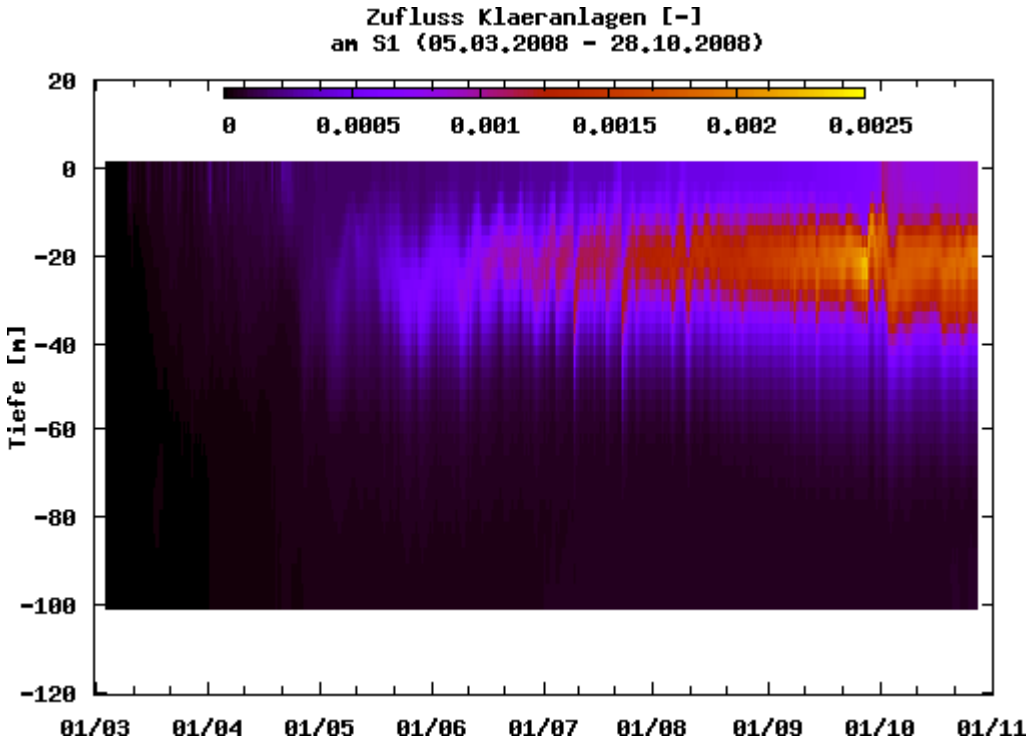


Abb. 8.7: Simulierter Anteil an geklärtem Abwasser im Überlinger See zwischen März und Oktober 2008

8.3.3 Entnahmen durch Wasserwerke

Die Entnahmen durch die Wasserwerke am Bodensee sind ebenfalls im numerischen Modell mitberücksichtigt. Diese entnehmen das Wasser aus einer Tiefe zwischen 40 und 60 m. Die angesetzten Entnahmemengen liegen für die meisten Trinkwasserentnahmen unter 0,1 m^3/s (siehe Tab. 8.3). Lediglich die Bodenseewasserversorgung entnimmt im Mittel ca. 4 m^3/s. Im Online-Modell ergibt sich durch diese geringen Entnahmen keine sichtbare Beeinflussung der Seeströmung in der gewählten horizontalen Auflösung. Um hier den Einfluss der Entnahmen sehen zu können, wäre eine Auflösung von 1 bis 2 m notwendig, die sich in der Online-Betrachtung nicht realisieren lässt. Die Entnahmerandbedingung der Wasserwerks-entnahmen ist jeweils an der Seesohle über eine Modellschicht (2,5 m Dicke) angesetzt.

Tab. 8.3: Entnahmen der Wasserwerke am Beispiel des Jahres 2006

Wasserversorgungsunternehmen	**Entnahme im Jahr 2006 [m³/s]**
Zweckverband Bodenseewasserversorgung	4,367
St. Gallen	0,308
Konstanz	0,169
Friedrichshafen	0,148
Kreuzlingen	0,119
Arbon	0,112
Lindau	0,093
Romanshorn	0,082
Amriswil	0,058
Rorschach	0,056
Thal	0,038
Überlingen	0,033
Meersburg	0,019
Immenstaad	0,014
Steckborn	0,006
Hagnau	0,005

8.3.4 Abfluss über den Rhein

Der Abfluss aus dem Bodensee erfolgt am südöstlichsten Ende des Untersees bei Stein am Rhein. Messtechnisch wird der Abfluss am Seerhein bei Konstanz erfasst. Dieser gemessene Abfluss wird im Online-Modell als Gesamtabfluss des Bodensees in Stein am Rhein angesetzt. Der Abfluss aus dem Obersee findet über den Seerhein statt, der im numerischen Modell mit einer Modellzellenbreite den Obersee mit dem Untersee verbindet. Aufgrund der hydraulischen Verhältnisse im Seerhein stellt sich im numerischen Modell ein Wasserspiegelunterschied von ca. 0.1 m ein. Dieser Wasserspiegelunterschied wird auch zwischen den Pegeln des Obersees und des Untersees gemessen.

8.3.5 Wärmeaustausch mit der Atmosphäre

Der Wärmeaustausch mit der Atmosphäre ist die wichtigste Wärmebilanzrandbedingung, die die saisonale Schichtungsentwicklung und auch den Wärmehaushalt über mehrere Jahre steuert. Die thermodynamischen Energieflüsse an der Seeoberfläche lassen sich wie folgt unterscheiden:

- Kurzwellige Einstrahlung ist die direkte Sonneneinstrahlung. Diese wird in vier unterschiedliche Wellenlängenbereiche unterteilt. Für das Online-Modell entspricht diese der Globalstrahlung. Sie wird in Konstanz, Friedrichshafen und Bregenz gemessen.
- Langwellige Abstrahlung wird vom Modell über das Gesetz von Stefan-Bolzmann über die Oberflächentemperatur des Sees berechnet.
- Langwellige Einstrahlung ergibt sich aus der Reflexion aus der Atmosphäre. Gemäß den Sensitivitätsstudien aus Kap. 5 wird die langwellige Strahlung nach Iziomon et al. (2003) berechnet. Als Eingangsparameter gehen die Luftfeuchtigkeit, die Lufttemperatur und die Wolkenbedeckung ein. Die Wolkenbedeckung wird nur in Konstanz gemessen und für den gesamten See gleich angenommen. Die Luftfeuchtigkeit wird aus dem gemessenen Taupunkt in Konstanz und Friedrichshafen berechnet. In Bregenz liegen Daten zur relativen Luftfeuchtigkeit vor.
- Konvektiver Wärmestrom wird über die Temperaturdifferenz zwischen Luft und Wasser in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit berechnet.
- Verdunstung wird über die relative Luftfeuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit und den Luftdruck berechnet. Der Luftdruck wird im numerischen Modell konstant angenommen. Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit werden aus den Messdaten in Kostanz, Bregenz und Friedrichshafen abgeleitet.

8.3.6 Verifizierung des hydrodynamischen Online-Modells

Das in BodenseeOnline eingesetzte dreidimensionale hydrodynamische Modell wurde in TP3 anhand historischer Messwerte für die Nachbildung der internen Wellen und den Sediment beladenen Zustrom über den Alpenrhein verifiziert. Zusätzlich lässt sich das Online-Modell mit den in BodenseeOnline erhobenen Messdaten überprüfen.

Anhand der von der Universität Konstanz betriebenen Messstation im Überlinger See lässt sich die zeitliche Entwicklung des Temperaturprofils überprüfen. Dazu sind vier unterschiedliche Isothermen aus Messung und Rechnung zwischen April und Juni 2007 in Abb. 8.8 dargestellt. Es wird deutlich, dass sowohl die Tiefenlage als auch die zeitliche Entwicklung der berechneten Isothermen ab Mitte April zu den Gemessenen passen. Davor liegt eine etwas zu hoch berechnete Temperatur im tieferen Wasser vor. Dies ist auf die Anfangsbedingung des zu Beginn des Quartals gestarteten Online-Modells zurückzuführen. Nach einem halben Monat hat diese Anfangsunsicherheit keinen Einfluss mehr auf das Berechnungsergebnis. Durch mehrere Windereignisse insbesondere im Mai kommt es zu einer verstärkten Durchmischung, so dass die 8℃-Isotherme bis zur Seeoberfläche reicht.

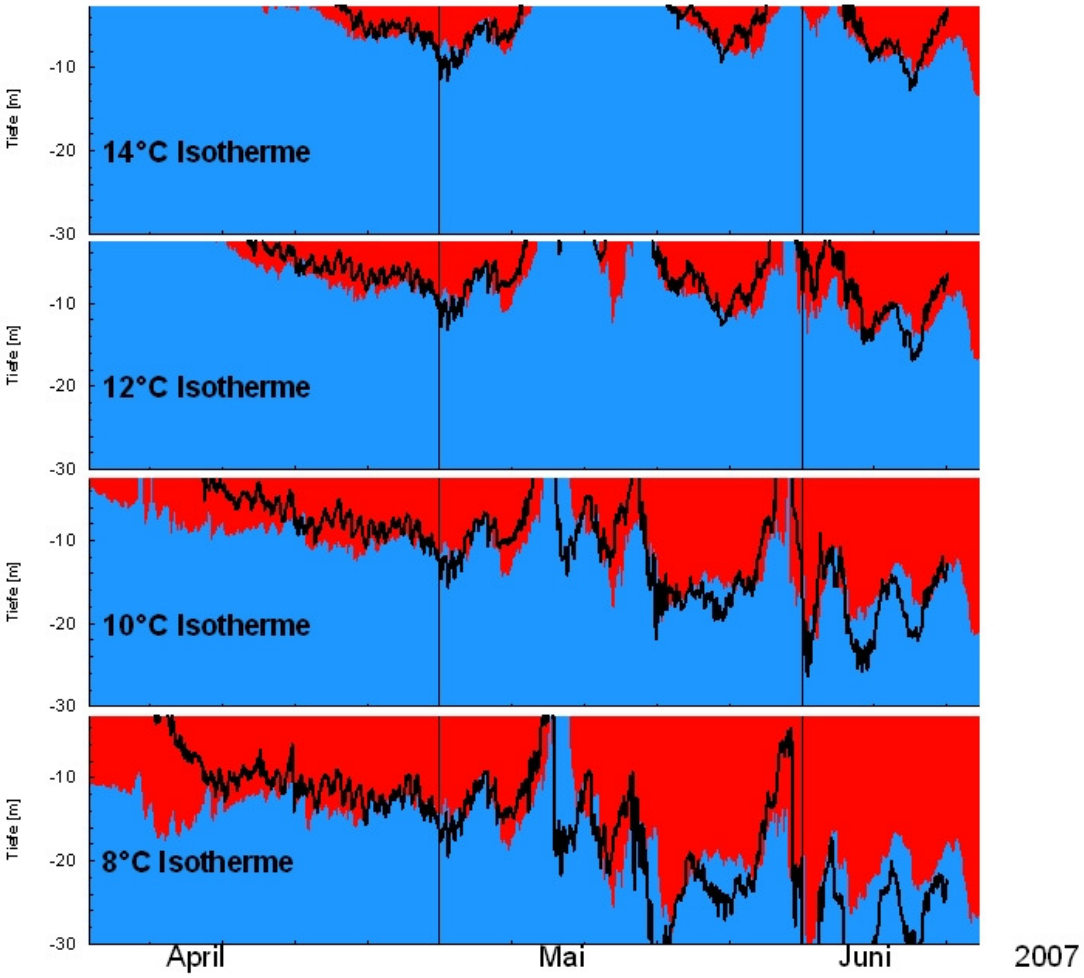


Abb. 8.8: Zeitliche Entwicklung der 8, 10, 12 und 14°C Isotherme im Überlinger See zwischen April und Juni 2007 (schwarze Linie: gemessene Werte an der Messstation der Universität Konstanz, rote und blaue Flächen: Simulationsergebnis des Online-Modells

Eine weitere beispielhafte Überprüfung kann mit den gemessenen Trübungswerten an der Entnahmestelle des Wasserwerks Nonnenhorn erfolgen. In Abb. 8.9 sind die gemessenen Trübungswerte an der Entnahme von Nonnenhorn und die an dieser Stelle berechneten Sedimentkonzentrationen im Tiefenprofil zusammen mit den Windverhältnissen dargestellt. In den Messdaten können zwei Ereignisse mit erhöhten Trübungswerten Anfang und Mitte März festgestellt werden. Diese korrelieren direkt mit zwei Windereignissen. Der Abfluss des Alpenrheins war zu diesen beiden Zeitpunkten nicht erhöht. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass die Trübungserhöhungen auf die Resuspension von Sediment am Seeboden zurück zu führen ist. Wertet man die berechneten Sedimentkonzentrationen an der Entnahme von Nonnenhorn aus, so zeigt sich, dass die Sedimentkonzentrationen jeweils zu den Windereignissen ansteigen. Damit ist eine gute Übereinstimmung zu den beobachteten Verhältnissen gegeben.

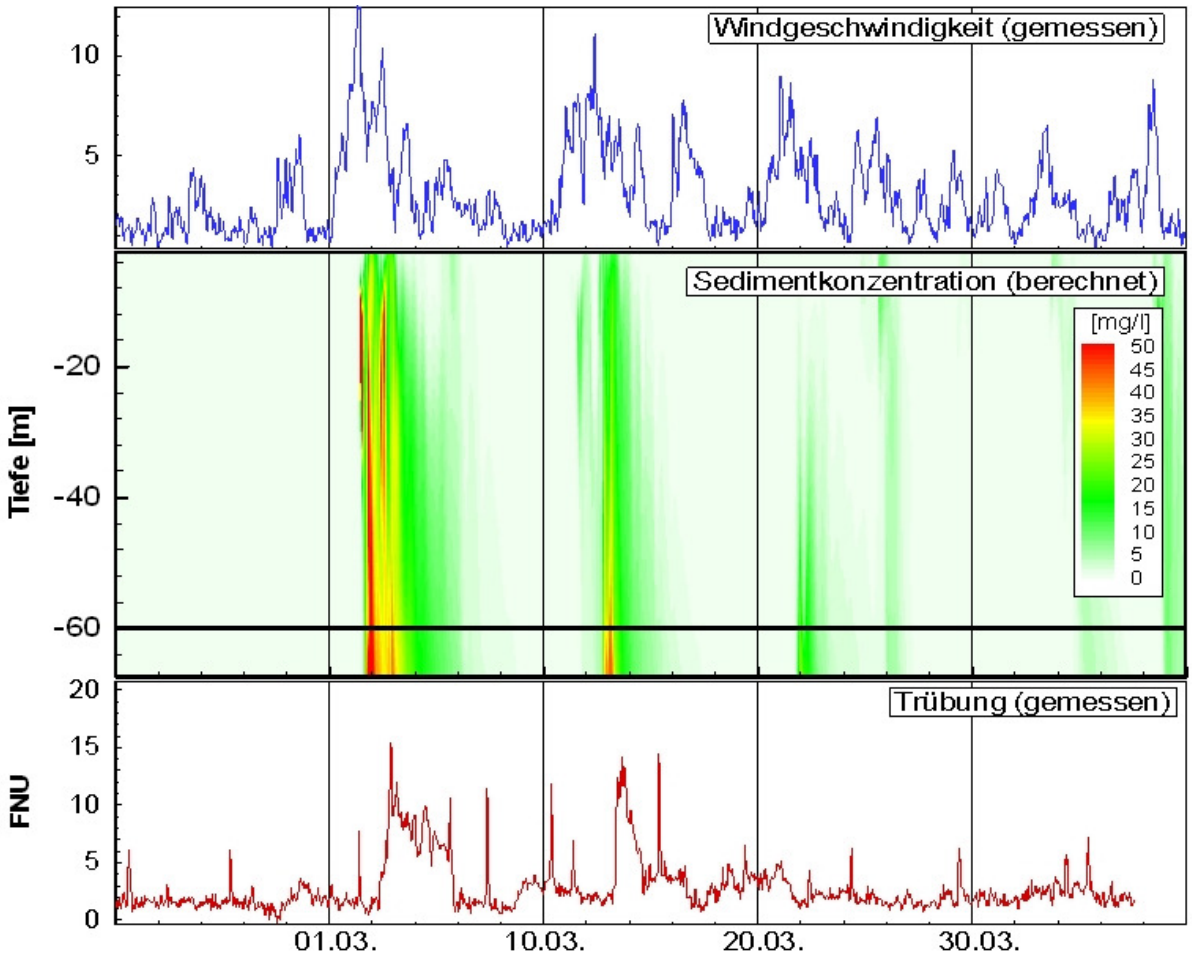


Abb. 8.9: Vergleich gemessener Trübungen und berechneter Sedimentkonzentrationen an der Entnahme des Wasserwerks in Nonnenhorn im März 2008, oben: gemessene Windgeschwindigkeit in Konstanz (Daten des DWD), unten: gemessene Trübungswerte in 60 m Entnahmetiefen in Nonnenhorn, Mitte: berechnete Sedimentkonzentrationen über die Tiefe in Nonnenhorn

Im November 2008 hat ein Starkwindereignis (siehe Abb. 8.10) zu einer deutlichen Veränderung der Wassertemperatur und der elektrischen Leistfähigkeit an den Entnahmestellen in Sipplingen und in Nonnenhorn in einer Tiefe von 60 m geführt. Durch den starken Westwind zwischen dem 325. und 327. Tage wurde das noch warme epilimnische Wasser mit geringer Leitfähigkeit nach Osten gedrückt, so dass die gemessene Wassertemperatur an der Entnahme von Nonnenhorn um 2 °C anstieg (siehe Abb. 8.10) und die Leitfähigkeit absank (siehe Abb. 8.11). Dies deutet auf einen starken Einfluss von oberflächennahem Wasser in der Entnahmetiefe an. Mit dem Modell wird dies bestätigt. auch hier steigt in derselben Zeit die Temperatur deutlich an und der Salzgehalt nimmt ab. Gleichzeitig wird in Sipplingen kälteres tieferes Wasser an die Entnahmestelle transportiert und durch die anschließende interne Schwingung wird wärmeres Wasser an diese Stelle transportiert. Die elektrische Leitfähigkeit steigt aufgrund des tieferen kalten Wassers an und fällt danach auf einen tieferen Wert wie zu Beginn des Sturmereignisses wieder ab. Im numerischen Modell ist dieselbe Charakteristik zu beobachten. Das Modell zeigt sowohl dasselbe zeitliche Verhalten wie die Messung als auch die unterschiedliche Reaktion (z.B. in der Temperaturänderung oder im Salzgehalt) zwischen Sipplingen und Nonnenhorn. Daraus kann geschlossen werden, dass mit dem Online-Modell die tatsächlichen Verhältnisse im See sehr gut erfasst werden.

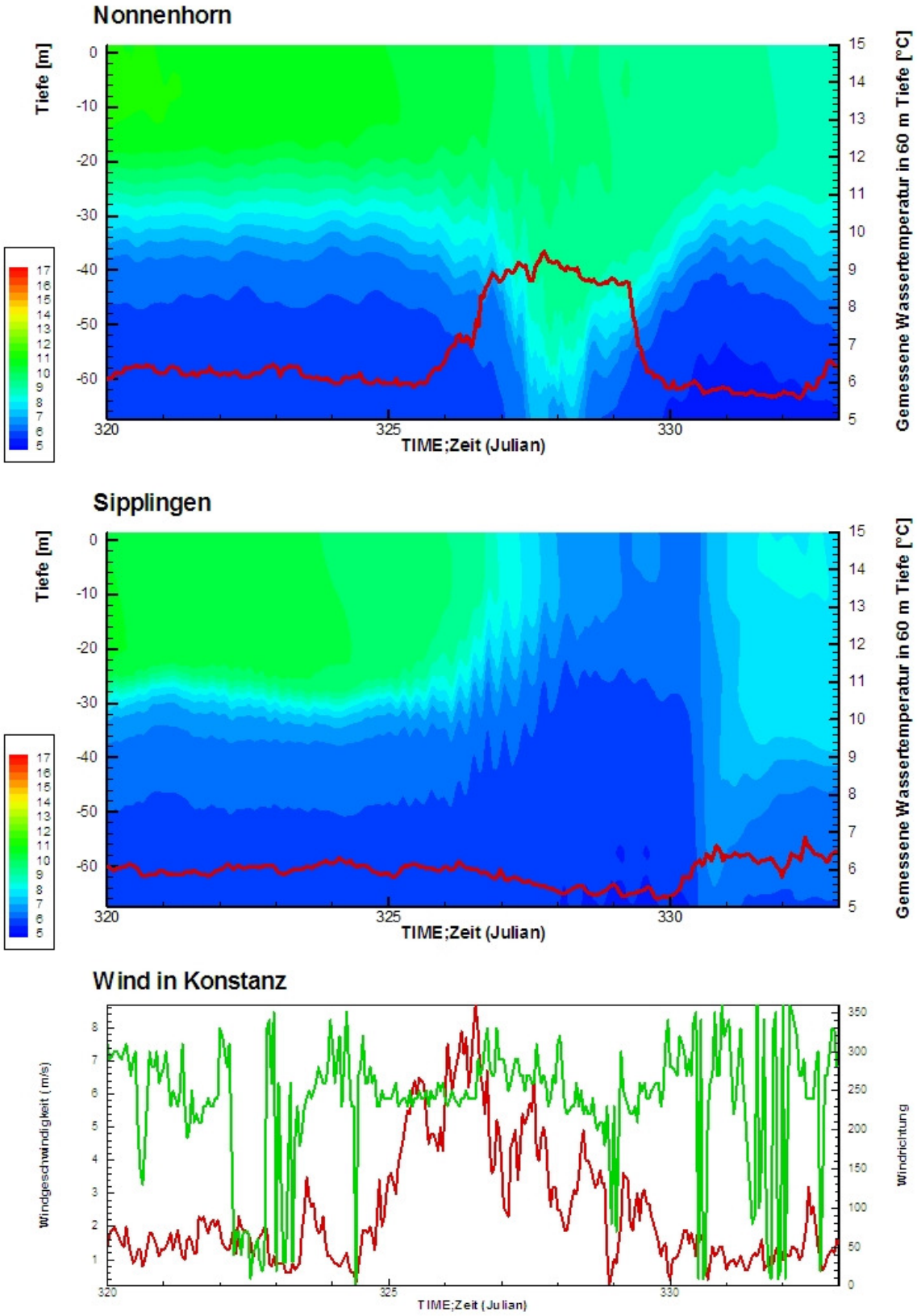


Abb. 8.10: Oben: gemessene Temperatur in Nonnenhorn in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Temperaturprofil in Nonnenhorn, mitte: gemessene Temperatur in Sipplingen in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Temperaturprofil in Sipplingen, unten: gemessene Windgeschwindigkeit (rote Linie) und Windrichtung (grüne Linie) in Konstanz

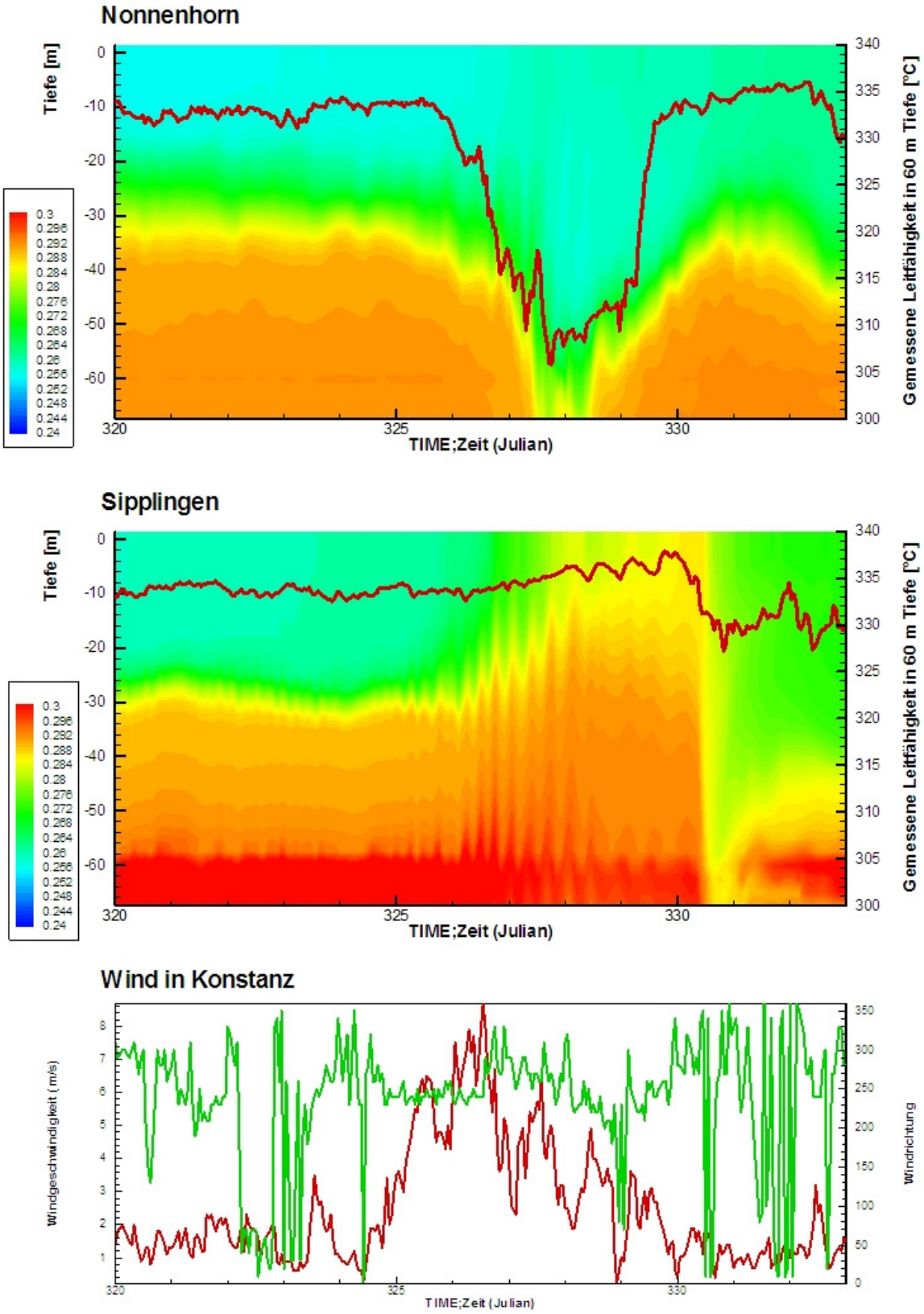


Abb. 8.11: Oben: gemessene el. Leitfähigkeit in Nonnenhorn in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Salinitätsprofil in Nonnenhorn, mitte: gemessene el. Leitfähigkeit in Sipplingen in 60m Tiefe (rote Linie) und berechnetes Salinitätsprofil in Sipplingen, unten: gemessene Windgeschwindigkeit (rote Linie) und Windrichtung (grüne Linie) in Konstanz

8.3.7 Prognose der Hydrodynamik

Um die Prognosefähigkeit und die Prognoseschärfe des hydrodynamischen Online-Modells zu testen, wurden die Modellierungsergebnisse der Prognose mit denen des Analysemodell-laufs verglichen. Dieser Vergleich ist beispielhaft in Abb. 8.12 für drei verschiedene Parameter, Wassertemperatur im Überlinger See, Anteil an Wasser aus kleineren Zuflüssen und feines Sediment an der Alpenrheinmündung, dargestellt. Die Farbflächen sind das Ergebnis des Analyse-Laufs und die Isolinien die Ergebnisse verschiedene Prognoseläufe, die jeden Tag im Betrachtungszeitraum zwischen 5. und 12. November 2008 durchgeführt wurden. Die Prognoseläufe starten jeweils mit den Ergebnissen aus dem Analyselauf. Lediglich die Prognosen zu Beginn des Betrachtungszeitraumes unterscheiden sich etwas von der Analysebetrachtung. Ab dem 7. November sind die Unterschiede zwischen Analyse und Prognose marginal. Der Vergleich zeigt, dass die Prognose über 78 h sehr nahe an den Analyseergebnissen liegt. Fehler, die sich durch eine unsichere Prognose der Wind-verhältnisse ergeben wirken sich nicht auf spätere Prognosen aus, da jeweils mit dem Ergebnis des Analyselaufs die Prognose gestartet wird. Die Prognose von BodenseeOnline ist damit eine gute Schätzung der zukünftigen Verhältnisse über die nächsten 78 Stunden.

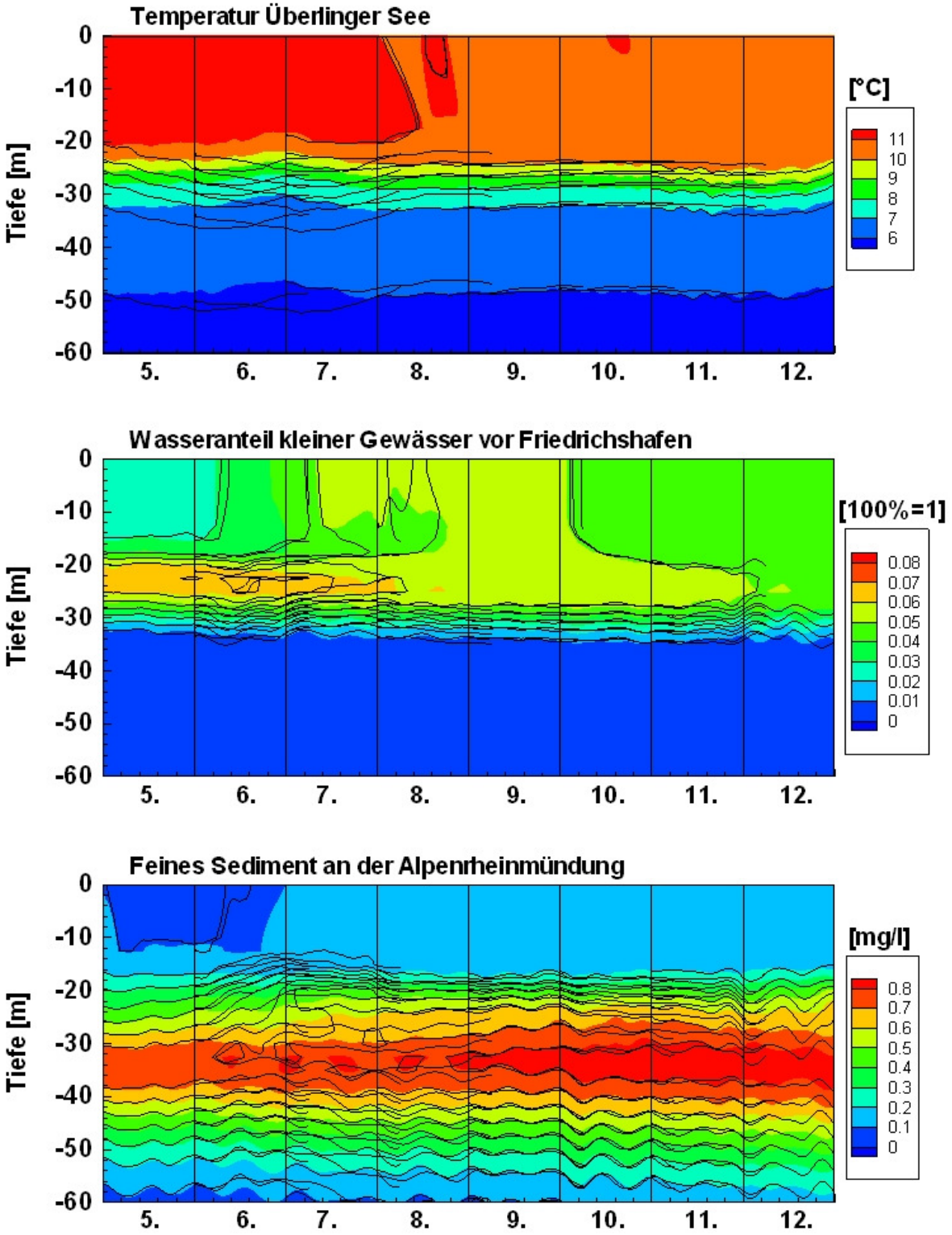


Abb. 8.12: Vergleich zwischen Analyselauf (Farbflächen) und mehreren Prognoseläufen (Linien) für die Temperaturentwicklung im Überlinger See, dem Anteil an Wasser aus kleineren Oberflächengewässern vor Friedrichshafen und der Sedimentkonzentration vor der Alpenrheinmündung zwischen 5. und 12. November 2008

8.4 Ökologie (TP1)

Neben dem hydrodynamischen Modell wird auch ein Online-Modell für die Simulation des Nährstoffkreislaufs betrieben. Dieses basiert auf einem gleichmäßigen horizontalen Modellraster von 400x400m. Der Nährstoffkreislauf wird gemäß dem in Kap. 5 dargestellten Konzept berücksichtigt. Im Zentrum des Nährstoffkreislaufes steht das Phytoplankton, dessen Entwicklung von Nährstoffen, der Lichtverfügbarkeit, der Hydrodynamik (Stratifizierung) und der Entwicklung des Zooplanktons abhängt. Das Phytoplankton ist in 4 funktionelle Gruppen gemäß Kap. 5 aufgeteilt. Mit dieser Klassifizierung wird ein breites Spektrum des im Bodensee vorhandenen Phytoplanktons abgedeckt und gemäß langfristiger Betrachtungen die wichtigsten Zyklen des Phytoplanktonwachstums nachgebildet. Damit werden im ökologischen Online-Modell folgende ökologische Parameter aus der Nährstoffkette im See simuliert:

- Phosphor
- Nitrat
- Silizium
- Phytoplankton in 4 Gruppen und als Chlorophyll-Konzentration ausgeben
- Zooplankton
- Sauerstoff

Die Initialisierung des ökologischen Modells erfolgt im Frühjahr, bevor das Algenwachstum beginnt. Dabei wird das Modell hinsichtlich sämtlicher ökologischer Parameter soweit möglich mit gemessenen Profilen initialisiert. Während der Online-Simulation erfolgt die Zufuhr von Stofffrachten über die Oberflächengewässer. Dabei werden die Zuflusskonzentrationen gemäß der in IGKB (2000) angegeben allgemeinen Beziehung zwischen Abfluss und Wasserinhaltsstoff berechnet, die auch für die Berechnung der Sedimentkonzentrationen dient:

$$S_i = K_1 / e^{\frac{K_2}{Q^{K_3}}} \tag{8.2}$$

Wobei S_i die Stoffkonzentrationen der o.g. Zuflussparameter sind und die Koeffizienten K_1 bis K_3 gewässerspezifisch und stoffspezifisch sind. Da sich die Koeffizienten auf die Jahre 1995 bis 1997 beziehen wurde aufgrund der weiterhin verringerten Nährstoffzufuhr die Phosphorkonzentration abgemindert. Es wurde ein Abminderungsfaktor von 0.75 für die Online-Simulation abgeschätzt.

Da die ökologischen Prozesse sehr stark von der Meteorologie und den hydrodynamischen Verhältnissen abhängen, ist die Schichtungsentwicklung zusammen mit der täglichen Sonnenscheindauer und der täglichen mittleren Lufttemperatur in Abb. 8.13 dargestellt. Demnach hat sich ab Ende April eine stabile Schichtung im Bodensee eingestellt. In etwa zum selben Zeitpunkt hat die tägliche Sonnenscheindauer deutlich zugenommen.

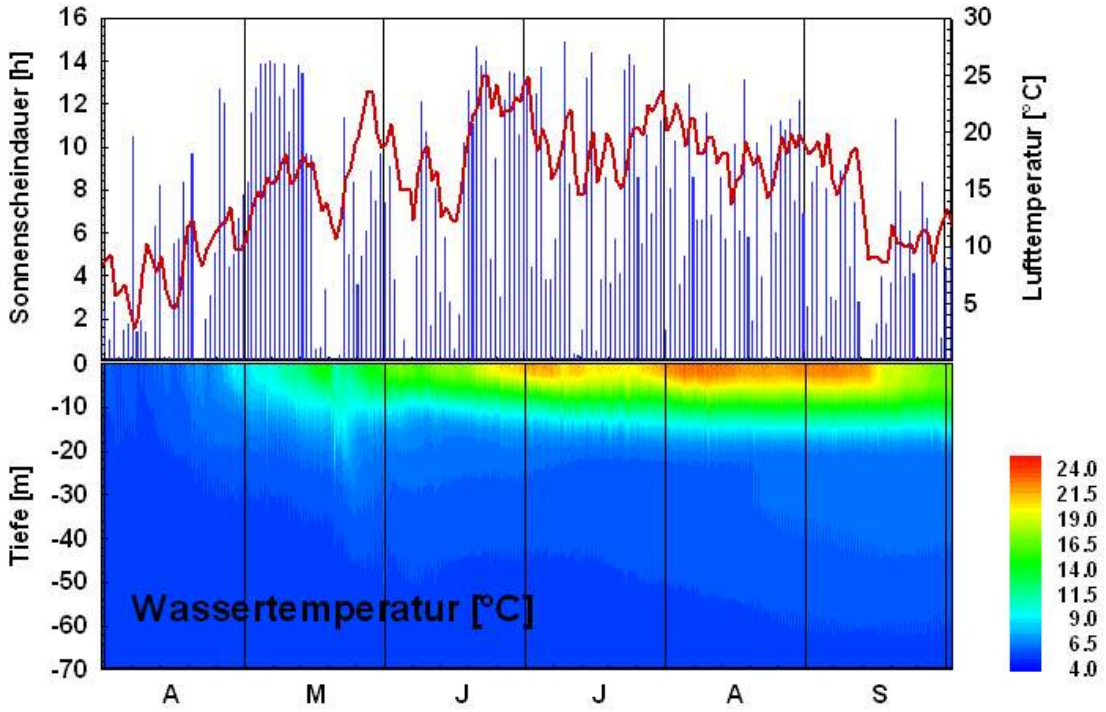


Abb. 8.13: Berechnete Temperaturverhältnisse in der Mitte des Obersees, tägliche mittlere Lufttemperatur und gemessene Sonnenscheindauer (DWD) zwischen April und September 2008

Die berechnete saisonale Entwicklung von Phosphor, Sauerstoff, Chlorophyll und Zooplankton zwischen April und September im Jahr 2008 ist in Abb. 8.14 dargestellt. Die Algen fangen Ende April im Epilimnion aufgrund der vorhandenen stabilen Schichtung und des verfügbaren Lichts an zu wachsen. Dadurch wird der für das Wachstum limitierende Phosphor im Epilimnion aufgebraucht. Der Schwerpunkt der Algenkonzentration wandert dadurch nach der Algenblüte in die Sprungschicht ab. Durch die Atmung des Phytoplanktons kommt es während der Algenblüte zu einer Übersättigung von Sauerstoff im Epilimnion. Nachdem das Algenmaximum erreicht ist, nimmt der Sauerstoffgehalt an der Seeoberfläche wieder ab. Dies wird auch durch die erhöhten Wassertemperaturen im Epilimnion verstärkt, da mit zunehmender Temperatur die Sauerstoffsättigung abnimmt. Die Sauerstoffsättigung liegt bei einer Wassertemperatur von 18 – 20°C in der Größenordnung von 10 mg/l.

Das Zooplanktonwachstum setzt nach dem Algenwachstum ein und verstärkt den Rückgang des Algenwachstums im Sommer während der Klarwasserphase. Das Zooplankton folgt dem Schwerpunkt der Algenmasse in der Sprungschicht, wobei eine aktive Bewegung des Zooplanktons im Modell nicht simuliert werden kann. Ende September nehmen die Chlorophyllkonzentrationen aufgrund des sich verringernden Lichtangebots wieder ab.

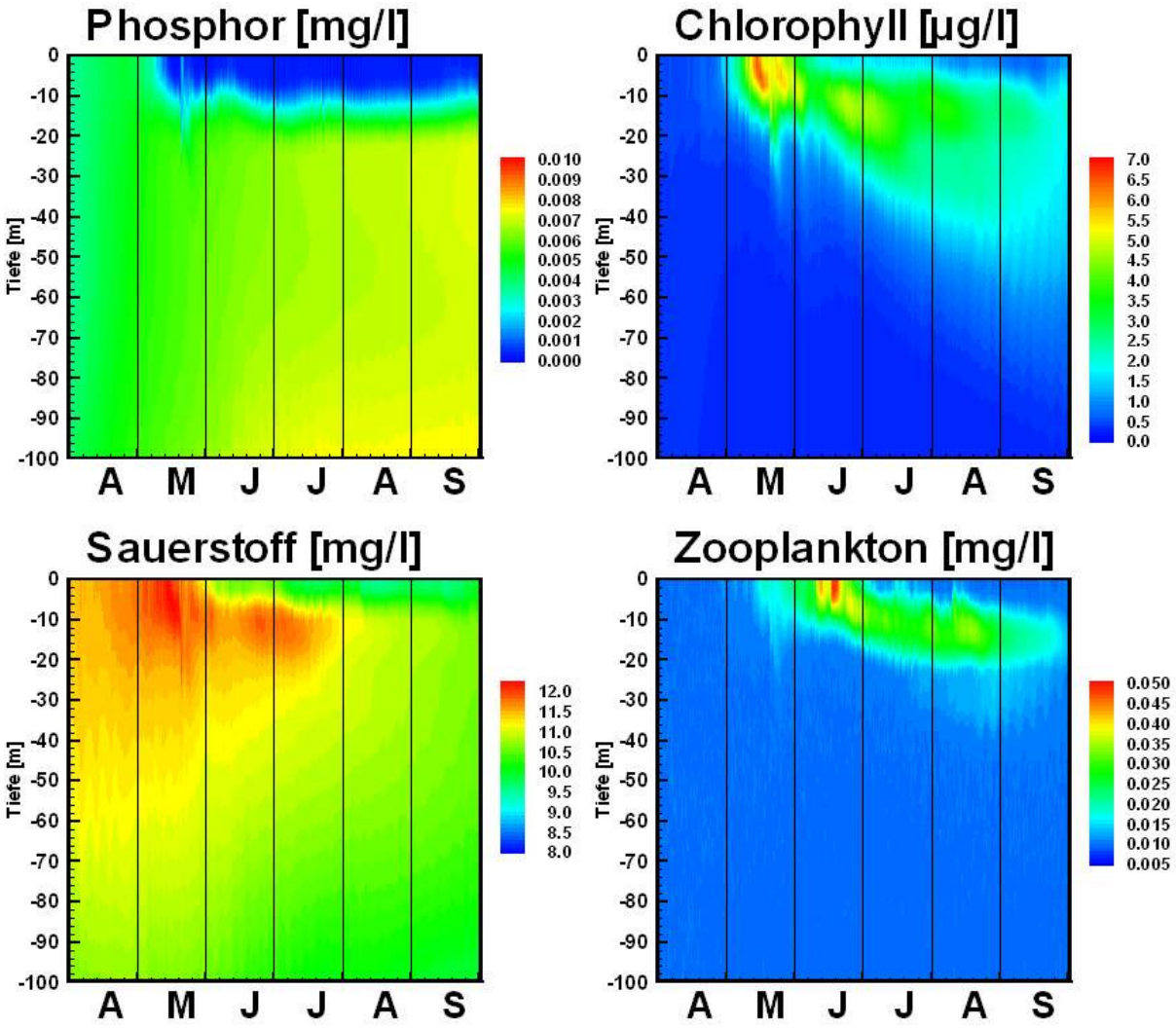


Abb. 8.14: Berechnete Entwicklung von Phosphor, Sauerstoff, Chlorophyll und Zooplankton in der Mitte des Obersees zwischen April und September im Jahr 2008

Wie unterschiedlich die horizontale Entwicklung des Algenwachstums sein kann, zeigen die in Abb. 8.15 dargestellten Verteilungen der Chlorophyll-Konzentration an der Seeoberfläche. Die Algenblüte scheint nährstoffbedingt am 15.05.2008 in der Bregenzer Bucht am größten zu sein. Der Phosphor ist zu diesem Zeitpunkt bis auf den Bereich der Bregenzer Bucht fast vollständig an der Seeoberfläche aufgebraucht. Durch ein Windereignis mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 9 m/s aus nördlicher Richtung am 19. und 20. Mai steigt kaltes phytoplanktonarmes Wasser am Nordufer vor Friedrichshafen auf und drängt die Algen ans Südufer und in die Bregenzer Bucht. Am 25.05. hat sich die Strömung wieder beruhigt und im Obersee lässt sich eine mäßige Chlorophyll-Konzentration mit erhöhten Werten in der Bregenzer Bucht erkennen.

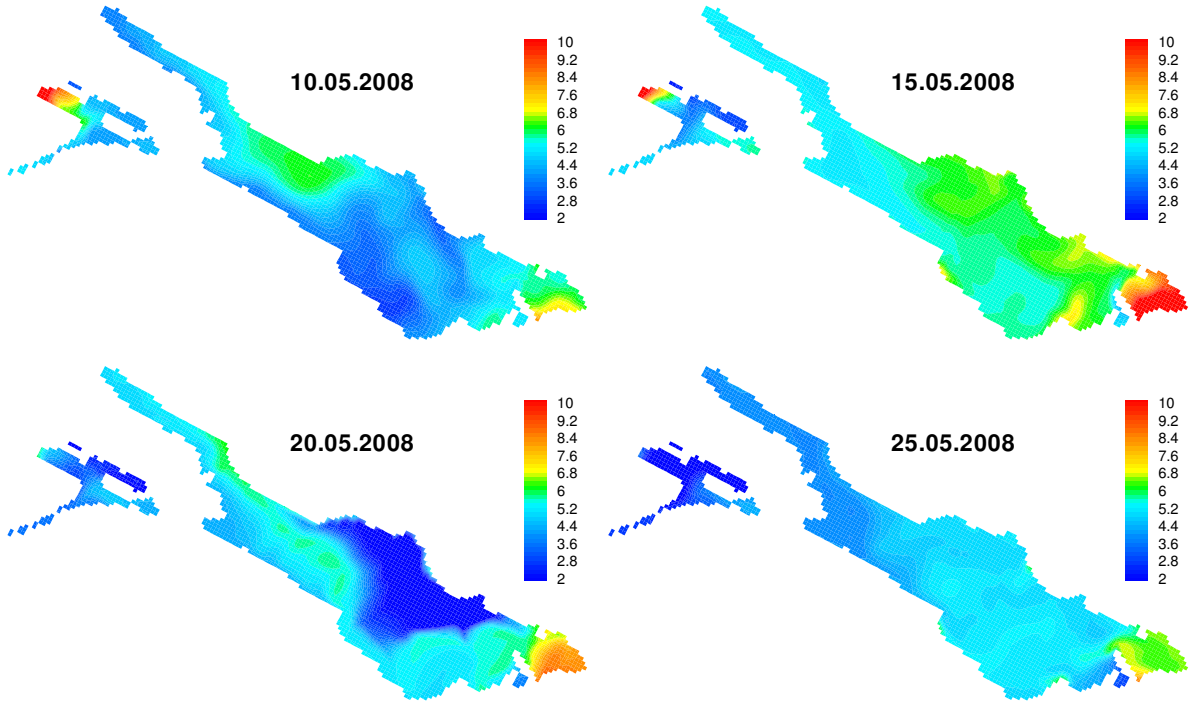


Abb. 8.15: Berechnete Verteilungen der Chlorophyll-Konzentration zu 4 verschiedenen Zeitpunkten im Mai 2008 an der Seeoberfläche

8.5 Oberflächenwellen (TP1)

Aufgrund der Anforderungen der Nutzer wurde zusätzlich zum Arbeitsprogramm des Forschungsprojektes ein Wellenmodell integriert. Hierzu wurde das von Delft Hydraulics entwickelte Wellenmodell SWAN (Holthuijsen et al., 1989) verwendet. Der Parameterdatensatz des Wellenmodells wurde von der Universität Konstanz übernommen und die Modelleingangsparameter wurden im Rahmen einer Sensitivitätsstudie für die Online-Modellierung angepasst.

Das Wellenmodell basiert auf einem gleichmäßigen Modellraster von 400x400 m. Das Modellnetz ist nach Norden ausgerichtet. Das Wellenmodell wird anhand des Windfeldes über dem Bodensee angetrieben. Für das Windfeld werden nur die prognostizierten Windfelder genommen, da davon ausgegangen wird, dass das Wellenfeld über dem Bodensee hauptsächlich im operationellen Einsatz von verstärktem Interesse für die Schifffahrt ist.

Mit den stündlich prognostizierten Windfeldern erfolgt die Wellenberechnung instationär über die nächsten 78 Stunden. Vom Wellenmodell werden die Verteilungen folgender Parameter berechnet:

- Wellenhöhe
- Wellenlänge
- Wellenrichtung
- Wellenperiode

Bei den am Bodensee vorliegenden Windverhältnissen zwischen 0 und 15 m/s bei extremen Wetterlagen schwanken die Wellenhöhen zwischen 0 und 1 m. Signifikante Wellenhöhen, die größer als 0,1 bis 0,2 m sind entstehen erst bei Windgeschwindigkeiten von 2 bis 3 m/s. Beispielhaft wurden die vom Online-Modell berechneten Wellenhöhen an den in Abb. 8.16

markierten Zeitpunkten ausgewertet. Beim ersten Windereignis lag ein Nord bis Nordost wind vor. Auffallen ist, dass in Konstanz die gemessene Windgeschwindigkeit deutlich kleiner ist als in Arbon. Dies liegt an der Bescheunigung des Windes über dem See, da im Falle eines Nordwindes die Beschleunigungsstrecke für Arbon die gesamte Seebreite beträgt. Beim zweiten Windereignis am 02.10.2008 lagen Westwindverhältnisse vor, die an beiden Messstationen zu ähnlichen Windgeschwindigkeiten von maximal 5 bis 6 m/s geführt haben.

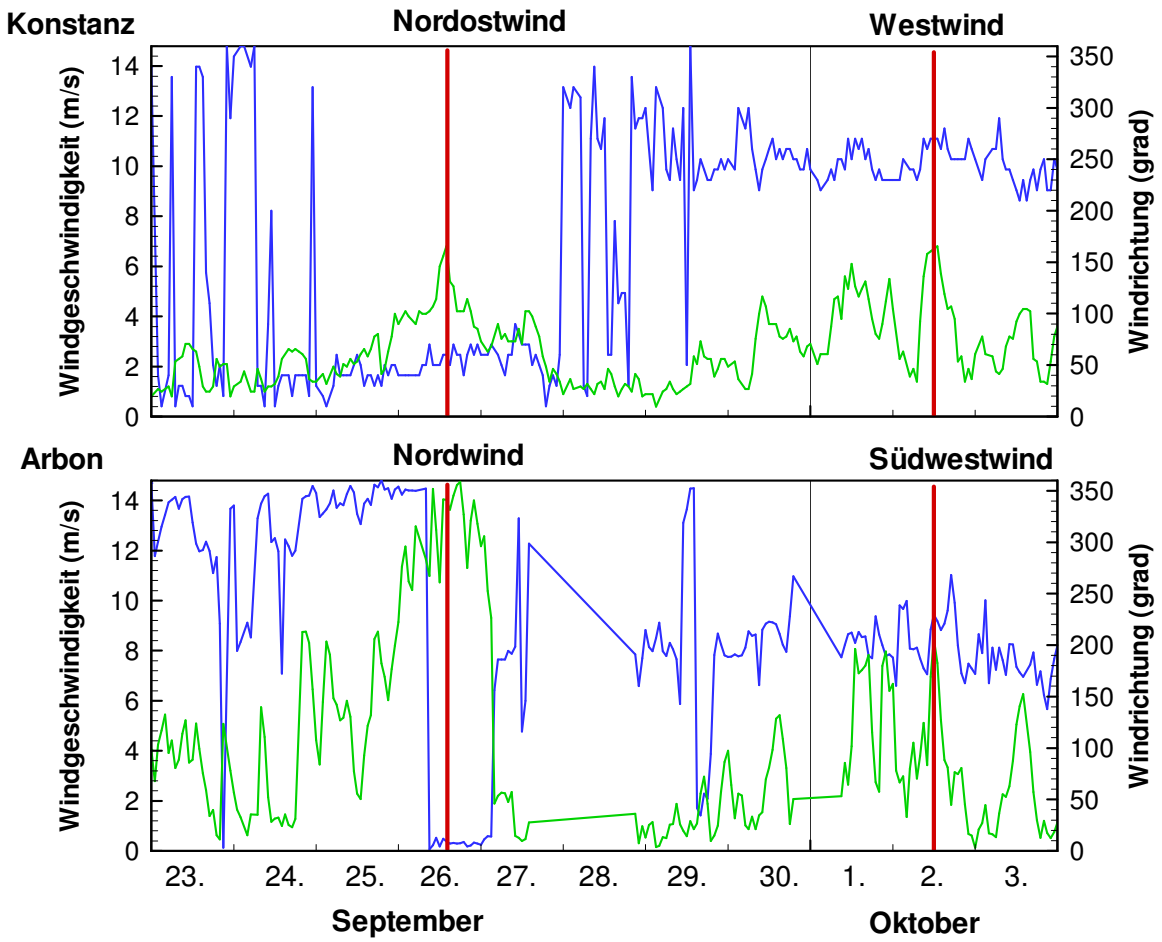


Abb. 8.16: Gemessene Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen an den Messstationen Konstanz und Arbon

Die zu den beiden Zeitpunkten zugehörigen berechneten Wellenverteilungen über dem See sind in Abb. 8.17 dargestellt. Wie bereits aus den Windmessungen hervorgeht, liegen die größten Windgeschwindigkeiten beim ersten Windereignis vor Arbon vor. Hier werden auch die größten Wellenhöhen von bis zu 0,7 m berechnet. Beim Westwindereignis treten die größten Wellen vor dem Nordufer zwischen Friedrichshafen und Lindau auf. Im Gegensatz zum ersten Windereignis sind die Windgeschwindigkeiten deutlich kleiner, so dass die Wellenhöhen hier auch nur maximal bis 0,4 m reichen.

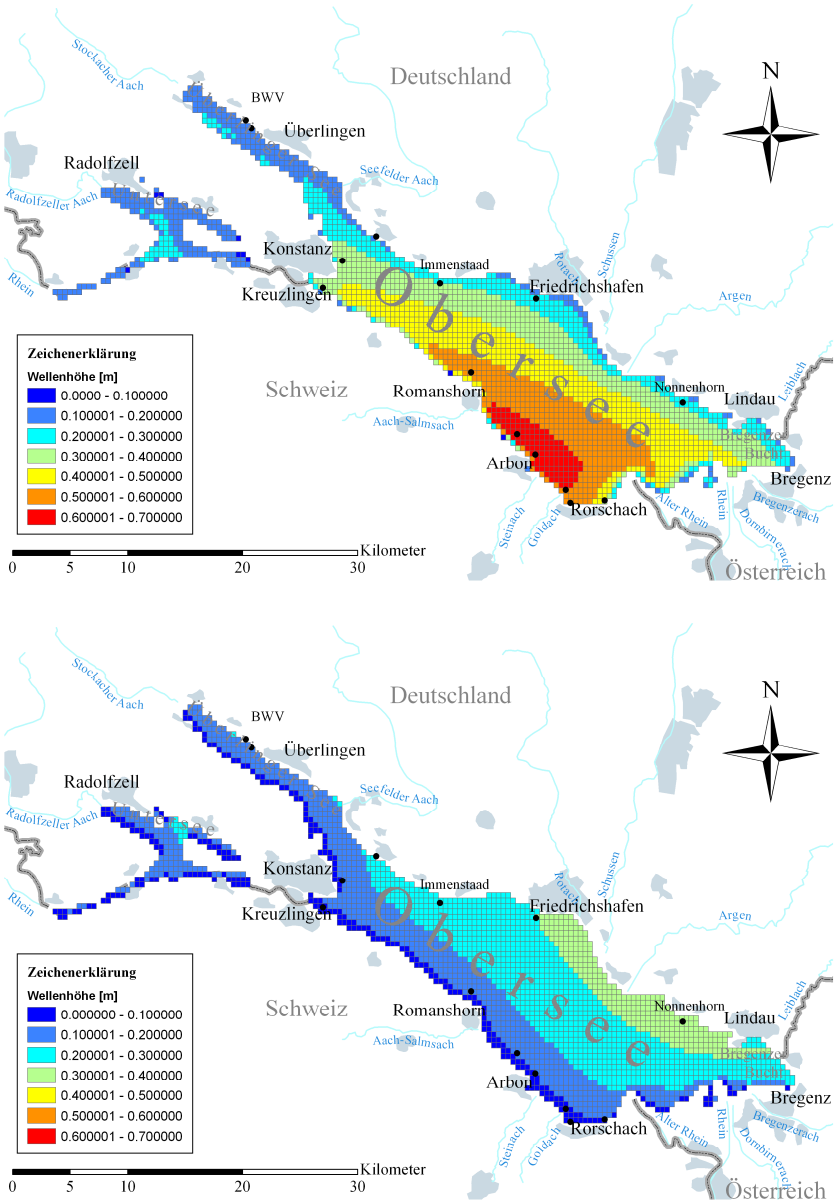


Abb. 8.17: Berechnete Wellenhöhen bei Nord- bis Nordostwinden für den 26.9.2008 um 14:00 Uhr (oben) und bei West- bis Südwestwinden für den 2.10.2008 um 13:00 Uhr (unten)

8.6 Web-basiertes Zugangssystem (TP1)

Das Web-basierte Zugangssystem macht Informationen aus dem Informationssystem BodenseeOnline den Benutzern zugänglich. Es greift auf die Datenbank von Bodensee-Online zurück, in welcher sowohl die Messdaten als auch die Berechnungsergebnisse der Online-Modelle gespeichert werden. Der Zugang zu den Informationen ist für die einzelnen Nutzergruppen unterschiedlich und passwortgeschützt. Außerdem sind projektrelevante Informationen wie Besprechungsprotokolle oder Vorträge über das Web-basierte Zugangssystem zugänglich. Es wird zwischen folgenden Nutzern unterschieden:

- Öffentlichkeit: Die Öffentlichkeit hat Zugang zu den Ergebnissen des ökologischen Modells
- Projektpartner: Die Projektpartner haben Zugriff auf die historischen Messdaten und die Online-Messdaten sowie die Ergebnisse aus den Online-Modellen
- Wasserwerke: Die Informationen zu den Online-Modellen, die Daten der historischen Messreihen sowie die Online-Daten der Entnahmestellen sind für die Wasserwerke zugänglich.
- Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Die Mitglieder der IGKB haben denselben Zugang wie die Wasserwerke

8.6.1 Messdaten

Die Messdaten können anhand eines Web-Formulars in Abhängigkeit des Messtyps und der Messstation für den gewünschten Zeitraum ausgewählt werden. Die Erstellung dieser Formularseite erfolgt dynamisch mit Hilfe der Skriptsprache „PHP“. Sie besitzt ebenfalls die Funktionalitäten, um mit einer Datenbank mit Hilfe von SQL-Befehlen zu kommunizieren. Die Messwerte werden zum einem als Liniengrafik mit Hilfe des Grafikprogramms „Gnuplot“ ausgegeben und zum anderen als Textdatei. Die grafische Ausgabe ermöglicht die sofortige Plausibilitätskontrolle sowie einen einfachen Überblick der Messwerte.

Ein Beispiel für den webbasierten Zugriff auf Messdaten ist in Abb. 8.18 dargestellt. Abb. 8.18 zeigt die Präsentation der vom hydrologischen Dienst Vorarlberg gemessenen Abflüsse des Alpenrheins während des Starkregenereignisses im August 2005. Die Daten lassen sich für die Projektpartner auch als ASCII-Daten über das Internet abrufen. Dies ist insofern wichtig, da z.B. das Starkregenereignis vom August 2005 eine wichtige Rolle beim Test der einzelnen Modellkomponenten und hier insbesondere beim hydrodynamischen Modell spielt.

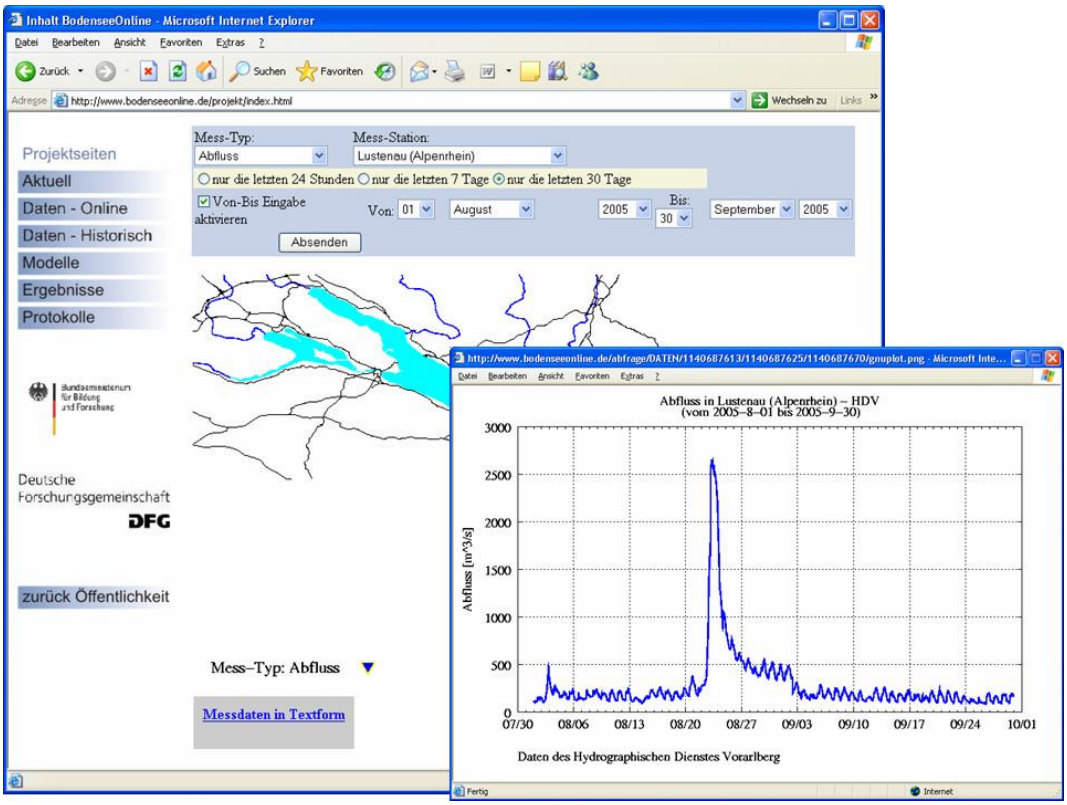


Abb. 8.18: Beispiel des Web-basierten Zugangssystems für Online-Messdaten

Um einen Überblick über die aktuellsten Messdaten zu erhalten, lassen sich die jeweils letzten Messdaten an allen Messstationen abrufen. Ein Beispiel dafür ist in Abb. 8.19 für die Messstation der BWV gezeigt. Es wird zwischen Messstationen zur Hydrologie, Meteorologie und zu Wasserqualitätsparametern an den Entnahmestellen der Wasserwerke unterschieden.

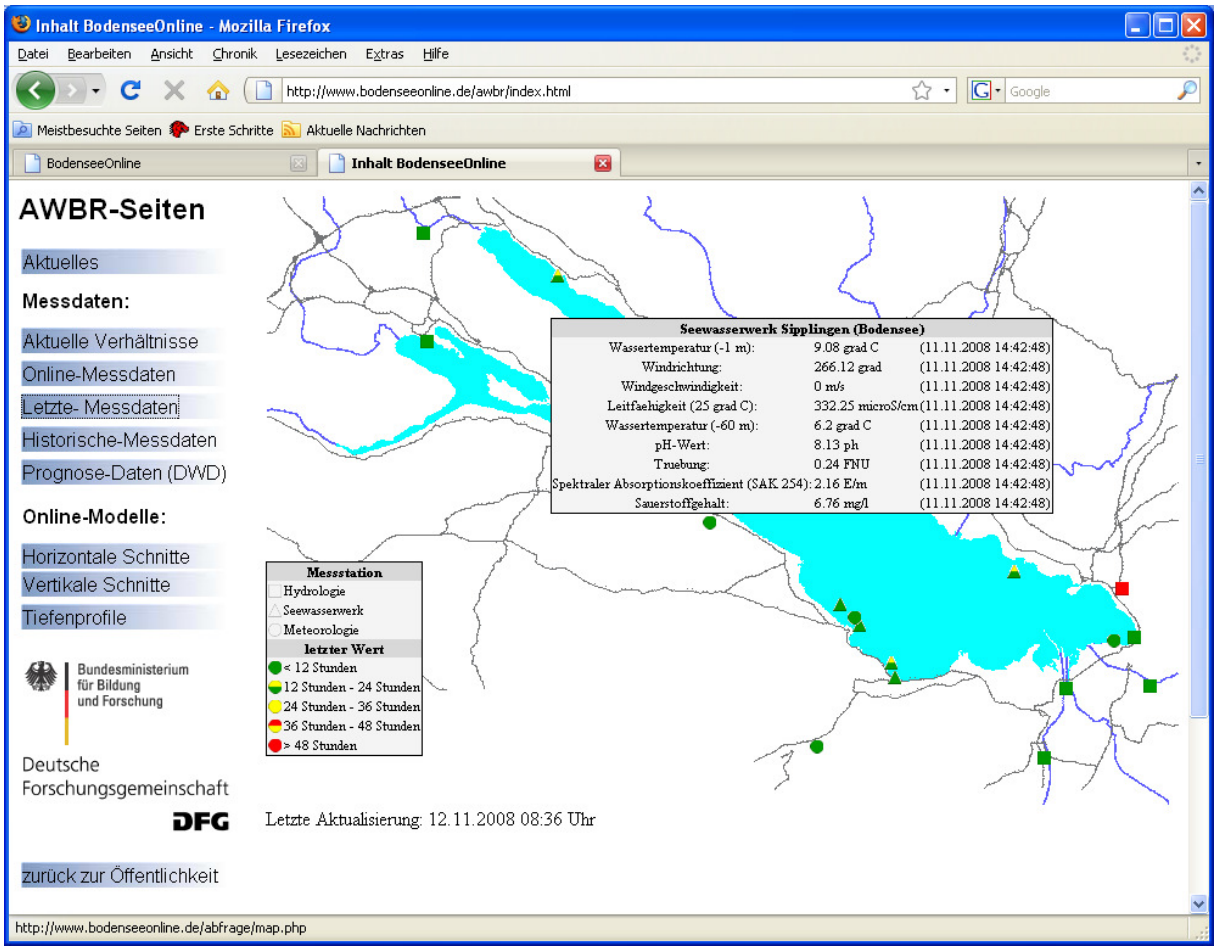


Abb. 8.19: Darstellung der aktuellen Messdaten im Überblick

8.6.2 Horizontale Schnitte zur Darstellung der Berechnungsergebnisse

In der Datenbank von BodenseeOnline werden die Berechnungsergebnisse in horizontalen Schnitten für verschiedene Tiefenstufen abgelegt. Zur Darstellung dieser Daten eignet sich ein Geographisches Informationssystem, mit dem verschiedene Informationen überlagert dargestellt werden können. Außerdem lassen sich die Berechnungsergebnisse in einem GIS mit topographischen Daten gemeinsam darstellen und mit entsprechenden Zoom-Funktionen näher analysieren.

In BodenseeOnline kommt das von der Firma disy entwickelte Geographische Informationssystem GISTerm Web im web-basierten Zugangssystem zur Anwendung. Das Programm GISTerm Web steht im Rahmen der KEWA-Kooperation dem Forschungsprojekt kostenfrei zur Verfügung.

Durch die Anbindung an die Datenbank von BodenseeOnline lassen sich die berechneten Ergebnisse als horizontale Auswertungen in GISTerm Web integrieren. Dazu kann eine benutzerspezifische Abfrage der Berechnungsergebnisse erfolgen und eine kombinierte Darstellung folgender Größen für unterschiedliche Zeitpunkte erzeugt werden:

Hydrodynamik:

- Strompfade
- Geschwindigkeitsfelder

Wasserqualität:

- Wassertemperatur
- Flusswasserfahnen
- Salinität
- Sedimentkonzentration
- Sauerstoff
- Phosphat
- Nitrat
- Chlorophyll-A
- Zooplankton

Oberflächenwellen:

- Wellenhöhe
- Wellenlänge
- Wellenperiode
- Wellenrichtung

Die für den operationellen Einsatz wichtigste Anwendungsmöglichkeit liegt in der Berechnung von Strompfaden. Ein Beispiel dafür ist in Abb. 8.20 dargestellt. An derselben Position wurden Teilchen in unterschiedlichen Tiefen eingesetzt und deren Bewegung berechnet. Während sich die Teilchen an der Seeoberfläche in Richtung Westen bewegen, werden die Teilchen an der Seesohle nach Osten transportiert. In 40 m Tiefe wegen sich die Teilchen im Bereich der Eingabestelle.

Die Bewegung der Teilchen lässt sich in Strömungsrichtung oder entgegen der Strömungsrichtung berechnen. Damit kann ermittelt werden, wohin ein Wasserinhaltsstoff transportiert wird, oder woher ein Wasserinhaltsstoff an einer bestimmt Stelle stammt. Die Berechnung kann für ein einzelnes Teilchen oder für mehrere Teilchen durchgeführt werden, die in einem Kreis in das Strömungsfeld eingesetzt werden.

An der Seeoberfläche lässt sich die Seeströmung mit der Windrichtung kombinieren, so dass sich die Bewegung von Treibholz berechnen lässt. Dabei wird auf die Methode von Hibler (1979) zurückgegriffen, die für die Berechnung von Treibeisbewegungen im Nordatlantik entwickelt wurden. Bei der Treibholzberechnung müssen noch die Widerstandsbeiwerte des Treibholzes für Wasser und für Luft angegeben werden. Hierfür sind Standardwerte eingestellt, die aber vom Benutzer geändert werden können.

Bei der Berechnung der Geschwindigkeitsfelder werden Stromlinien berechnet, die die Richtung des Strömungsfeldes für einen Zeitpunkt anzeigen. Für den Ausgewählten Zeitpunkt lässt sich ein Strömungswirbel an der Seeoberfläche vor Friedrichshafen erkennen der entgegen dem Uhrzeigersinn läuft.

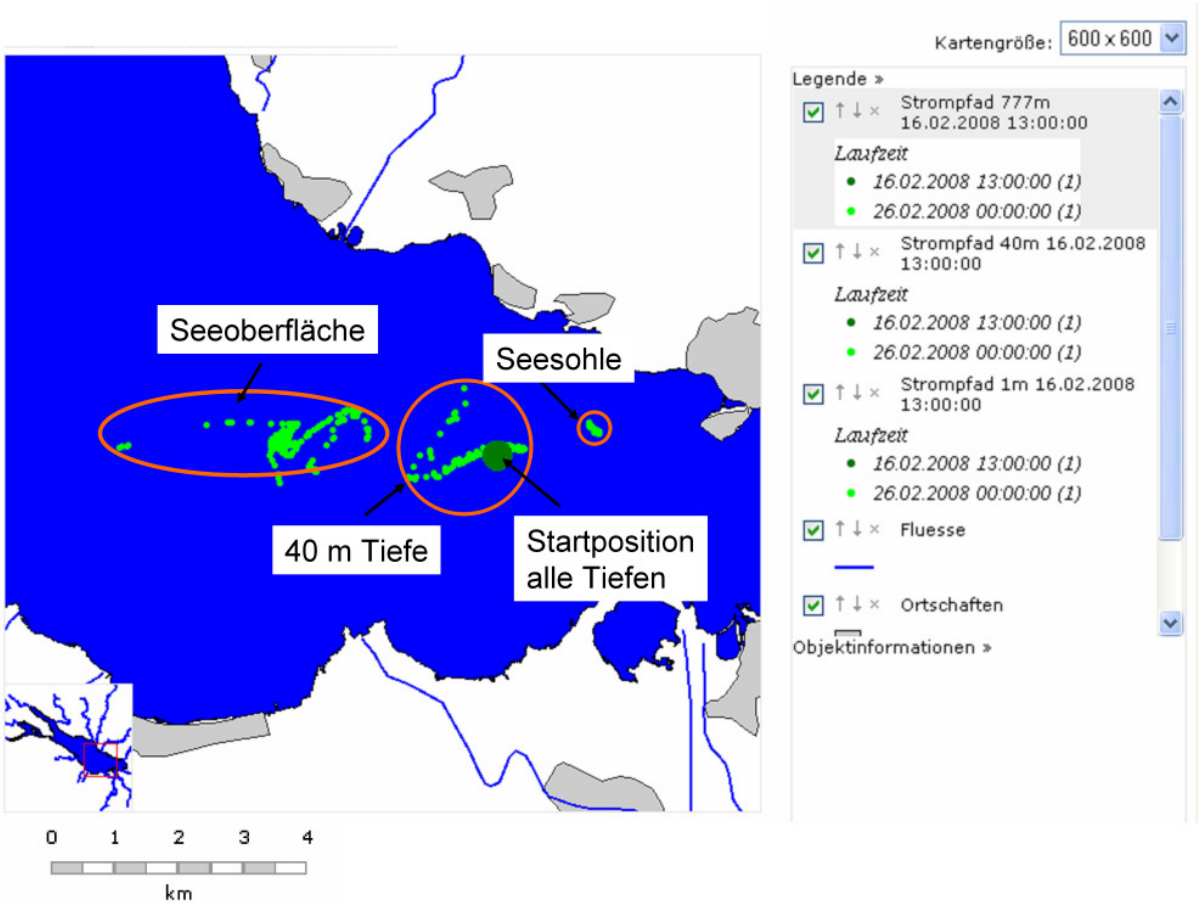


Abb. 8.20: Berechnete Partikelbewegung in unterschiedlichen Seetiefen bei gleicher Startposition

Die Berechnungsergebnisse werden der Datenbank entnommen und in das GIS-konforme Shape-Format umgewandelt. Die Shapes der einzelnen Berechnungsergebnisse sind auch für den Benutzer zugänglich. Das bedeutet, dass diese über das Internet herunter geladen werden können und dann im eigenen GIS-System weiter verarbeitet werden können, sofern weitergehende Auswertungen vom Nutzer gewünscht sind.

Aus Abb. 8.21 ist auch die Vorgehensweise bei der Auswahl der darzustellenden Parameter ersichtlich. Auf der linken Navigationsseite des Bildschirms kann der Parameter mit der Angabe der Tiefe und des Zeitpunktes ausgewählt werden. Nach der Auswahl muss der entsprechende Layer (Shape-File) aus der Datenbank selektiert werden und dann mit GISTerm Web die Karte erstellt werden Auf der rechten Seite ermöglicht GISTerm Web die Navigation innerhalb der Kartendarstellung mit Zoomen, Verschieben und Drucken sowie Werkzeugen zum Messen von Strecken oder Flächen und der Eingabe der Startpositionen für die Strompfadberechnung.

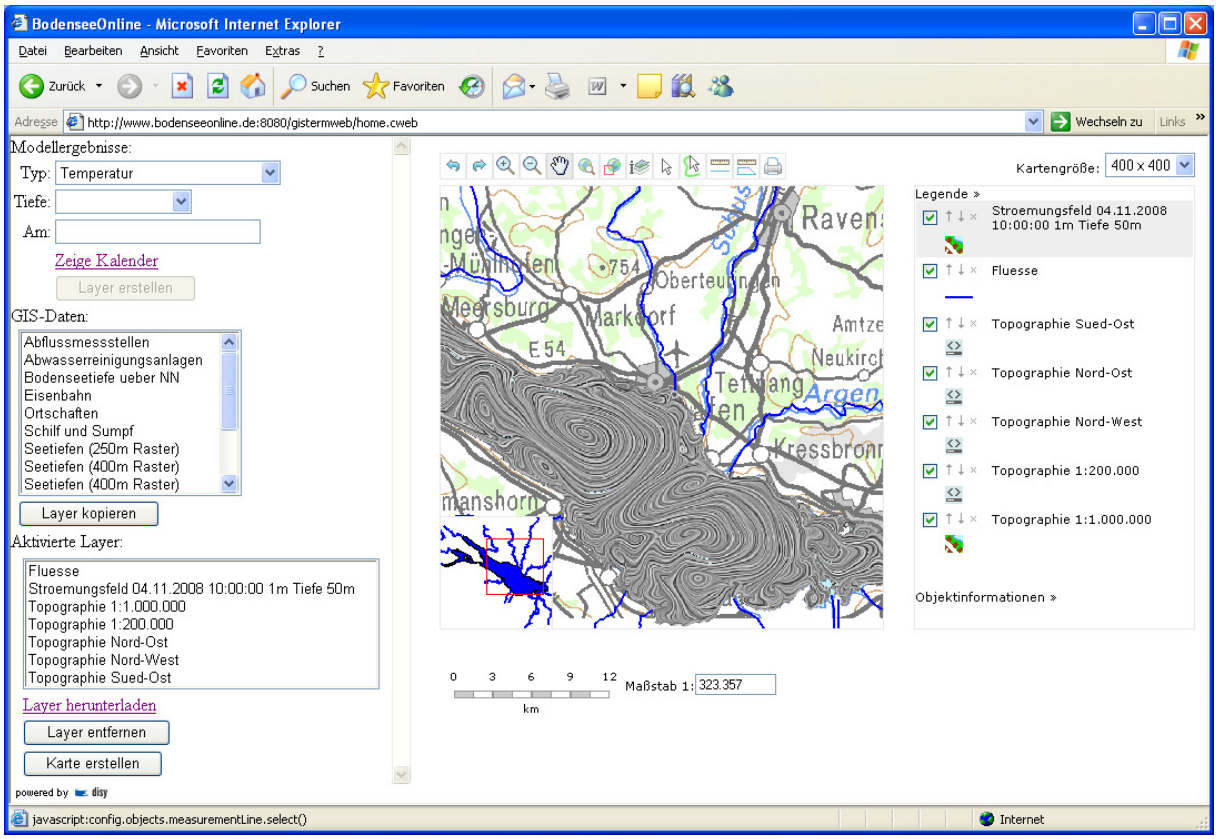


Abb. 8.21: Berechnetes Geschwindigkeitsfeld an der Seeoberfläche in der Stromliniendarstellung

8.6.3 Vertikale Schnitte zur Darstellung der Berechnungsergebnisse

Da die Seeströmung dreidimensional ist, ist es auch notwenig die Verteilung der Wasserinhaltsstoffe in der Tiefe auszuwerten. Dazu besteht die Möglichkeit an ausgewählten vertikalen Schnittebenen die Verteilungen zu visualisieren. Es steht ein Längsschnitt zwischen Ludwigshafen und Bregenz, 5 Schnitte quer zur Längsachse des Bodensees sowie zwei Schnitte zwischen der Alpenrheinmündung und dem Seewasserwerk Nonnenhorn bzw. entlang des Seerheins zur Verfügung.

Beispielhaft ist in einer Schnittdarstellung für den Längsschnitt zwischen Ludwigshafen und Bregenz in Abb. 8.22 die Temperaturverteilung am 02.10.2008 dargestellt. Zu diesem Zeitpunkt hat gemäß Abb. 8.16 ein Windereignis mit Westwind vorgelegen. Dies hat dazu geführt, dass es zu einer Schiefstellung der Thermokline kommt. Das epilimnische Wasser wird durch den Wind an der Oberfläche in östliche Richtung transportiert.

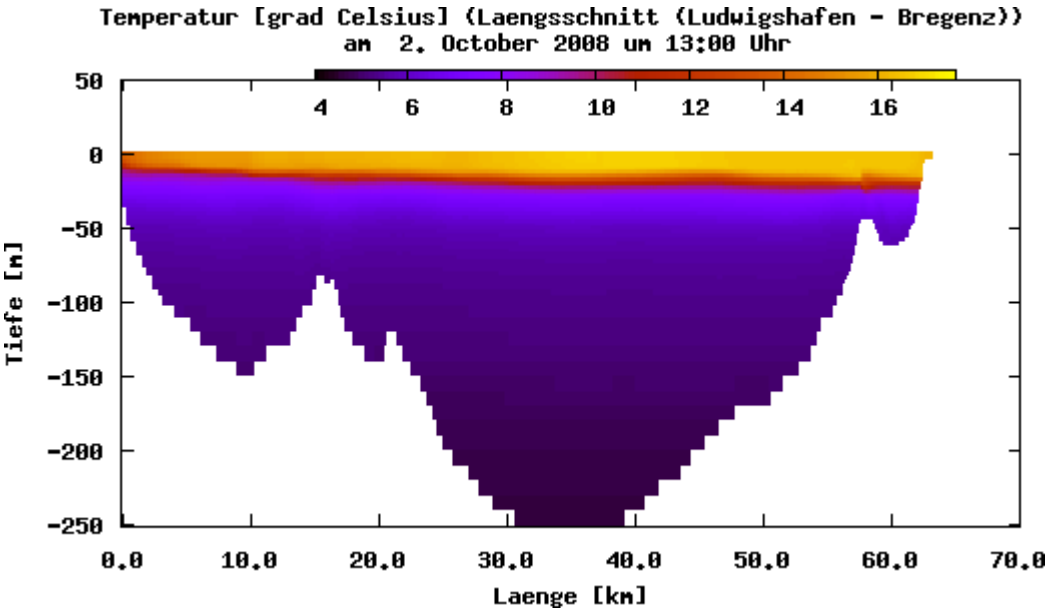


Abb. 8.22: Berechnete Temperaturverteilung im vertikalen Schnitt zwischen Ludwigshafen und Bregenz am 2.10.2008 um 13:00 Uhr bei einem Windereignis aus Westen

8.6.4 Tiefenprofile

Um die zeitliche Entwicklung der Verhältnisse im Bodensee analysieren zu können, erlaubt das Web-basierte Zugangssystem auch die Auswertung von Vertikalprofilen an verschiedenen Positionen im See. Diese sind einerseits die Entnahmestellen der Seewasserwerke und andererseits die Beobachtungsstellen der IGKB-Routinemessungen, der Messinsel der Universität Konstanz sowie der temporären Messstationen aus der Messkampagne 2001 der Universität Stuttgart zusammen mit dem Center of Water Research der University of Western Australia.

An den Tiefenprofilen lassen sich mit dem Online-Modell berechnete Parameter auswerten. Dazu muss der Betrachtungszeitraum, der Parameter und die Position ausgewählt werden. Ein Beispiel hierfür zeigt Abb. 8.7, in welcher der Anteil an geklärtem Abwasser im Überlinger See zwischen März und Oktober 2008 dargestellt ist.

8.6.5 Darstellung der zeitlichen Entwicklung anhand von Movies

Eine weitere Möglichkeit, die zeitliche Entwicklung der Verhältnisse im Bodensee auszuwerten, besteht in der Erstellung von animierten Bildern für die horizontalen und vertikalen Schnitte. Über die Auswahl des entsprechenden Parameters, den Darstellungszeitraum und die Zeitschrittweite lassen sich animierte Bilder (animated GIF) erzeugen.

9 Messkampagne Frühsommer 2007 (TP4, TP5, TP1, LUBW)

9.1 Motivation

Das Gewässermonitoring des Instituts für Seenforschung und der Universität Konstanz am Bodensee liefert umfassende Zeitreihen zu Messwerten verschiedener biotischer und abiotischer Parameter im See, allerdings nur an wenigen Messstellen, die keine horizontale Diskretisierung erlauben. Es ist aber davon auszugehen, dass die Verteilung des Phyto- und Zooplanktons in einem See mit den Abmessungen des Bodensees aufgrund innerer und äußerer Faktoren auch horizontal starke Heterogenitäten aufweist. Das zeigen auch die Ergebnisse erster dreidimensionaler ökologischer Modellierungen mit ELCOM-CAEDYM im Rahmen von BodenseeOnline oder Messungen mittels eines Satelliten-gestützten Verfahrens (remote sensing, Schneider 1998).

Die räumliche Verteilung von physikalischen und ökologischen Messgrößen ist in Standgewässern verhältnismäßig schlecht untersucht und viele Monitoring-Programme gehen explizit von homogenen horizontalen Verteilungen aus, wenn sie die entsprechenden Probenahmen lediglich an einem Messpunkt im Gewässer realisieren. Gleichwohl zeigen Arbeiten aus der Theroretischen Ökologie und auch empirische Studien im terrestrischen Bereich, dass räumliche Effekte die Dynamik eines Ökosystems maßgeblich bestimmen können. Für BodenseeOnline war neben diesen Aspekten der Grundlagenforschung eine dreidimensionale Erfassung physikalischer und ökologische Messgrößen auch deshalb von großem Interesse, weil an diesen Messdaten eine Validation des Modellsystems realisiert werden kann.

Daher wurde im Mai 2007 eine seeweite Bodensee-Messkampagne durchgeführt. Ziel des Messprogramms war es, die räumliche Verteilung und kurzzeitige Dynamik physikalischer und biologischer Messgrößen wie Wassertemperatur, Phyto- und Zooplankton sowie der Fische zu erfassen.

9.2 Organisation

Das Kooperationsnetzwerk Bodensee (KNB), bestehend aus der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und den Universitäten Konstanz und Stuttgart, war der Initiator der Messkampagne. Konzeption und Organisation wurden im Rahmen des Forschungsverbundes BodenseeOnline realisiert. Eine detaillierte Darstellung der Organisation und Durchführung der Messkampagne mit Bezug auf die unterschiedlichen Messverfahren und die daran anschließenden Auswertungen ist in Tab. 9.1 gegeben

Tab. 9.1: Verteilung der Aufgabenbereiche für die Durchführung und Auswertung der Messkampagne 2007.

Aufgabenbereich	Verantwortliche Institution
Konzeption, Organisation und Leitung	Uni Konstanz
Messfahrten für Temperatur und Chlorophyll	Uni Konstanz, BWV, LUBW
Messfahrten für Hydroakustik	Uni Konstanz, LUBW
Auswertung Temperatur und Chlorophyll	Uni Konstanz
Auswertung Hydroakustik	Uni Konstanz und LUBW
Modelltechnische Auswertung und Simulation	Universität Stuttgart und kup

9.3 Methoden

Für die seeweite Beprobung mit Multiparametersonden waren vier Schiffe mit insgesamt drei Sonden, 4 hydroakustischen Messgeräten und 15 Personen zeitgleich im Einsatz. Abb. 9.1 zeigt die zwei Forschungsschiffe des Instituts für Seenforschung der LUBW. Die insgesamt 168 Vertikalprofile von Temperatur und Chlorophyllkonzentration wurden mit Multiparametersonden aufgenommen, die mit CTD (Conductivity-Temperature-Depth)- und Chlorophyllsensoren ausgestattet waren. Die Messdaten zu den meteorologischen Bedingungen wurden durch den DWD (Station Konstanz) zur Verfügung gestellt.

An zwei Tagen (10. und 16. Mai) wurde eine seeweite Erfassung realisiert (48 Positionen), während an anderen Messtagen einzelne Quertransekte, bzw. ein Längstransekt, beprobt wurden. Eine detailliertere räumliche Darstellung der beprobten Quer- und Längstransekte ist in Abb. 9.2 dargestellt. Außerdem wurden an fünf verschiedenen Stellen am Ufer des Sees Thermistoren installiert, die in 1,5 m Wassertiefe kontinuierlich die Wassertemperatur aufzeichneten. Schließlich erfolgte eine kontinuierliche Aufzeichnung der Wassertemperatur in verschiedenen Tiefen mittels einer Thermistorkette im Überlinger See. Zusätzlich wurden am Morgen des 8. Mai in der Friedrichshafener Bucht zur Bestimmung der oberflächennahen Strömungsverhältnisse drei Driftkörper ausgesetzt

Abb. 9.1: Zwei Forschungsschiffe des ISF (links, Mitte) und das Schiff der BWV (rechts) im Einsatz (Bilder: Karsten Rinke, Christoph Krass, BWV).

Die Verteilung von Zooplankton und Fischen wurde durch hydroakustische Methoden bestimmt. Das Zooplankton wurde mittels akustischer Rückstreuung mit dem ADCP (acoustic doppler current profiler) detektiert. Durch Beprobung und Auszählung des Zooplanktons wurde eine Korrelation zwischen der Zooplanktonabundanz und der akustischen Rückstreuung nachgewiesen. Allerdings geben die ADCP-Messungen keinerlei Aufschluss über Art und Größe der Organismen (Rinke et al., 2007). Ebenfalls hydroakustisch, jedoch mit Hilfe von Einzelechos statt Rückstreuungsintensität wurde auch die Fischverteilung erfasst.

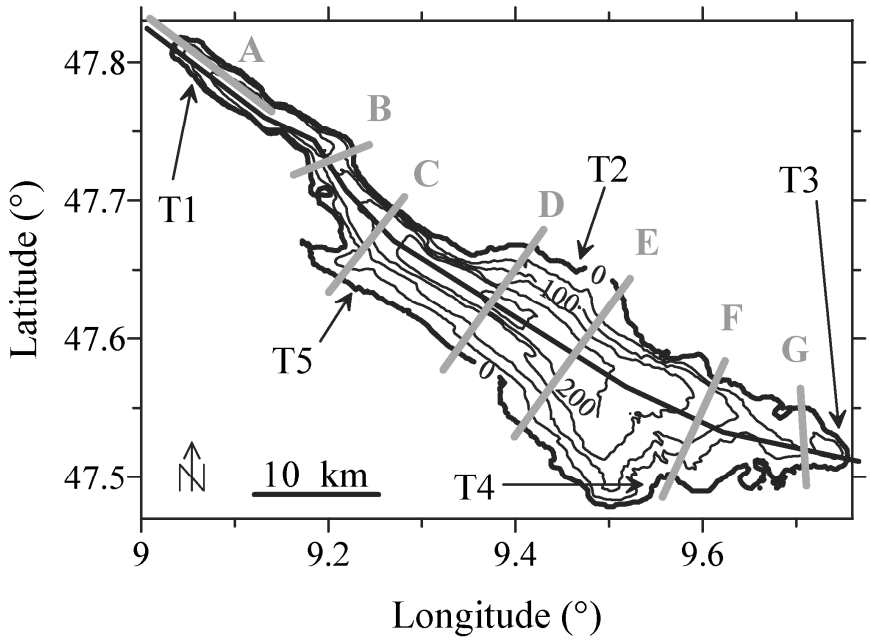


Abb. 9.2: Lage des Längstransektes (schwarze Linie) und der 7 Quertransekte (A bis G, graue Linien). Die Position der vier Thermistoren im Litoralbereich (T1 bis T4, in 1,5 m Tiefe) sind durch Pfeile markiert.

9.4 Messergebnisse

9.4.1 Meteorologische Bedingungen

Der Zeitraum der Messkampagne war von sehr unterschiedlichen Windbedingungen geprägt. Während der Wind in der ersten Hälfte mit geringen Geschwindigkeiten aus wechselnden Richtungen wehte, kam am 8. 5. ein starker Wind aus westlicher Richtung auf, der bis zum 10.5. mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 10 m/s und nahezu konstanter Windrichtung andauerte. Am Nachmittag des 10. Mai flaute der Wind wieder ab und kam in den nächsten Tagen, wie vor dem Sturm, aus wechselnden Richtungen, wobei die Windgeschwindigkeiten mit bis zu 6 m/s etwas höher lagen als zuvor. Abb. 9.3 zeigt die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) in Konstanz gemessenen Windgeschwindigkeiten.

9.4.2 Temperatur und Phytoplankton

Die dreidimensionale Verteilung von Temperatur und Chlorophyll a an den Untersuchungstagen war durch heterogene Verteilungsmuster charakterisiert. Dies äußerte sich bereits in den Messergebnissen vom 07.05, an dem ein Längstransekt durch den Bodensee von Ludwigshafen bis Bregenz aufgenommen wurde (Abb. 9.4). Zu diesem Zeitpunkt befand sich wärmeres, Chlorophyll-reicheres Wasser im Überlinger See. Die vertikale Verteilung der Algen zeigt maximale Konzentrationen in einer Tiefe von ca. 15 m.

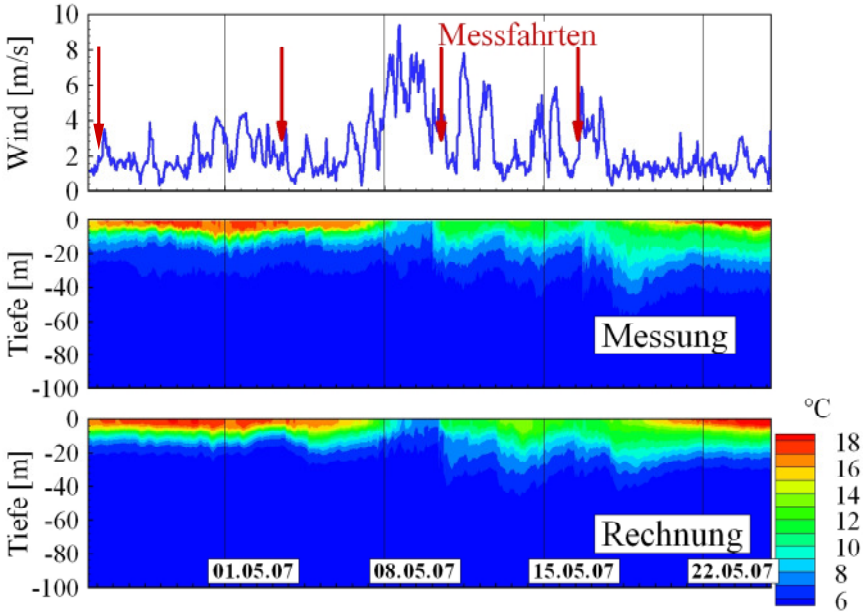


Abb. 9.3: Windgeschwindigkeit (Konstanz DWD) im Zeitraum der Messkampagne (oben) und die hydrodynamische Reaktion des Sees: gemessenes (Mitte) und berechnetes (unten) Temperaturprofil an der Messboje der Universität Konstanz im Überlinger See

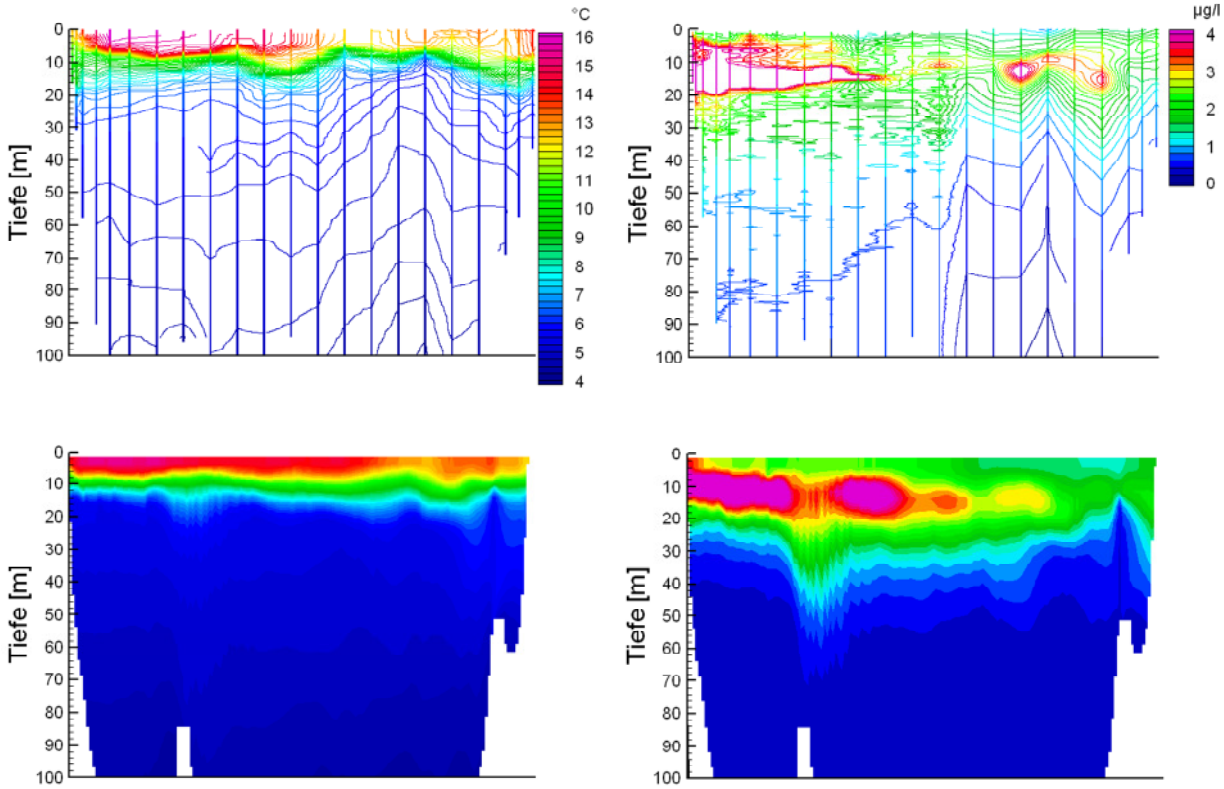


Abb. 9.4: Oben: räumliche Verteilung von Temperatur (links) und Chlorophyll (rechts) entlang des Längstransektes im Bodensee am 07. Mai 2007. Die vertikalen Balken markieren die Lage der einzelnen Messprofile (n=26). Unten: Simulationsergebnisse für Temperatur (links) und Chlorophyll (rechts).

In den darauf folgenden Tagen ändert sich dieses Muster sehr deutlich. Abb. 9.5 zeigt die gemessene Temperatur- und Chlorophyllverteilung in 5 m Tiefe am 10. (oben) und am 16. Mai (unten). Die Situation am 10. Mai ist vom vorhergehenden Windereignis geprägt: Der Sturm hat das warme Wasser des Epilimnions nach Osten gedrängt. Eine scharfe Front trennt kaltes hypolimnisches Wasser mit geringen Chlorophyllkonzentrationen im Überlingersee und im Westteil des Hauptbeckens vom warmen, phytoplankton-reichen Epilimnionwasser im Ostteil des Sees. Zum Zeitpunkt der Messung sind ca. 30 % der Seeoberfläche von hypolimnischem Wasser bedeckt. Bei einer durchschnittlichen Tiefe der Thermokline von 15 m bedeutet das, dass etwa 6.4 km³ Epilimnionwasser über 25 km weit nach Osten bewegt worden sind. Die Temperatur variiert zwischen 6°C und 14°C. In dieser Situation ist der Einfluss der Hydrodynamik auf das Phytoplankton dominierend, es besteht eine positive Korrelation zwischen Wassertemperatur und Algenkonzentration in den obersten 15 Metern.

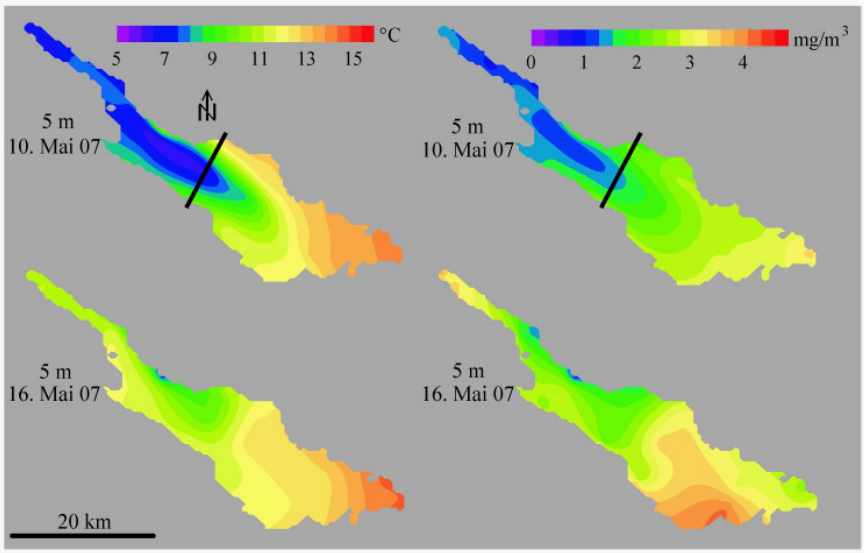


Abb. 9.5: Gemessene Temperatur- und Chlorophyllverteilung in 5 m Tiefe. Die schwarzen Balken markieren den Querschnitt in den Bildern 9.4, 9.5 und 9.6

Detailliertere Darstellungen der Temperatur- und Chlorophyllverteilung am zentralen Transekt zwischen Fischbach und Uttwil geben Aufschluss über die damit verbundenen Muster in der vertikalen Verteilung (Abb. 9.6 und Abb. 9.7). Während am 03. Mai noch ein ausgeprägtes Epilimnion über die gesamte Breite des Transektes feststellbar war, ist im zentralen Bereich des Transektes am 10. Mai kein epilimnisches Wasser mehr vorhanden. Gleichzeitig ist anzumerken, dass auch schon am 03. Mai keine homogene Verteilung feststellbar ist, da die Sprungschicht am deutschen Ufer deutlich flacher liegt als am Schweizer Ufer.

Ganz anders ist das Bild am 16. Mai: Zwar besteht der Temperaturgradient von Westen nach Osten weiterhin, die Differenzen sind jedoch wesentlich geringer. Jetzt, da der starke äußere Einfluss des Sturms fehlt, besteht kaum eine Korrelation zwischen Wassertemperatur und Chlorophyllkonzentration mehr. Lediglich vor Meersburg ist eine Region mit besonders kaltem Wasser zu finden, in der auch die geringsten Konzentrationen an Chlorophyll gemessen wurden. Ansonsten ist die Verteilung der Algen jetzt stärker von internen Faktoren wie Licht- und Nährstoffangebot bestimmt. Die höchsten Konzentrationen befinden sich daher nicht mehr in der Bregenzer Bucht, wo das Wasser am wärmsten ist, sondern im Bereich der alten Rheinmündung und im Westen des Überlinger Sees. Diese beiden seeweiten Erfassungen der Phytoplanktonverteilung demonstrieren die zwei grundlegenden Prozesse (George und Heaney, 1978), die zu heterogenen Verteilungen (Patchiness) im Ökosystem führen: zum einen durch Transport und Verfrachtung der vorhandenen Biomasse

(z.B. durch Wind), zum anderen durch unterschiedliche Wachstumsbedingungen im Habitat (z.B. durch lokale Eutrophierung).

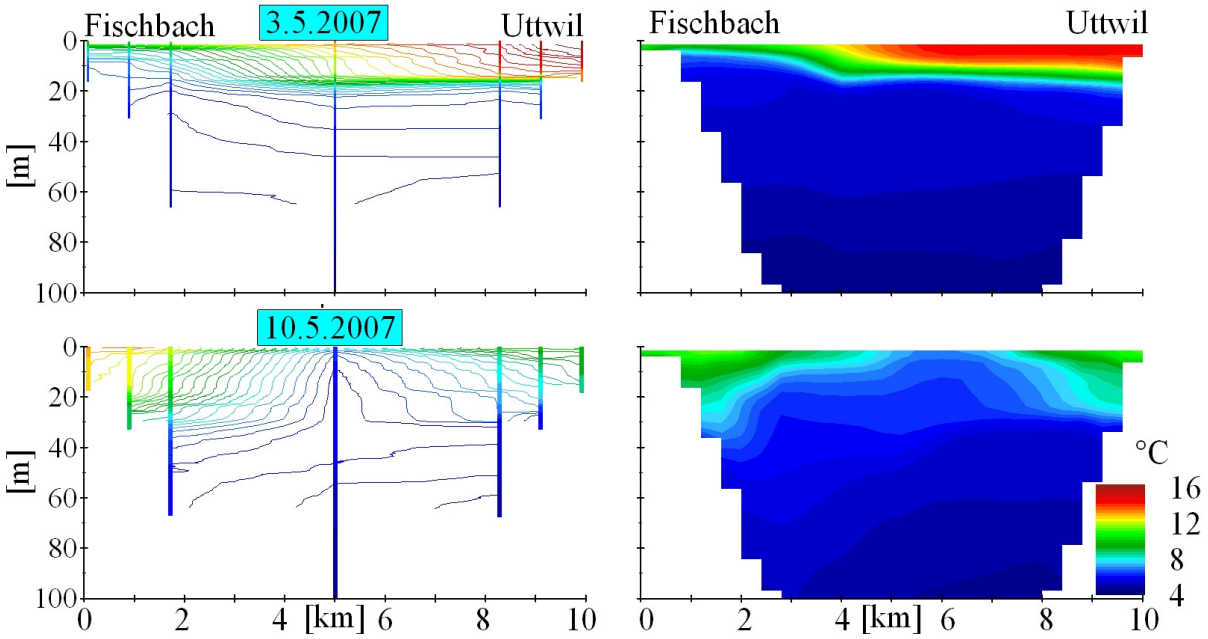


Abb. 9.6: Temperaturverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links). Die vertikalen Farbbalken in den linken Abbildungen zeigen die Lage und Messdaten der Sondenprofile.

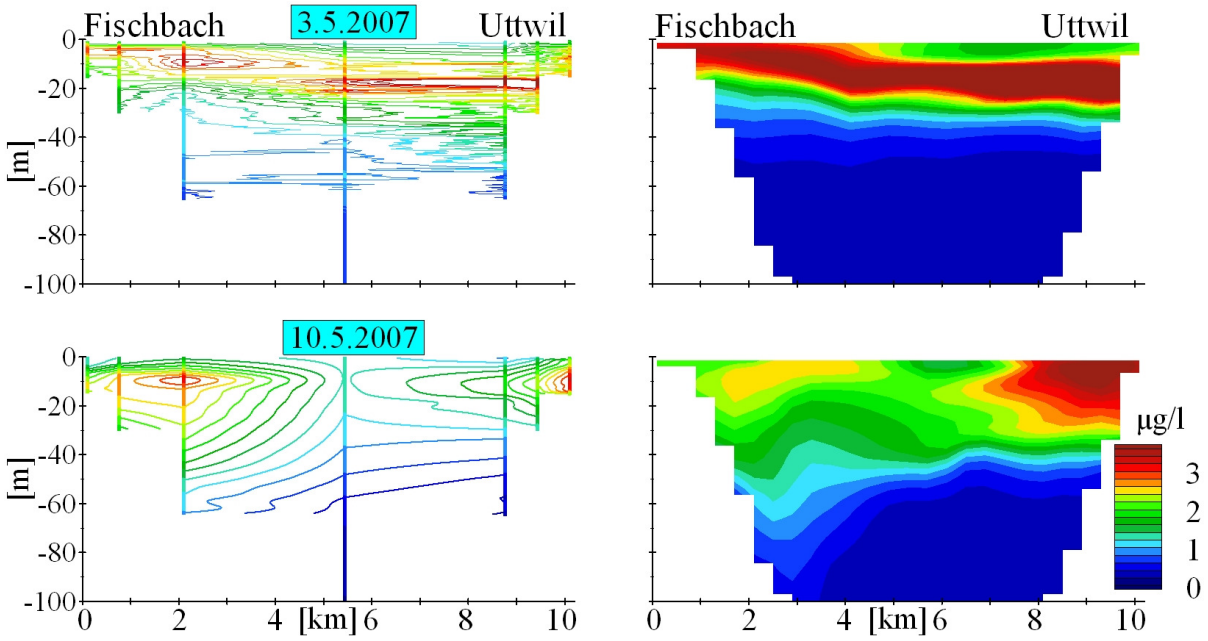


Abb. 9.7: Chlorophyllverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links). Die vertikalen Farbbalken in den linken Abbildungen zeigen die Lage und Messdaten der Sondenprofile.

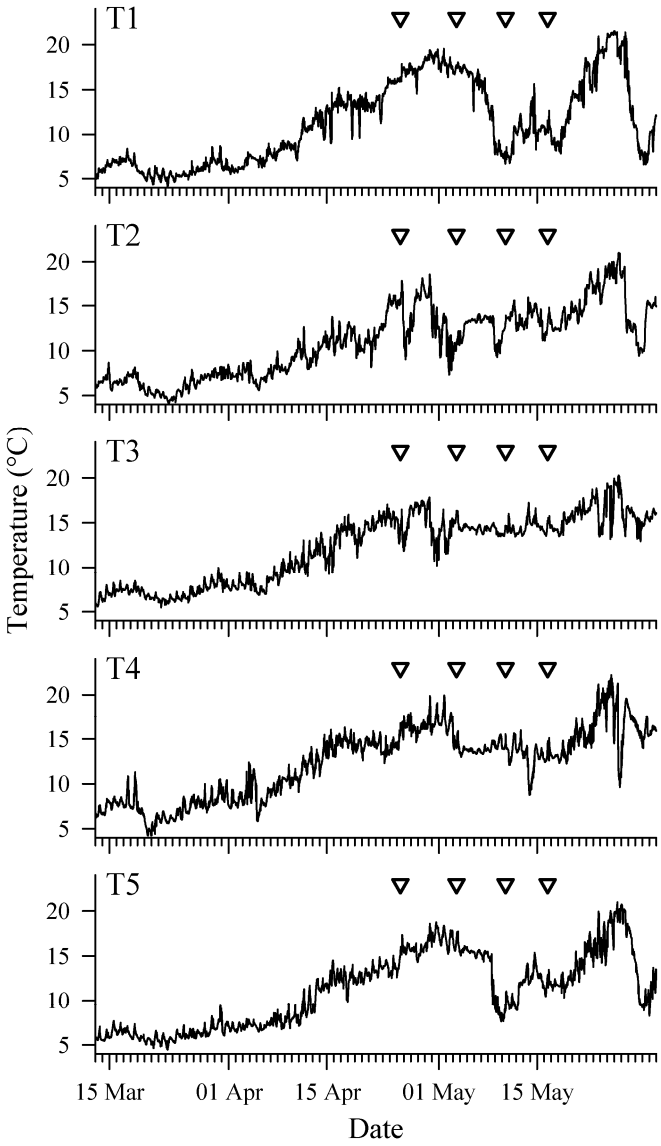


Abb. 9.8: Temperaturmessungen der 5 Thermistoren im Litoralbereich (T1 bis T5, siehe auch Abb. 9.2. Die Dreiecke am oberen Bildrand markieren die Messtermine.

Die enorme dreidimensionale Dynamik im Bodensee im Untersuchungszeitraum wurde auch durch die Messungen der Thermistoren im Litoralbereich untermauert (Abb. 9.8). Die Querschnitte in Abb. 9.6 und Abb. 9.7 geben Aufschluss über die vertikale Verteilung (Transekt Fischbach-Uttwil). Die Algen halten sich vor dem Sturm bevorzugt im unteren Metalimnion auf.

9.4.3 Hydroakustik (Zooplankton und Fische)

In Abb. 9.9 ist links die vom ADCP detektierte Rückstreustärke im Schnitt Fischbach - Uttwil aufgetragen. Hohe Vorkommen von Zooplankton sind nur im Epi- und Metalimnion zu finden. Hier finden sie gute Wachstumsbedingungen in Form von erhöhter Temperatur im Epilimnion und Algen als Nahrung (diese aber vor allem im unteren Metalimnion). Dabei fällt besonders am 3. Mai am Südufer auf, dass die Zooplankter die Schicht mit dem größten Temperaturgradient meiden und sich entweder im Epilimnion oder in einer dünnen Schicht im unteren Metalimnion aufhalten. Es ist davon auszugehen, dass die Tiere ihre Fähigkeit zur aktiven

Bewegung nutzen und sich zeitweise im warmen, aber algenarmen Epilimnion aufhalten und zum Fressen nach unten in die vergleichsweise kalte Zone mit hohem Nahrungsangebot wandern.

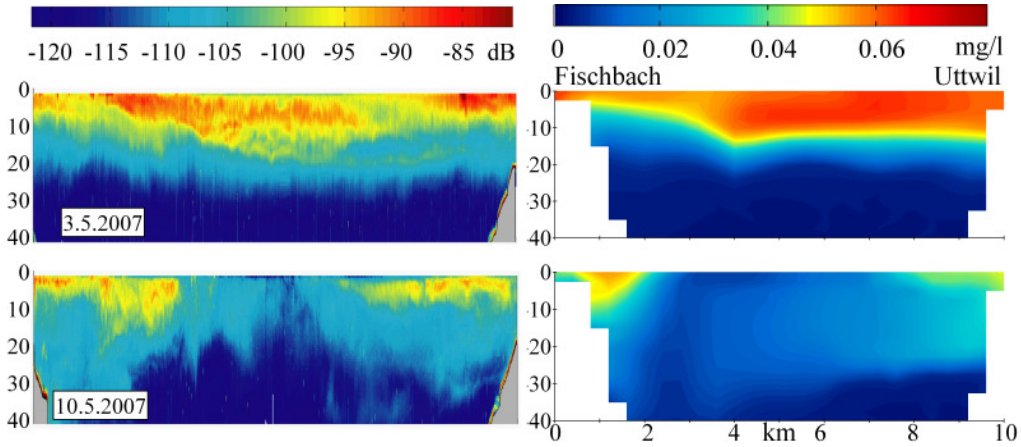


Abb. 9.9: Zooplanktonverteilung im Querschnitt Fischbach-Uttwil, Vergleich Modell (rechts) -Messung (links)

Die hydroakustische Erfassung der Fische zeigte einen Gradienten entlang der Längsachse mit höheren Abundanzen im Ostteil des Sees, was sich mit vorherigen Untersuchungen deckt (George und Heaney, 1978). Hierbei ist aber zu beachten, dass die durchgeführten Messungen lediglich die Fischverteilung während des Tages erfassen konnten, welche von den Verteilungen in der Nacht deutlich abweichen können. Für detailliertere Informationen sei auf die Literatur (Appenzeller, 1998) verwiesen.

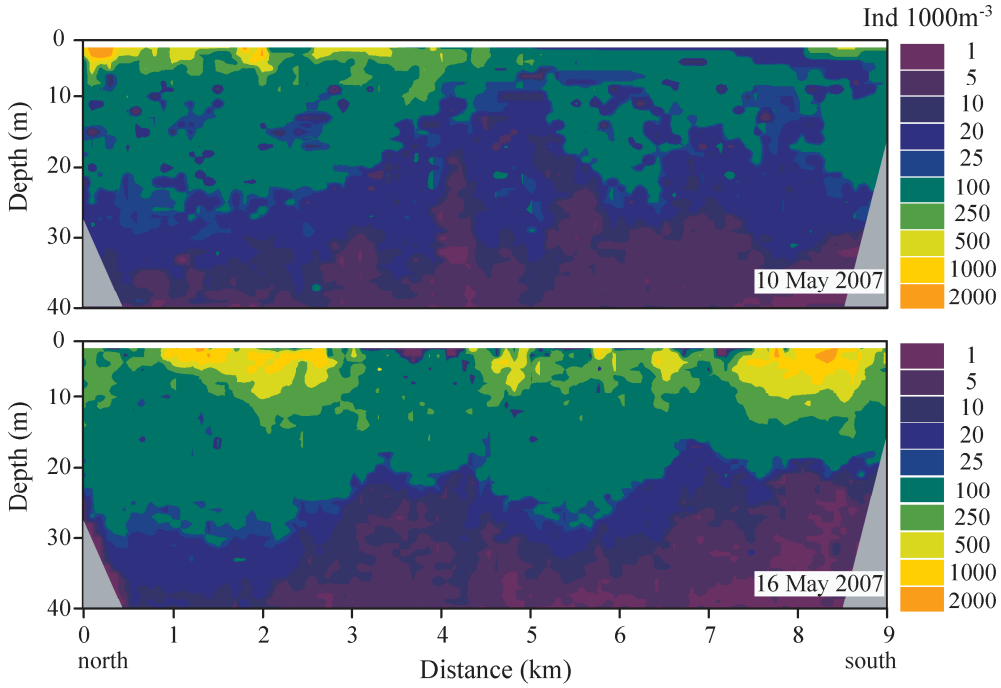


Abb. 9.10: Verteilung von juvenilen Fischen im Querschnitt Fischbach-Uttwil am 10. und 16. Mai.

Obwohl Fische im Gegensatz zu planktischen Organismen durch ihre aktive Beweglichkeit in ihrer Verteilung weniger stark durch Strömungen beeinflusst werden, ist auch hier ein Einfluss des Sturms erkennbar. In den zentralen Bereichen mit kaltem Wasser im Transekt Fischbach-Uttwil am 10.05. wurden weniger Fische gefunden als in Bereichen mit warmem Wasser (Abb. 9.10). Am 16. Mai war die Verteilung der Fische entlang des Transektes Fischbach-Uttwill wieder verhältnismäßig ausgeglichen.

9.4.4 Driftkörpermessungen

Am Tag der maximalen Windgeschwindigkeit im Untersuchungszeitraum wurden Strömungsgeschwindigkeiten von 12 bis 15 cm pro Sekunde mittels Driftkörpern gemessen (Tab. 9.2). Die Drifterbahnen zeigten entsprechend der Corioliskraft eine Rechtsablenkung. Eine Extrapolation dieser Strömungsgeschwindigkeiten über 24 Stunden zeigt, dass horizontale Verdriftungen in der Größenordnung von etwa 10 km unter den gegebenen Windbedingungen durchaus zu erwarten sind.

Tab. 9.2: Start- und Endpositionen der verwendeten Driftkörper, sowie die berechneten Driftgeschwindigkeiten. Die Driftsegel wurden in einer Tiefe von 5.5 bis 7.7 m im westlichen Teil der Friedrichshafener Bucht am 08. Mai exponiert.

Drifter	Startposition (°)	Endposition (°)	Driftgeschwindigkeit Mittelw. (m s^{-1}) ± std.dev
Drifter 1	47.613°N 9.481°E	47.596°N 9.489°E	0.124 ± 0.023 (n=3977)
Drifter 2	47.604°N 9.490°E	47.581°N 9.500°E	0.151 ± 0.022 (n=3657)
Drifter 3	47.619°N 9.484°E	47.598°N 9.499°E	0.154 ± 0.039 (n=3596)

9.5 Modelltechnische Auswertung der Messkampagne

9.5.1 Modellaufbau

Zur Modellierung der Messkampagne wurde das ökologische Modell CAEDYM (Hipsey et al., 2006) gekoppelt mit dem dreidimensionalen hydrodynamischen Modell ELCOM (Hodges und Dallimore, 2006) verwendet. Beide Modelle wurden vom Centre of Water Research der University of Western Australia entwickelt.

Die horizontale Diskretisierung betrug 400 m * 400 m, vertikal ist der See in 53 Tiefenschichten unterteilt, deren Mächtigkeit im Epi- und Metalimnion 2.5 m beträgt und dann schrittweise auf 10 m im tiefen Hypolimnion ansteigt.

Die Konfiguration der ökologischen Parameter wurde weitgehend vom bestehenden eindimensionalen Modell übernommen, das von Rinke & Rothhaupt (2008) entwickelt wurde. Das heißt, es wurden vier Phytoplanktongruppen und eine Zooplanktongruppe simuliert. Die vier Phytoplanktongruppen unterscheiden sich in Licht-, Phosphor und Siliziumbedarf sowie durch ihre Größe und stellen eine basale funktionelle Einteilung der im Bodensee zu unterschiedlichen Jahreszeiten auftretenden 154 Algentaxa dar. Außerdem berechnet das Modell die Konzentration der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Silizium sowie vom Sauerstoff.

Fische werden in der verwendeten Modellkonfiguration nur implizit als Mortalitätsfaktor des Zooplanktons berücksichtigt.

Als Anfangsbedingungen für Wassertemperatur und –inhaltsstoffe wurden Messdaten der Universität Konstanz vom 6. 3. 2007 verwendet, die meteorologischen Randbedingungen sind Messwerte des DWD der Stationen Konstanz und Bregenz.

Start der Simulation war der 6. März. Das Modell hatte somit vor Beginn der Messkampagne eine Vorlaufzeit von 2 Monaten.

9.5.2 Simulationsergebnisse

Hydrodynamik

Das dreidimensionale Modell simuliert die hydrodynamische Reaktion des Sees auf die antreibenden meteorologischen Faktoren. Die Simulationsergebnisse zeigen eine ausgezeichnete Übereinstimmung mit den im See gemessenen Wassertemperaturen (Abb. 9.3). Beide zeigen die thermische Schichtung zu Beginn mit Oberflächentemperaturen um 16 °C. Am 10. Mai wird das Epilimnion nach Osten gedrängt, an der Messboje kommt hypolimnisches Wasser mit etwa 5 - 6 °C an die Oberfläche. Eineinhalb Tage später kehrt das Epilimnion wieder zurück, es dauert jedoch noch fast zwei Wochen, bis die Oberflächentemperaturen wieder Werte erreichten, wie sie vor dem Sturm gemessen wurden. Auch der Vergleich der berechneten mit den gemessenen Verteilungen der Wassertemperatur im Querschnitt in Abb. 9.6 zeigt, dass sowohl die internen Wellen in den Schwachwindphasen als auch die Reaktion auf das Starkwindereignis vom hydrodynamischen Modell wiedergegeben werden.

Am 3. Mai ist das Epilimnion im gezeigten Querschnitt am Schweizer Ufer deutlich mächtiger als am Deutschen, auch die Oberflächentemperaturen sind hier höher als dort (Abb. 9.6). Das ist das Ergebnis eines mäßigen Windes aus NO, der am Nachmittag des 1. Mai aufkommt, die durch die interne Welle zu diesem Zeitpunkt bestehende Neigung der Thermokline in diese Richtung verstärkt, am Nachmittag des folgenden Tages auf NW dreht und erst am Vormittag des 3.5. so weit abflaut, dass das Epilimnion nach Norden zurückströmt.

Der Sturm aus Westsüdwest am 8. und 9. Mai verursacht eine deutliche, nach Osten gerichtete Strömung an der Seeoberfläche, die durch die Corioliskraft nach Süden abgelenkt wird und das Epilimnion nach Südosten drängt. Am 10. Mai lässt der Wind soweit nach, dass das warme Wasser beginnt, nach Westen zurückzuströmen, wobei es, wieder durch die Corioliskraft nach rechts abgelenkt wird und deshalb am Nordufer entlang fließt. Dies führt dazu, dass im Querschnitt an beiden Ufern epilimnisches warmes Wasser zu finden ist, während in der Mitte noch das während des Sturms aus der Tiefe aufgestiegene kalte Wasser vorliegt. (s. auch Abb. 9.5)

Phytoplankton

Das Phytoplankton hält sich vor dem Windereignis im Modell wie in der Realität bevorzugt in der unteren Thermokline auf. Dies hängt vor allem mit dem Nährstoffangebot zusammen: Zu Beginn des Frühjahrs setzt das Algenwachstum oberflächennah ein, wo die Wachstumsbedingungen durch das gute Lichtangebot und die hohe Temperatur optimal sind. Mit der Zeit nimmt die Konzentration an verfügbarem Phosphor, dem limitierenden Nährstoff für die Algen im Bodensee, an der Oberfläche immer weiter ab, und das Maximum der Algenkonzentration ist in tieferen Schichten zu finden, wo die Phosphorkonzentration noch etwas höher ist. Vergleicht man die Verteilung der einzelnen Phytoplanktongruppen, so fällt auf, dass diejenigen mit einem höheren Phosphorbedarf früher in tiefere Schichten abwandern. Zusätzlich ist die vertikale Verteilung der Algen aber auch von deren Sinkgeschwindigkeit abhängig: Die kleineren Algen mit einer geringeren Sinkgeschwindigkeit sind weiter oben zu finden als die großen.

Die Verteilung der Algenkonzentration ist stark von der Hydrodynamik beeinflusst. Die Neigung der Thermokline am 3. Mai verlagert auch das Maximum der Algenkonzentration am Schweizer Ufer weiter nach unten (Abb. 9.7). Der Sturm verdriftet mit den oberen Wasserschichten auch die Algen, die danach gemeinsam mit dem warmen Wasser zurückströmen. Das hypolimnische Wasser, das am 10. Mai in der Mitte des Transekts vorliegt, ist auch durch geringere Konzentrationen an Chlorophyll zu erkennen.

Zooplankton

Beim Vergleich der berechneten Zooplanktonkonzentrationen mit den Ergebnissen der hydroakustischen Messungen (Abb. 9.9) ist zu berücksichtigen, dass erstere in mg/l dargestellt sind, während bei letzteren die Rückstreustärke in dB angegeben ist, die in etwa proportional zur Konzentration ist. Direkte quantitative Vergleiche sind also nicht möglich, hier soll daher nur das Verteilungsmuster qualitativ verglichen werden.

Ebenso wie die Algen ist das Zooplankton durch die Hydrodynamik beeinflusst, allerdings tritt die höchste Konzentration in geringerer Tiefe auf. Im Modell besitzt das Zooplankton weder die Möglichkeit zur aktiven horizontalen oder vertikalen Fortbewegung noch eine Sinkgeschwindigkeit, so dass sich die Verteilung hier allein aus den Wachstumsbedingungen, also Nahrungsangebot in Form von Phytoplankton und der Wassertemperatur, sowie der Verdriftung der Organismen mit der Seeströmung ergibt. Daher tritt die in der Messung beobachtete dünne Schicht hoher Abundanz knapp unterhalb der Thermokline im Modell nicht auf. Insgesamt wird aber auch hier deutlich, dass die Hydrodynamik einen starken Effekt auf die Verteilungsmuster des Zooplanktons hat. Die wesentlichen Muster in der vertikalen Verteilung der Zooplankter entlang des Transekts stimmen zwischen Simulation und hydroakustischen Messungen gut überein. Auch in flacheren Gewässern wurde gezeigt, dass interne Wellen und großskalige Strömungen die Zooplanktonverteilung beeinflussen (Rinke et al., 2007).

9.6 Zusammenfassung

Die seeweite Messkampagne hat bestätigt, dass die horizontale Verteilung von Temperatur und Plankton im Bodensee stark variiert. Bei meteorologischen Extremereignissen wie dem Sturm zwischen dem 8. und 10. Mai dominiert der Einfluss der Hydrodynamik die Verteilung der Organismen, während bei ruhigerem Wetter andere Faktoren in den Vordergrund treten.

Das dreidimensionale ökologische und hydrodynamische Modell ELCOM-CAEDYM ist in der Lage, die Hydrodynamik und ihren Einfluss auf die Biologie gut wiederzugeben. Dies trifft insbesondere bei Situationen mit starken externen Antriebsfaktoren, z.B. einem Starkwindereignis, zu, weil hier bei die hydrodynamischen Prozesse überwiegen. Entsprechende Verteilungsmuster bei Schwachwindsituation sind dagegen schwieriger zu reproduzieren, da hier interne ökologische Prozesse zum Tragen kommen. Vor allem die internen Einflüsse auf die Verteilung, wie Sukzession, Fraßdruck und Konkurrenz, welche durch vielfältige indirekte Effekte charakterisiert sind, die in der verwendeten Modellkonfiguration gar nicht enthalten sind, bleiben letztendlich im Modell schwer realisierbar. Gleichwohl produziert das Modell auch in vielen Situationen ohne starken externen Antrieb Verteilungsmuster, die mit der Realität gut vergleichbar sind. In jedem Fall ist hervorzuheben, dass die in der Messkampagne realisierte simultane Erfassung physikalischer und ökologischer Messgrößen in einem dreidimensionalen Beprobungsraster einen bisher einzigartigen Einblick in die Interaktionen von Physik und Biologie in der räumlichen Perspektive erlaubt. Die Anwendung von dreidimensionalen hydrodynamischen-ökologischen Modellen bietet darüber hinaus die Möglichkeit, die zu Grunde liegenden Prozesse quantitativ zu charakterisieren und Hypothesen zur Entstehung beobachteter Phänomene einer Prüfung zuzuführen. Diese dreidimensionale Herangehensweise ist eine neue Perspektive in der limnologischen, interdisziplinären Forschung. Um die Sukzession besser verfolgen zu können und das Modell dementsprechend zu verbessern, sind längere Messkampagnen nötig.

10 Anwendung und Test von BodenseeOnline (TP1)

Im Rahmen der Laufzeit des Verbundforschungsprojektes konnte das Informationssystem BodenseeOnline an mehreren Testfällen angewendet werden. Dies waren einerseits Störfälle, bei denen der Eintrag von wassergefährdenden Stoffen nicht auszuschließen war, und andererseits Detailuntersuchungen im Zusammenhang mit lokalen Fragestellungen.

10.1 Abschätzung der Auswirkungen nach einem Ölunfall an der Bregenzerach

Neben der Bereitstellung von aktuellen Messinformationen und den Ergebnissen aus dem täglich aktualisierten Online-Modell, kann das Modellsystem auch kurzfristig für Störfälle eingesetzt werden. Am Beispiel eines Unfalls am Pfändertunnel, durch den z.B. Öl in die nahe gelegene Bregenzerach gelangen könnte, wurde untersucht, wie sich das potenziell verschmutzte Wasser der Bregenzerach im Bodensee verteilt. Abb. 10.1 zeigt die oberflächennahe Verteilung des Wassers aus der Bregenzerach 4 Tage nach dem angenommenen Unfalltermin (02.07.2007). In Folge der sommerlich geschichteten Verhältnisse im Bodensee und der warmen Zuflusstemperaturen (14 - 16 °C) bleibt das Wasser aus der Bregenzerach im Epilimnion. Aufgrund der seeweiten Strömung fließt das potenziell verunreinigte Wasser der Bregenzerach am Nordufer entlang und reicht bis in den Raum Friedrichshafen. Unterhalb der Thermokline ist zu diesem Zeitpunkt kein Wasser aus der Bregenzerach zu finden. Das bedeutet, dass die nahe gelegenen Trinkwasserversorgungen Lindau und Friedrichshafen mit keinen Beeinträchtigungen zu rechnen haben, falls das Öl vom Unfall in den Bodensee gelangt.

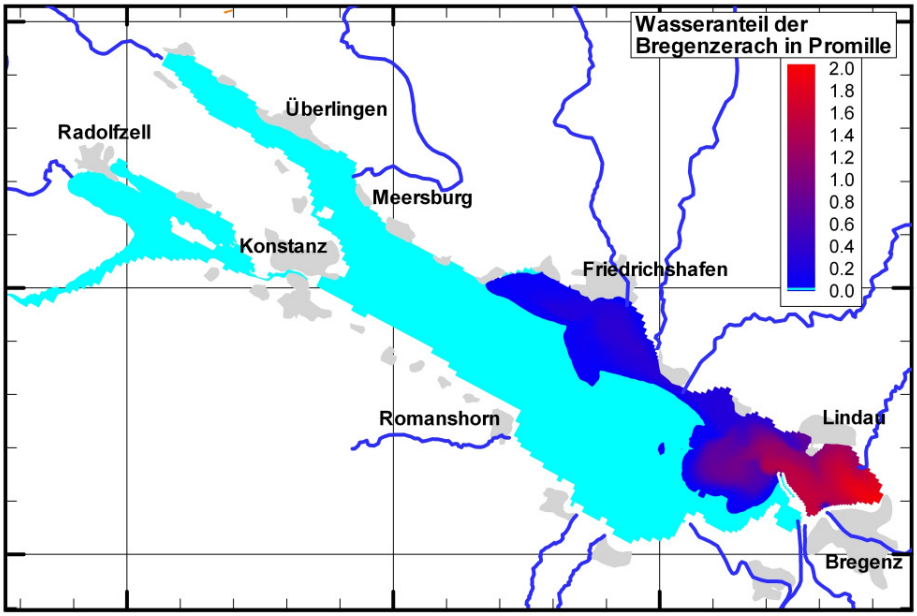


Abb. 10.1: Verteilung des Wassers aus der Bregenzerach an der Seeoberfläche 4 Tage nach einem potenziellen Ölunfall am 02.07.2007 in der Bregenzerach

10.2 Abschätzung der möglichen Auswirkungen nach einem Schiffsunfall

Als weiteres Beispiel, bei dem BodenseeOnline bereits eingesetzt wurde, ist ein Schiffsunglück vor Friedrichshafen im Sommer 2007 zu nennen. Das System BodenseeOnline wurde sowohl kurz nach dem Bekanntwerden des Schiffsunglücks als auch im Vorfeld der Bergung zur Abschätzung möglicher Auswirkungen und Einschätzung des Gefährdungspotenzials eingesetzt.

Nachdem das Schiff gesunken war, wurde mit Modellbetrachtungen untersucht, wohin möglicherweise austretende Schadstoffe z.B. aus dem Tank transportiert werden. In Abb. 10.2 ist das Modellierungsergebnis 16 Tage nach dem Schiffsunglück dargestellt. Es hat gezeigt, dass sich eine mögliche Schadstofffahne nur sehr langsam bewegt. Entsprechend der generellen Strömung im Bodensee bewegt sich die Fahne in westliche Richtung. Dennoch war nicht auszuschließen, dass eine Gefährdung der nahe gelegenen Trinkwasserentnahme in Friedrichshafen vorliegt. Auch aus diesem Grund wurde das Schiff im Herbst 2007 gehoben. Dafür wurde mit BodenseeOnline ebenfalls eine mögliche Gefährdung während der Hebung des Schiffes im Vorfeld der Maßnahme abgeschätzt.

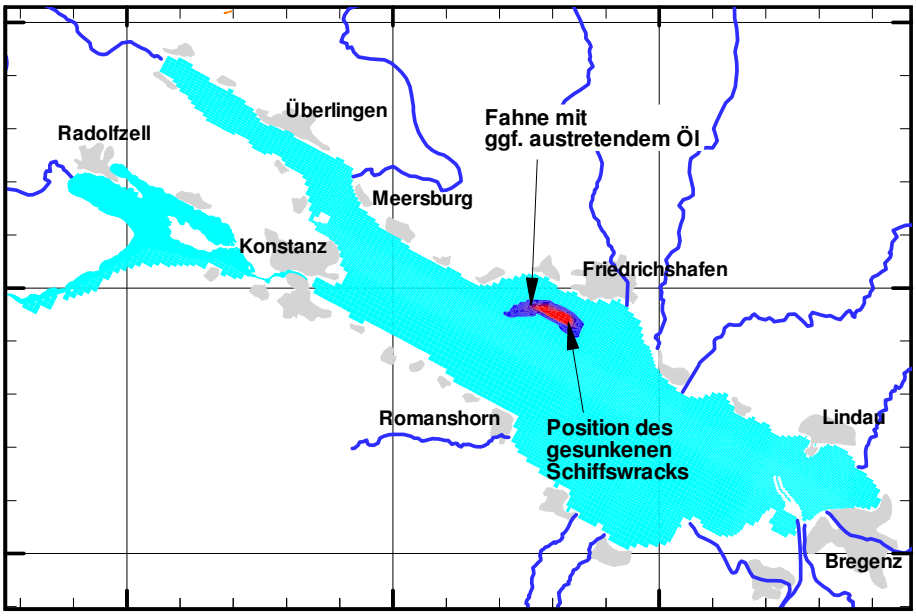


Abb. 10.2: Berechnete Fahne von ggf. austretendem Öl aus dem vor Friedrichshafen am 11.06.2007 gesunkenen Schiff nach 16 Tagen

10.3 Variantenuntersuchungen für die Einleitung von geklärtem Abwasser

Das System BodenseeOnline wurde bereits auch für Detailfragestellungen eingesetzt. Dabei wurden unterschiedliche Einleitungsvarianten von geklärtem Abwasser am Schweizer Ufer untersucht. Es wurde die Ausbreitung des eingeleiteten Wassers im Hinblick auf die nahe gelegenen Wasserfassungen berechnet und die Ergebnisse unterschiedlicher Einleitungsvarianten miteinander verglichen. Für die anstehenden Fragestellungen wurde das Grundmodell von BodenseeOnline im Bereich der Einleitungsstellen lokal mit Modellzellengrößen von 50x50 m verfeinert. Es wurden systematische Untersuchungen für typische Windverhältnisse unter ungeschichteten Verhältnissen und eine reale Windsituation betrachtet.

Als Referenzsituation wurden die derzeitigen Verhältnisse mit einer Direkteinleitung und einer Einleitung über einen nahe gelegenen kleinen Vorfluter verwendet. Den Unterschied der Ausbreitung des geklärten Abwassers an der Seesohle zeigt Abb. 10.3. Es hat sich gezeigt, dass eine Verschiebung der Einleitung .zu einem verbesserten Abströmen in Richtung Osten und damit Seemitte erfolgen kann. Damit lässt sich auch die aktuelle Situation bei hauptsächlich südlichen und südöstlichen Windlagen für die beiden nördlich gelegenen Entnahmestellen verbessern.

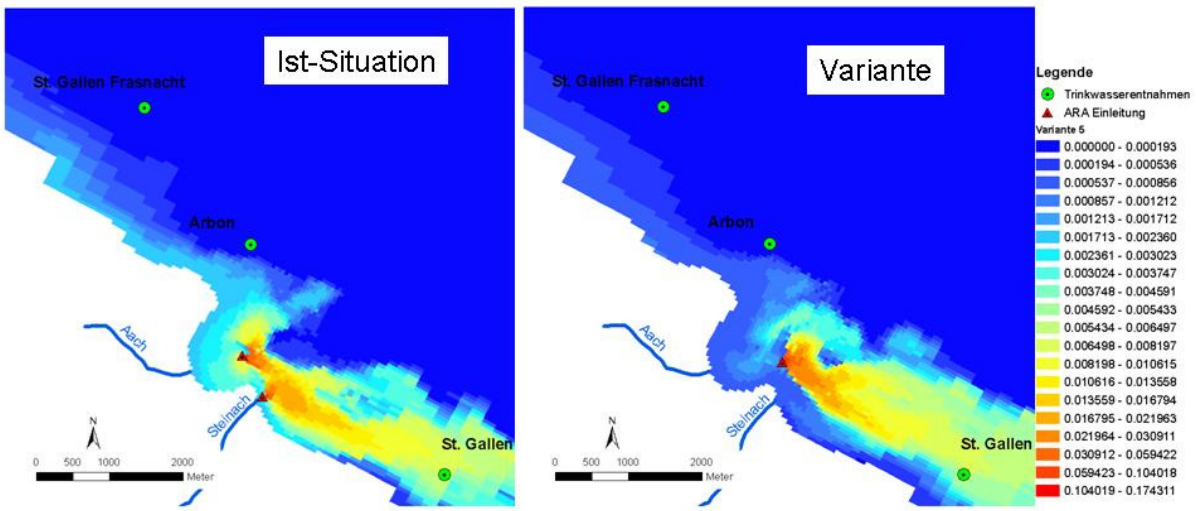


Abb. 10.3: Mit einem lokal verfeinerten Modell berechnete Ausbreitung von geklärtem Abwasser für die derzeitige Situation und eine Planungsvariante

Die durchgeführte Detailbetrachtung zeigt, dass BodenseeOnline nicht nur im Zusammenhang mit der Störfallvorsorge wichtige Ergebnisse liefert, sondern auch für den Gewässerschutz relevante Entscheidungen unterstützt. Der Vorteil von BodenseeOnline liegt dabei in der Bereitstellung eines Basissystems, das sich auch auf lokale Fragestellungen anpassen lässt und auf dessen Datenbasis sehr kurzfristig zurückgegriffen werden kann.

10.4 Nahfeldbetrachtung im Zusammenhang mit einer Wasserentnahme

In einem weiteren Anwendungsbeispiel für den vorsorgenden Gewässerschutz erfolgte eine sehr kleinräumige Detailbetrachtung im Nahbereich einer Trinkwasserentnahme. Ziel dieser Betrachtung war es die lokalen Strömungsverhältnisse an der Entnahmestelle zu untersuchen. Dazu wurde ein lokales Modell erstellt, das im Nahbereich eine horizontale Modellnetzauflösung von 2x2 m aufweist. Da mit einem derartigen Lokalmodell nicht die seeweite Strömung modelliert werden kann, wurde dieses Lokalmodell mit dem Seeweiten Modell aus BodenseeOnline gekoppelt (siehe Abb. 10.4).

Die Kopplung des Detailmodells mit dem regionalen Modell erfolgt über die offenen Seitenränder des Lokalmodells. Anhand des Regionalmodells wurden die Geschwindigkeiten bzw. Flüsse über die Seitenwände des Detailmodells bestimmt. Diese wurden instationär dem Detailmodell vorgegeben, so dass die Strömung im Detailmodell von der Seeweiten Strömung angetrieben wird. Die modelltechnische Umsetzung der Kopplung der beiden Modelle erfolgte im Rahmen der Diplomarbeit Schlabing (2008). Wichtig bei der Kopplung ist eine massenkonsistente Übertragung der Randbedingungen.

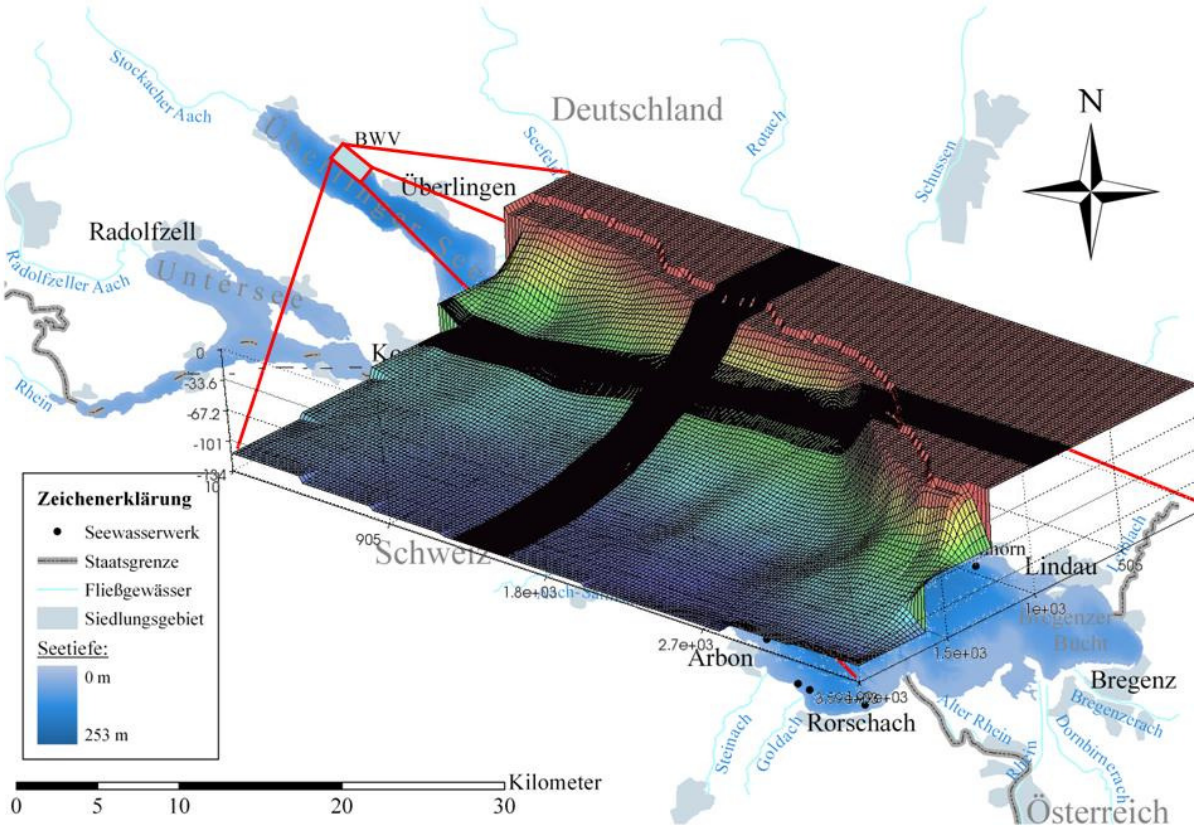


Abb. 10.4: Lage des Detailmodells mit Modellnetz

10.5 Treibholz

Starkregenereignisse und Hochwässer führen zu außergewöhnlichen Verhältnissen, wie dies das Hochwasser 1999 und das Starkregenereignis 2005 im Alpenraum in jüngster Zeit gezeigt haben. Über die Zuflüsse werden einerseits erhöhte Frachten an Sediment und andererseits auch sehr viel Treibholz dem Bodensee zugeführt. Die hohen Sedimentfrachten führen zu starken Trübungen des Seewassers, die insbesondere auf die Trinkwasserentnahmestellen Auswirkungen haben können. Eingetragenes Treibholz wird durch die Strömungen an der Seeoberfläche und insbesondere durch den Wind transportiert. Treibholz kann zu Schäden im Uferbereich führen und es können enorme Kosten für die Beseitigung des angelandeten Treibholzes entstehen. Mit BodenseeOnline können nun die Bewegungen von Treibholzfeldern berechnet und über die nächsten 3 Tage prognostiziert werden und so ggf. die Treibholzfelder auf dem See lokalisiert werden. Somit eröffnet sich die Möglichkeit, das Treibholz rechtzeitig noch vor Erreichen des Ufers zu entnehmen.

Als weiteres Anwendungsbeispiel ist in Abb. 10.5 der berechnete Weg von Treibholz aus dem Alpenrhein bei dem Starkregenereignis im August 2005 dargestellt. Das Treibholz wird in Strömungsrichtung des Alpenrheins an der Seeoberfläche in Richtung des nördlichen Ufers transportiert. Durch den starken Westwind, der während des Starkregens herrschte, wird das Treibholz in die Bregenzer Bucht verfrachtet und sammelt sich hier am Nordufer im Bereich zwischen Lindau und Nonnenhorn.

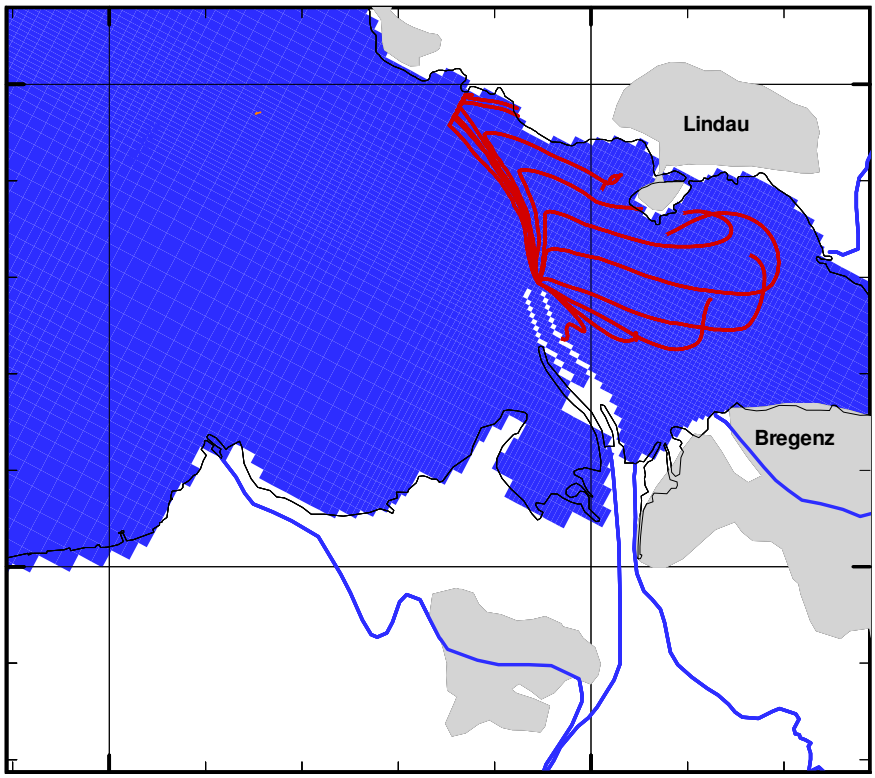


Abb. 10.5: Berechnung von Treibholzpfaden nach dem Starkregenereignis im August 2005 und starkem Westwind

Diese anhand von historischen Daten durchgeführte Berechnung lässt sich im Online-System anhand der horizontalen Schnitte über das Web-basierte Zugangssystem vom Benutzer selbst durchführen (siehe Abschnitt. 8.6.2). Über entsprechende Startpositionen und die Einstellung windspezifischer Parameter lässt sich die Bewegung von Treibholz während Hochwassern aus den Zuflüssen individuell berechnen.

11 Zusammenfassung und Ausblick

In dem Verbundforschungsvorhaben BodenseeOnline wurde ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees entwickelt. Die Entwicklung von BodenseeOnline erfolgte in einer interdisziplinären Forschungsgruppe, bestehend aus der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner, dem Institut für Kernenergetik und Energiesysteme, dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz und der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee – Rhein. Das Forschungsvorhaben wurde gemeinschaftlich vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

Im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens wurde eine gemeinschaftliche Datenbasis in einer für alle Projektpartner und auch Nutzer von BodenseeOnline zugänglicher Datenbank geschaffen. Für die Bereitstellung der Messdaten wurden entsprechende Verträge mit den zugehörigen Datenbesitzern, wie hydrologische Dienste, Deutscher Wetterdienst und der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, geschlossen. Damit liegt nicht nur eine historische Datenbasis vor sondern die Datenbasis wird anhand der aktuellen Messungen fortlaufend erweitert.

Neben den Messwerten für die maßgeblichen Antriebsgrößen wurden von den Seewasserwerken an den Entnahmestellen Messstationen zur Erfassung wasserwerksrelevanter Parameter eingerichtet. Auch diese Informationen werden kontinuierlich in das System BodenseeOnline eingespeist und dienen der Überprüfung und Verbesserung bzw. Anpassung der Online-Modellierung.

Parallel zum Aufbau des Systems BodenseeOnline und der praxisorientierten Forschung wurden wesentliche neue Erkenntnisse aus der Grundlagenforschung im System BodenseeOnline integriert, die von der DFG gefördert wurden. Dies betrifft unter anderem zum Beispiel die Modellierung des Transports von Schwebstoff beladenen Zuflüssen mit Berücksichtigung des Einflusses auf die Wasserdichte, die Ausbreitung von Zuflüssen in der Flachwasserzone und deren Einfluss auf die Tiefenwassererneuerung oder den Stofftransport und Vermischung im Bodensee sowie die Simulation des Nahrungsnetzes mit den komplexen Wechselwirkungen zwischen chemischen Wasserinhaltsstoffen im See und im Sediment und der Biologie. Die biologischen Prozesse betreffen im Wesentlichen die zeitliche und räumliche Verteilung der Algen sowie der Zooplanktonentwicklung sowohl in der saisonalen als auch langjährigen Sukzession.

Anhand der Messdaten des Starkregenereignisses vom August 2005 konnte vom IWS der Einfluss der Sedimentkonzentration auf die Wasserdichte und damit auf die Strömungsverhältnisse im Modell überprüft werden. Mit dem um diese Prozesse erweiterten Modell wurden Simulationen durchgeführt, die mit den beobachteten Verhältnissen verglichen wurden. Es konnte gezeigt werden, dass das Modell die wichtigsten Phänomene der Sedimenteinmischung im Mündungsbereich, das schwerkraftbedingte Absinken des warmen Alpenrheinwassers, die Sedimentation von groben Schwebstoffen am Seegrund und das nachfolgende Aufsteigen des warmen, mit Feinsediment beladenen Wassers bis zu Thermokline und dessen nachfolgende seeweite Verfrachtung nachbildet. Wie in den Messungen konnte an der tiefsten Stelle im See eine Temperaturerhöhung von bis zu 2°C nachgewiesen werden. Ebenso hat das Modell den Einfluss der Corioliskraft auf die Bewegung der Sedimentfahne aufgezeigt. Neben diesem Extremereignis wurden Untersuchungen zum Einfluss kleiner Zuflüsse und zur Interaktion zwischen Litoral und Pelagial bei Abkühlungsprozessen untersucht und so Vorgaben an das Online-Modell formuliert.

Das ökologische Modell wurde vom LIK aufgebaut, um das Nahrungsnetz von den Nährstoffen über die Primärproduktion bis hin zum Zooplankton zu simulieren. Es wurde ein konzeptionelles Modell entwickelt, bei dem die Algen in vier unterschiedliche funktionelle Klassen eingeteilt wurden. Anhand des eindimensionalen hydrodynamischen Modells, für das eine spezielle Vorgehensweise bei der Ermittlung der langwelligen Strahlung entwickelt wurde, wurde eine Parameterkonfiguration für das ökologische Modell erarbeitet, mit der sich die zeitliche und vertikale Verteilung des Algenwachstums im Zeitraum 1995 bis 1997 nachbilden lässt. Außerdem wurden in einer Langzeitsimulation zwischen 1979 und 2000 der Effekt der Reoligotrophierung und die saisonale Sukzession der funktionellen Phytoplankton-Typgruppen nachgezeichnet.

Vom IKE wurden im Rahmen des Verbundforschungsprojektes zunächst unterschiedliche Windmodelle getestet. Das für die Fragestellungen in BodenseeOnline am besten geeignete Windmodell MCF wurde an den Bodensee angepasst und dessen Tauglichkeit anhand der Messkampagne im Jahr 2001 überprüft.

Die AWBR hat die Vorgaben für das System BodenseeOnline unter Mitwirkung der Seewasserwerke erarbeitet. Es wurden weiterhin die Grundlagen für den partikelgebundenen Schadstofftransport untersucht und ein Modell zur biogenen Calcitfällung anhand von Labor- und Freilandversuchen erstellt.

Nachdem die Neuentwicklungen zur verbesserten hydrodynamischen Simulation und zur Nachbildung des Nährstoffkreislaufs in das System Bodenseeonline durch kup eingebunden wurden, erfolgte der Test des im Rahmen des Forschungsprojektes entwickelten Online-Systems durch eine Messkampagne im Frühsommer 2007. Die Messkampagne wurde unter der Federführung des ILK unter Mitwirkung des ISF, der AWBR und des IWS im Rahmen des Kooperationsnetzwerkes Bodensee durchgeführt. Von kup wurden parallel die Modellierungen der dreidimensionalen hydrodynamischen Verhältnisse gekoppelt mit der Ökologie durchgeführt. Die dabei erzielten Modellierungsergebnisse passen sowohl für die Hydrodynamik als auch für die Algen- und Zooplanktonverteilung sehr gut zu den gemessenen Daten. Eine erfolgreiche Überprüfung des entwickelten Systems und der Ergebnisse aus der Grundlagenforschung ist damit gegeben.

Mit dem Abschluss des Verbundforschungsprojektes BodenseeOnline liegt ein einsatzbereiter Prototyp des Entscheidungsunterstützungssystems für den Bodensee vor, das auch auf andere Seen übertragbar ist. Mit der täglichen Aktualisierung der seeweit erhobenen Daten und der Prognose über die nächsten 78 Stunden können aktuelle Fragestellungen bei Extremereignissen und Störfällen kurzfristig beantwortet werden. BodenseeOnline kann auch als Basissystem eingesetzt werden (ggf. in Kombination mit örtlich verfeinerten Modellen) für lokale Untersuchungen zur Bearbeitung gewässerrelevanter Problemstellungen und deren potenzielle seeweite Auswirkungen.

Das Informationssystem BodenseeOnline dient der Entscheidungsunterstützung bei Störfällen oder bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen vorrangig für die lokalen Wasserwirtschaftsbehörden in den Landratsämtern, die Wasserschutzpolizei oder den Katastrophenschutz sowie für die Wasserversorgung. Darüber hinaus kann BodenseeOnline zukünftig auch allgemeine Informationen für Touristen, Segler, Schifffahrt oder Fischer liefern.

Für das Störfallmanagement werden die Entscheidungen der Nutzer mit Kurzzeitprognosen für die Strömungsverhältnisse und die zu erwartenden meteorologischen Verhältnisse unterstützt. Die Nutzer haben damit Zugang zu allen wichtigen Daten, die eine detaillierte Einschätzung der jeweiligen Situation ermöglichen. Außerdem können alternative Maßnahmen hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen auf den See abgewogen werden. Zum Beispiel lässt sich nach Schiffs- oder Badeunfällen mit individuellen Berechnungen zur Verdriftung von Wasserinhaltsstoffen oder Gegenständen auf bzw. im See die Suche von Vermissten unterstützen.

Bei der Nutzung von BodenseeOnline können sowohl aktuelle Informationen oder Prognosen zur Verfügung gestellt werden als auch Daten zu den Strömungsverhältnissen, zur Meteorologie oder Wasserqualitätsinformationen aus der Vergangenheit für individuelle Fragestellungen geliefert werden. Mit der zentralen Datenbank stehen diese Informationen jederzeit abrufbereit über das Internet zur Verfügung.

Den lokalen Behörden am Bodensee oder der interessierten Öffentlichkeit der Bodenseeanrainer können Informationen zu den Strömungs- und Windverhältnissen, zu den Wassertemperaturen oder den Wellenhöhen aktuell zur Verfügung gestellt werden. Damit lassen sich beispielsweise Bootsausfahrten, Regatten oder auch Messkampagnen im Vorfeld optimal mit der Kenntnis zu den Wind-, Wellen- oder Strömungsverhältnissen planen.

Neben den in der Datenbank gespeicherten aktuellen Informationen können die Modelle aus BodenseeOnline als Basissystem für weitergehende Fragestellungen eingesetzt werden. In diesem Zusammenhang sind zu nennen:

- Auswirkungen durch Einleitungen (z.B. geklärtes Abwasser, thermische Nutzungen, Verbringung von Sediment, etc.)
- Veränderung der lokalen Seegeometrie (z.B. Hafeneinfahrten, Morphologieänderungen, etc.)
- langfristige Entwicklungen (z.B. Änderung der Wasserqualität, Auswirkungen durch geänderten Nährstoffeintrag, Austrag von Wasserinhaltsstoffen, etc.)

Das System BodenseeOnline wurde in ersten akuten Störfällen, bei einem Unfall mit wassergefährdenden Stoffen am Pfänder bei einem Schiffsunfall vor Friedrichshafen und zur Abschätzung von Treibholzbewegungen, eingesetzt. Innerhalb der für Entscheidungen notwendigen Zeiträume konnten Modellierungsergebnisse erzielt werden und den Entscheidungsträgern zur Verfügung gestellt werden.

In einem Begleitkreis, der vom Umweltministerium Baden-Württemberg geleitet wird, wird der weitergehende Einsatz des Pilotsystems BodenseeOnline und die noch notwendigen Anpassungsmaßnahmen an die Bedürfnisse der Nutzer diskutiert. Der Arbeitskreis trifft sich jährlich, um die aktuellen Weiterentwicklungen abzustimmen und den Dauerbetrieb von BodenseeOnline zu begleiten. Weiterhin werden von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee Anwendungen von BodenseeOnline für aktuelle Gewässerschutzfragen definiert, die dann umgesetzt werden sollen. BodenseeOnline kommt auch im Zusammenhang mit Fragestellungen zu Schutzgebieten einzelner Trinkwasserentnahmen zum Einsatz.

Mit BodenseeOnline ist auch die Basis geschaffen, weitergehende Simulationen mit Langfristprognosen durchzuführen. Dazu wird weiterer Forschungsbedarf insbesondere im Zusammenhang mit der zu erwartenden Klimaänderung und deren Wirkung auf große voralpine Seen gesehen.

Literatur

Appt, J., Stumpp, S. (2002): “Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001”, Mitteilungsheft 111, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Appt, J. (2003): “Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance”, Mitteilungsheft 123, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Appt, J., Imberger, J. und Kobus, H. (2004): Basin-scale motion in stratified Upper Lake Constance. Limnol. Oceanogr., 49: 919-933.

Auerbach, M. und Ritzi, M. (1938): Die Oberflächen- und Tiefenströme des Bodensees. Teil IV: Der Lauf des Rheinwassers durch den Bodensee in den Sommermonaten. Arch. Hydrobiol. 32, 409 - 433.

Auerbach, M. und Schmalz, J. (1927): Die Oberflächen- und Tiefenströme des Bodensees. Teil I: Die Ströme der Bregenzer Bucht im Jahre 1926. Schr. des Vereins f. Gesch. des Bodensees 55, 1 - 40.

Auerbach, M. und Schmalz, J. (1931): Die Oberflächen- und Tiefenströme des Bodensees. Teil II: Die konstanten Ströme des Untersees, des Seerheins und der Konstanzer Bucht. Arch. Hydrobiol. 32, 231 - 249.

AWBR (1968 - 2006): Jahresberichte 1968 - 2006. Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein, Geschäftsstelle, www.awbr.org.

Bäuerle, E. (1981): Die Eigenschwingungen abgeschlossener, zweigeschichteter Wasserbecken bei variabler Bodentopographie. Bericht aus dem Institut für Meereskunde, Nr. 85.

Bäuerle, E. (1994): Transverse baroclinic oscillations in Lake Überlingen. Aquat. Sci. 56 (2), 145 - 160.

Bäuerle, E., Ollinger, D., and Imberger, J. (1998): Some meteorological, hydrological, and hydrodynamical aspects of Upper Lake Constance. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 53, 31 - 83.

Braun, E.; Schärpf, K. (1994): Internationale Bodensee-Tiefenvermessung 1990. Stuttgart: Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

Bruce, L. C.; Hamilton, D.; Imberger, J.; Gal, G.; Gophen, M.; Zohary, T.; Hambright, K. D. (2006): A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel: Ecol. Model. 193, S. 412-436.

Brutsaert, W. (1982): Evaporation into the atmosphere: theory, history,and applications. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.

DGMK (2002): DGMK Forschungsbericht 502-1, Zusammensetzung von Ottokraftstoffen aus deutschen Raffinerien, Winterware 2001/2002; Hamburg.

Dittrich, Heiser, and Koschel (1995): Kombination von künstlicher Kalzitfällung und Tiefenwasserbelüftung zur Restaurierung eutrophierter Hartwasserseen-Enclosureversuche. 1995, Gustav Fischer: Stuttgart Jena New Jork. p. 239-253.

Dittrich et al. (1997): A Balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake. Wat. Res., 1997. 31: p. 2237-248.

Dittrich, Kurz and Wehrli (2004): The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. Geomicrobiology, 2004. 21: p. 45-53.

Eder, M.; Rinke, K.; Kempke, S.; Huber, A.; Wolf, T. (2008): Seeweite Bodensee-Messkampagne 2007 als Test für BodenseeOnline. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 34-38.

Eder, M.; Kobus, H.; Helmig, R. (2008): Dreidimensionale Modellierung der Hydrodynamik im Bodensee. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 16-21.

Erdogrul & Erbilir (2005): Resistance of Escherichia coli to acid and alkali pH. Annals Of Microbiology, 2005. 55(2): p. 91-95.

Farahat et al. (2008): Adsorption of SIP E. coli onto quartz and its applications in froth flotation. Minerals Engineering, 2008. 21(5): p. 389-395.

Forel, F.A. (1893): Die Schwankungen des Bodensees. Schr. des Vereins f. Gesch. des Bodensees 22, 49 - 77.

Fujita et al. (2000): Calcium carbonate precipitation by ureolytic subsurface bacteria. Geomicrobiology Journal, 2000. 17(4): p. 305-318.

Gaedke, U. (1998): Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-1993), Arch Hydrobiol Spec Iss Adv Limnol 53, S. 119-141

Gallardo-Moreno et al. (2003): Influence of the growth medium, suspending liquid and measurement temperature on the physico-chemical surface properties of two enterococci strains. Journal Of Adhesion Science And Technology, 2003. 17(14): p. 1877-1887.

Hamilton, D P. and Schladow, S.G. (1997): “Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part I - Model description”, Ecological Modelling

Heege, T. (2000): Flugzeuggestüzte Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen am Bodensee. In: Research Report Vol. 200-40, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Köln.

Heinz, G. (1993): „Strömungen im Bodensee – Ergebnisse einer Messkampagne im Herbst 1993“, ETH Zürich, Mitteilungen der VAW, Nr. 135

Hibler, W.D. (1979): A dynamic thermodynamic sea ice model, Journal of Physical Oceanography, Vol. 9, S. 815-846.

Hipsey, M.R.; Romero, J.R.; Antenucci, J.P.; Hamilton, D. (2007): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2, v2.2 Science Manual.

Hipsey, M. R.; Antenucci, J. P.; Romero, J. R.; Hamilton,D. (2007): Computational Aquatic Ecosysystem Dynamics Model: CAEDYM v3.1 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.

Hodges, B.R.; Imberger, J.; Saggio, A.; Winters, K.B. (2000): Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake, Limnol. Oceanogr, 45(7)

Hodges, B.; Dallimore, C. (2006): Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: ELCOM. v2.2 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia

Hollan, E. (1974): Strömungsmessungen im Bodensee. 6. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), S. 111 - 187.

Hollan, E. (1984): Näherungsweise Vorhersage der dreidimensionalen Driftbahnen von Inhaltsstoffen im Bodensee. In: Valentin, F. (Herausgeber): Tagungsband „Seeströmungen“, 13./14. Oktober 1983, Technische Universität München, 61 - 85.

Hollan, E. (1984): Strömungen im Bodensee. Wasserwirtschaft 74, 336 - 373.

Hollan, E. (1996): Neue seenphysikalische Untersuchungsansätze zur Vorhersage der Rheinströmung im Bodensee. In: Institut für Seenforschung 1920 - 1995; Hrsg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 35 - 52.

Hollan, E. (1999): Erneuerung des Tiefenwassers im Bodensee durch weitreichende seeeigene Dichteströmungen. In: Jahrestagung 1998 der Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsband, 229 - 233.

Hollan, E. (2003): The propagating circulation cascade by winterly cooling in Lake Constance. Beitrag zum EU-Projekt "Eurolakes". In: Bericht D27: Revewal of constituents by convection, work package 6, 7 -38.

Hollan, E. und Serruya, S. (1992): Kryptogenen Wasserkörperformationen in den Tiefen des winterlichen Bodensees. In: Jahrestagung 1992 der Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsband, 8 - 16.

Hollan, E. und Simons T.J. (1978): Wind-induced changes of temperature and currents in Lake Constance. Arch. für Met. Geophys. und Bioklimat. 127 (1), 1 - 104.

Hollan, E., Rao, D.B. and Bäuerle, E. (1980): Free surface oscillations in Lake Constance with an Interpretation of the „Wonder of the Rising Water" at Konstanz in 1549. Arch. für Met. Geophys. und Bioklimat. 29, 301 - 325.

Holthuijsen, L.H., Booij, N. and T.H.C. Herbers (1989): A prediction model for stationary, short-crested waves in shallow water with ambient currents, Coastal Engineering, 13, 23-54

Hydromod (1992): Voruntersuchungen zur mathematischen Modellierung durch den Zufluss des Alpenrheins induzierter physikalischer Zustandsänderungen des Bodensees-Obersees. Interner Schlussbereicht im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, unveröffentlicht.

Hydromod (1994): Modellierung von zuflussbedingten Zustandsänderungen des Bodensees-Obersees. Interner Schlussbereicht im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), unveröffentlicht.

IGKB (2000): Transport wassergefährdender Stoffe im Ufer- und im Zuflussbereich des Bodensees. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Blauer Bericht Nr. 52, ISSN:1011-1263.

IGKB (2004): Aktionsprogramm Bodensee 2004 bis 2009 - Schwerpunkt Ufer- und Flachwasserzone. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, ISBN 3-902290-05-6.

IGKB (2004): Der Bodensee - Zustand - Fakten -Perspektiven. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, ISBN 3-902290-04-8.

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (2005): "Kooperationsvereinbarungen zur Daten- und Methodenbank für das Verbundforschungsvorhaben BodenseeOnline"

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2000): Dem Bodensee in den Abflussjahren 1996 und 1997 zugeführte Stofffrachten, Bericht Nr. 53

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2000a): Dem Bodensee in den Abflussjahren 1996 und 1997 zugeführte Stofffrachten, Sonderband der Daten, Bericht Nr. 53a

IGKB (2008): Bodensee - Untersuchung - Seeboden. Das BUS Forschungsprojekt 2003 - 2006. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Blaue Reihe, Bericht Nr. 58.

Iziomon, M.G., Mayer H, Matzarakis A. (2003): "Downward atmospheric longwave irradiance under clear and cloudy skies: Measurement and parameterization", Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics 65 (2003) 1107– 1116.

James, W.; Barko, J. (1991): Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation, Limnol. Oceanogr., 36, S.179-187.

Johannsen (1997): Effect of Iron and Manganese Ions on the Crystal Growth of Calcium Carbonate. Acta hydrochim. hydrobiol. 25(4), 202-207.

Johannsen (2000): Mechanismen der Entcarbonisierung bei der Aufbereitung von Trinkwasser. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe, Zugl.: Hamburg-Harburg, Technische Universität, Habil.-Schrift.

Kempke et al. (2008): Einfluss von Kolloiden auf die Bildung Calcitkristallen. in 74. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft. 2008. Trier.

Kempke, S., Fleig, M., Lang, U., Faißt, M. & R. Schick (2005): "'Bodensee-Online' ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen - Anwendungsbezogene Aspekte aus der Sicht der Wasserversorgung -" 37. Jahresbericht der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), Seite 107-138

Kempke, S.; Schick, R.; Rinke, K.; Rothhaupt, K.-O. (2008): Biogene Calcitfällung im Bodensee – Prozessverständnis und Modellierung. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 31-33.

Kim, Zeh, Delakowitz (1992): Chemical Interactions Of Actinide Ions With Groundwater Colloids In Gorleben Aquifer Systems. Radiochimica Acta, 1992. 58-9: p. 147-154.

Kleiner (1990): Calcite precipitation - regulating mechanism in hardwater lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 1990. 24: p. 136-139.

Kleiner (1988): Coprecipitation of phosphate with calcite in lake water: A laboratory experiment modelling phosphorus removal with calcite in Lake Constance. Wat. Res., 1988. 22(10): p. 1259-1265.

Kleiner (1990): Phosphormitfällung mit Kalzit. 1990.

Kleinschmidt, E. (1921): Beträge zur Limnologie des Bodensees. Schr. des Vereins f. Gesch. des Bodensees 49, 34 - 69.

Kobus, H. (2007): Verbundforschungsvorhaben BodenseeOnline – Ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees, Hydrodynamik und Transport von Wasserinhaltsstoffen, Zwischenbericht, WB 11/2007LH² 16, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Kobus, H., Lang, U., Keim, B., and Imberger, J. (1999): Wasserwirtschaftliches „Entscheidungshilfesystem“ (DSS) für den Bodensee unter Verwendung von Seenmodellen. Vorstudie für ein Projektkonzept, Universität Stuttgart, unveröffentlicht.

Kroebel, W. (1980): Hydrologische Untersuchungen mit der Kieler Multisonde im Bodensee. Abschlussbericht über die erste Messunternehmung vom 24. Juli bis 01. August 1979. Institut für angewandte Physik, Universität Kiel.

Kroebel, W. (1980): Sammlung der mit der Kieler Multisonde im Bodensee während der zweiten Messunternehmung vom 16. November bis 04. Dezember 1979 gewonnenen Messergebnisse. Abschlussbericht über die zweite Messkampagne. Institut für angewandte Physik, Universität Kiel.

Küchler-Krischun (1990): Nukleierung der Calcitfällung durch Phytoplanktonalgen. 1990, Hartung-Gorre Verlag: Konstanz.

Kunz (1983): Heterogene Nukleierung und Kristallwachstum von CaCO3 (Kalzit) in natürlichen Gewässern. 1983. Zürich.

Lambert, A. (1982): Trübeströme des Rheins am Grund des Bodensees. Wasserwirtschaft 4, 82 ff.

Lang, U., Mehlhorn, H., Kobus, H., Schmidt, F. und Rothhaupt, K.-O. (2003): Bodensee-Online - Ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees. Antrag auf finanzielle Unterstützung eines Verbund-forschungsvorhaben, unveröffentlicht.

Lang, U.; Breiting, T.; Scheuermann, W.; Achenbach, J.; Obad, R.; Kuhn, G.; Felix, M.; Rinke, K.; Kempke, S.: (2006): „BodenseeOnline - Verbundforschungsvorhaben für ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees“, Abschlussbericht des F+E-Vorhaben KEWA, Kooperative Entwicklung wirtschaftlicher Anwendungen für Umwelt und Verkehr in neuen Verwaltungs-strukturen Phase I 2005/2006, Wissenschaftlicher Bericht FZKA 7250 Forschungszentrum Karlsruhe.

Lang, U., Paul, T., Scheuermann, W., Wolf, T., Kobus, H., Rothhaupt, K.O., Mehlhorn, H. (2007): „BodenseeOnline - Verbundforschungsvorhaben für ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Boden-sees“, Abschlussbericht des F+E-Vorhaben KEWA, Kooperative Entwicklung wirtschaftlicher Anwendungen für Umwelt und Verkehr in neuen Verwaltungsstrukturen Phase II 2006/2007, Wissenschaftlicher Bericht FZKA 7350 Forschungszentrum Karlsruhe.

Lang, U.; Paul, T. (2008): Zustandsbeschreibung und Prognose mit der Daten- und Methodenbank BodenseeOnline. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 39-44.

Lang, U.; Kobus, H.; Mehlhorn, H. (2008): BodenseeOnline als Entscheidungs- und Unterstützungssystem. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 45-48.

Lehn, H. (1963): Einige Frühjahrsbefunde über die Isothermen-Phytoplankton-Relation im Bodensee. Arch. Hydrobiol. 59, 1 - 25.

Lehn, H. (1963): Großräumige Isothermenschwankungen. In: Bodensee-Projekt der DFG, 2. Bericht. Franz Steiner Verlag, Wiesbaden.

Lehn, H. (1965): Isothermenschwankungen im Bodensee. Umschau in Wissenschaft und Technik, 644 - 647.

Lehn, H. (1968): Wasserbewegungen im Bodensee. Gwf 109 (4), 89 - 94.

Lorke, A., Peeters, F., and Bäuerle, E. (2006): High-freqency internal waves in the littoral zone of a large lake. Limnol. Oceanogr. 51, 1935-1939.

Mehlhorn, H.; Kobus, H.; Schick, R.; Lang, U. (2008): Naturschatz und Ressource Bodensee – eine wasserwirtschaftliche Herausforderung. In: Wasserwirtschaft 98 , Heft 10, S. 12-15.

Minor, H.-E., Vokart, P., Wickehäuser, M. und Möller, G. (2005): Trübemessungen im Bodensee. Unveröffentlichter Abschlussbericht der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, im Auftrag der Internationalen Rheinregulierung (IRR).

Molecular-Probes (2008): The Handbook - A Guide to Fluorescent Probes and Labeling Technologies. 2008, Molecular Probes, Inc.

Moulin & Roques (2003), Zeta potential measurement of calcium carbonate. Journal Of Colloid And Interface Science, 2003. 261(1): p. 115-126.

Müller, G.; Förstner, U. (1968): General relationship between suspended sediment concen-tration and water discharge in the Alpenrhein and some other rivers. Nature, 217, 244-245.

Nakajo (2006): Resistance to acidic and alkaline environments in the endodontic pathogen Enterococcus faecalis. Oral Microbiology and Immunology, 2006. 21(5): p. 283-288.

Omlin, M.; Reichert, P. & Forster, R. (2001): Biogeochemical model of lake Zürich: model equations and results, Ecol. Model. 141, S.77-103.

Peeters, F. und Wüest, A. (1992): Messsystem zur Erfassung dreidimensionaler Tracerverteilungen in Seen. gwa 72, 456-461.

Peeters, F., Wüest, A., Piepke, G., and Imboden, D.M. (1996): Horizontal micing in lakes. J. Geophys. Res. 101m 18361-18375.

Petzoldt, T.; Rolinski, S.; Rinke, K.; König, M; Baumert, Z.M.; Benndorf, J.: SALMO (2005): Die ökologische Komponente des gekoppelten Modells. Wasserwirtschaft 5, S.28-33.

Reynolds, C. S.; Irish, A. E. & Elliott, J. A. (2001): The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH), Ecol Model, 140, S.271-291.

Rinke, K.; Rothhaupt, K.-O. (2008): Das ökologische Modell des Bodensees: Konzept, Simulation und Test an Langzeitdaten. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 26-30.

Rossknecht, H. (2003): Der Alpenrhein im Bodensee - Chemische Indikatoren zur Aufklärung physikalischer Prozesse im Bodensee-Obersee. Landesanstalt für Umweltschutz „Institut für Seenforschung, Verlagsauslieferung der LfU.

Roßknecht, H.; Güde, H.; Hetzenauer, H.; Wahl, B.; Wolf, T. (2007): Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees. In: KLIWA - Berichte, Heft 11, S. 65-98.

Rothhaupt, K. & Güde, H. (1992): The influence of spatial and temporal concentration gradients on phosphate partitioning between different size fractions of plankton: further evidence and possible causes. Limnol Oceanogr 37, S. 739-749.

Rothhaupt, K.-O. (2007): Sonderforschungsbereich 454 „Bodenseelitoral“. Antrag eines Verbundforschungsvorhabens, www.uni-konstanz.de/sfb454/v

Saha, G.C. (2006): Numerical modelling of the distribution of a point source release in Lake Constance under different hydrodynamic conditions. Master Thesis, Institut für Wasserbau, Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung, Universität Stuttgart.

Scheuermann, W.; Schmidt, F.; Krass, C. (2008): Modellierung des Windfeldes als Antriebskraft für die interne Strömung im Bodensee. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 22-25.

Schick (2000): Untersuchungen zum Einfluss der Ozonung auf die Änderung der Grenzflächeneigenschaften von Partikeln und die damit verbundenen Auswirkungen bei der Aufbereitung von feststoffarmen Oberflächenwässern. Dissertation, Fachbereich Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Werkstoffwissenschaften, Technische Universität Berlin.

Schick, R., Ehrle, P. und Lang, U. (2007): Literaturübersicht über die Forschungsaktivitäten zur Hydrologie und Hydrodynamik am Bodensee, www.BodenseeOnline.de

Schmalz, J. (1933): Die Oberflächen- und Tiefenströme des Bodensees. Teil III: Der Weg des Rheinwassers im Bodensee. Schr. des Vereins f. Gesch. des Bodensees 60, 1 - 59.

Stabel (1986): Calcite precipitation in Lake Constance: chemical equilibrium, sedimentation, and nucleation by algae. Limnol. Oceanogr., 1986. 31(5): p. 1081-1093.

Stewart, K.M. (1988): Tracing Inflows in a Physical Model of Lake Constance. J. Great Lakes Res. 14, 466 - 478.

Swinbank, W.C. (1963): Long-wave radiation from clear skies: Q. J. R. Met. Soc. 89, S. 339-348.

Tipping, E. and D. Cooke (1982): The Effects Of Adsorbed Humic Substances On The Surface-Charge Of Goethite (Alpha-Feooh) In Fresh-Waters. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 1982. 46(1): p. 75-80.

UNESCO (1981): Technical papers in Marine Science. No. 36

VAW (2003): Rheinvorstreckung - Hydraulische und numerische Simulationen zur Entwicklung der Rheinmündung in den Bodensee. Band 2, Bericht Nr. 4149-2.

Wagner (2005): Kolloidchemie in aquatischen Systemen – Technische und methodische Weiterentwicklung der Laser-induzierten Breakdown-Detektion (LIBD) von Nano-Teilchen. Thesis, Regensburg University.

Wahl, B.: Mündliche Mitteilung. bernd.wahl@lubw.bwl.de.

Wang, W. (1995): Windgetriebene Strömungen in einem Rechteckbecken und im Bodensee. Dissertation, Technische Hochschule Darmstadt.

Warren et al. (2001): Microbially mediated calcium carbonate precipitation: Implications for interpreting calcite precipitation and for solid-phase capture of inorganic contaminants. Geomicrobiology Journal, 2001. 18(1): p. 93-115.

Wasmund, E. (1927): Die Strömungen im Bodensee. Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. 18, 84 - 114 und 231 - 260.

Wasmund, E. (1928): Die Strömungen im Bodensee. Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. 19, 21 - 155.

Weithoff, G. (2003): The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? Freshw Biol, 48, S.1669-1675.

Wessels, M. (2001): Sedimentuntersuchungen zwischen dem Wasserwerk Lindau in Nonnenhorn und der neuen Rheinmündung zur Erfassung der Ablagerungsgeschichte seit 1945. Unveröffentlichter Abschlussbericht, im Auftrag der Stadtwerke Lindau.

Wessels, M., Kempke, S. und Schick, R. (2007): Starkregenereignis 2005 - Auswirkungen auf den Bodensee. In Vorbereitung.

Zenger, A. (1989): Ursachen und Auswirkungen von Transport- und Mischungsprozessen im westlichen Bodensee. Dissertation, Universität Heidelberg.

Zenger, A., Ilmberger, J., Heinz, G., Schimmele, M. & Münnich, K.-O. (1989): Untersuchungen zur Struktur der internen Seiches des Bodensees. Wasserwirtschaft 79, 616-624.

Zeppelin E. Graf (1893): Die hydrographischen Verhältnisse des Bodensees. Bodensee-Forschungen Teil III. Schr. des Vereins f. Gesch. des Bodensees 22, 81 - 103.

Liste der Veröffentlichungen und Vorträge „BodenseeOnline“

Eder, M., U. Lang, K. Rinke (2007): „Applying 1D and 3D coupled Hydrodynamic-Ecological Models to Lake Constance and Comparison with Measured Data”, Workshop Perspectives of Lake Modeling towards Predicting Reaction to Trophic Change, Berlin

Eder, M., Rinke, K., Kempke, S., Huber, A. & Wolf, T. (2008). Seeweite Bodensee-Messkampagne 2007 als Test für BodenseeOnline. Wasserwirtschaft 10: p34-38.

S. Kempke, R. Schick, K. Rinke und K.-O. Rothhaupt (2008): Biogene Calcitfällung im Bodensee - Prozessverständnis und Modellierung. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, 31 - 33.

S. Kempke (2007): Biogene Calcitfällung im Bodensee - Prozessverständnis und Modellierung. Vortrag anlässlich des „Bodenseekolloquium 2007 - Der Zustand des Sees heute und morgen“ am 10.10.2007 in Überlingen.

S. Kempke (2007): Konzertierte Messkampagne 2007 des KNB - Konzeption, erste Ergebnisse und Modellierung: Tiefenprofile. Vortrag anlässlich des „Bodenseekolloquium 2007 - Der Zustand des Sees heute und morgen“ am 10.10.2007 in Überlingen.

S. Kempke und R. Schick (2008): BodenseeOnline - Messkampagne 2007. 39. AWBR-Jahresbericht 2007, 79 - 92.

S. Kempke, B. Hetzer, T. Wagner, R. Schick, K. Rinke und K.-O. Rothhaupt (2008): Einfluss von Kolloiden auf die Bildung von Calcitkristallen. In: Abstractband, Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, 28. - 30.04.2008 in Trier, 124 - 128.

S. Kempke (2006): Partikelgebundener Schadstofftransport im Bodensee. Vortrag anlässlich des Kolloquiums „Bodenseeforschung 2006 - Prozesse, Daten und Modelle- am 11. Oktober 2006 in Konstanz.

S. Kempke, E. Raff, U. Lang und R. Schick (2007): F&E-Vorhaben „BodenseeOnline“ - ein bedeutender Meilenstein zur Entschlüsselung eines sensiblen Chaos. In: 38. AWBR-Jahresbericht 2006, 87 - 110.

S. Kempke, M. Fleig, U. Lang, M. Faißt und R. Schick (2006): „BodenseeOnline“ - ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen. In: 37. AWBR-Jahresbericht 2005, 107 - 138.

Kempke, S., Schick, R., Rinke, K. & Rothhaupt, K.O. (2008). Biogene Calcitfällung im Bodensee – Prozessverständnis und Modellierung. Wasserwirtschaft 10: p31-33.

S. Kempke, R. Schick und W. Uhl (2006): Zu Mechanismen der biogenen Calcitfällung im Bodensee. In: 72. Jahrestagung der Wasserchemische Gesellschaft, Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Celle, Tagungsband 78 - 82.

S. Kempke, R. Schick, K. Rinke und K.-O. Rothhaupt (2006): Zeitlich hochauflösende Untersuchungen zur biogen induzierten Calcitbildung. In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Dresden, Postervortrag 235 - 236.

S. Kempke, R. Schick, K. Rinke und K.-O. Rothhaupt (2008): Mitfällung von Bakterien während einer Calcitfällung. In: Abstractband, Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), 22.-26.09.2008 in Konstanz, S. 87 - 88.

Lang, U.; Paul, T. (2008): Zustandsbeschreibung und Prognose mit der Daten- und Methodenbank BodenseeOnline. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, S. 39-44.

U. Lang, H. Kobus und H. Mehlhorn (2008): BodenseeOnline als Entscheidungs-Unterstützungssystem. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, 45 - 48.

H. Mehlhorn, H. Kobus, R. Schick und U. Lang (2008): Naturschatz und Ressource Bodensee - eine wasserwirtschaftliche Herausforderung. In: Wasserwirtschaft 98, Heft 10, 12 - 15.

H. Mehlhorn (2007): BodenseeOnline - Ein Instrument mit vielfältigem Nutzen. Vortrag anlässlich des „Bodenseekolloquium 2007 - Der Zustand des Sees heute und morgen“ am 10.10.2007 in Überlingen.

Petzoldt, T. & Rinke, K. (2007). Simecol: an object-oriented framework for ecological modeling in R. Journal of Statistical Software 22(9): p1-31.

Rinke, K. (2007). Ein mechanistisches Modell für Daphnia: Wie die Eigenschaften des Individuums die Dynamik der Population beeinflussen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, p2-6.

Rinke, K., Gal. G., Felix, M. & Rothhaupt, K.O. (2007). Gekoppelte physikalisch-ökologische Simulation des Bodensees – ein Schritt zu einem modernen Gewässergütemanagement. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, p589-593.

Rinke, K., Hübner, I., Petzoldt, T., Rolinski, S., König, M., Benndorf, J., Lorke, A. & Post, J. (2006). Wie interne Wellen die Verteilungsmuster von Zooplankton beeinflussen: Untersuchungen mit klassischen und hydroakustischen Methoden. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder, p208-212.

Rinke,K., Hübner, I., Petzoldt, T., Rolinski, S., König-Rinke, M., Post, J., Lorke, A. & Benndorf, J. (2007). How internal waves influence the vertical distribution of zooplankton. Freshwater Biology 52: p137-144.

Rinke, K. & Rothhaupt, K.O. (2008). Das ökologische Modell des Bodensees: Konzept, Simulation und Test an Langzeitdaten. Wasserwirtschaft 10: p26-30.

Rinke, K. & Petzoldt, T. (2008). Individual based simulation of diel vertical migration of Daphnia: a synthesis of proximate and ultimate factors. Limnologica 38: 269-285.

Rinke, K., Eder, M., Peeters, F., Gal, G. & Rothhaupt, K.O. (2008). Simulating phytoplankton community dynamics in Lake Constance with a coupled hydrodynamic-ecological model. Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology. in press

Rinke, K., Hülsmann, S. & Mooij, W.M. (2008). Adaptive value, energetic costs, and underlying resource allocation patterns of predator-induced life-history shifts in Daphnia. Oikos 117: p273-285.

K. Rinke, A. Huber, S. Kempke, M. Eder, T. Wolf, N Probst und K.-O. Rothhaupt (2008): Lake-wide distribution of temperature, phytoplankton, zooplankton and fish in the pelagic zone of a large lake. Submitted in Limnology and Oceanography.

Schalau, K., Rinke, K., Straile, D. & Peeters, F. (2008). Temperature is the key factor explaining interannual variability of Daphnia development in spring -a modelling study. Oecologia 157: 531-543.

R. Schick (2009): BodenseeOnline - Hydrodynamik und Wasserqualität im Trinkwasserspeicher Bodensee. Geplanter Vortrag, 23. Trinkwasserkolloquium, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, 12. 02.2009 in Stuttgart.

R. Schick (2008): Wasserqualität und Hydrodynamik im Bodensee. Vortrag anlässlich der Mitgliederversammlung und Wasserwirtschaftstagung des Wasserwirtschaftsverbandes Baden-Württemberg (WBW), 16. und 17. Mai 2008 in Bad-Dürrheim.

R. Schick (2005): Was ist für die Praxis zu erwarten? Vortrag anlässlich der Auftaktveranstaltung für das von BMBF und DFG geförderte Verbundprojekt BodenseeOnline am 12.10.2005 in Langenargen

R. Schick (2006): Starkregenereignis August 2005 - Messungen der Seewasserwerke und Übersicht über die seeweite Ausbreitung von trübstoffhaltigem Wasser. Vortrag anlässlich des Kolloquiums „Bodenseeforschung 2006 - Prozesse, Daten und Modelle- am 11. Oktober 2006 in Konstanz.

R. Schick, P. Ehrle und U. Lang (2007): Literaturübersicht - Strömungsmessungen und -simulationen „Bodensee“ unter Berücksichtigung morphologischer, hydrogeologischer und meteorologischer Rahmenbedingungen. In: Datenbank „BodenseeOnline“, kup.

R. Schick und H. Mehlhorn (2007): Qualitätssicherung - Unverzichtbarer Bestandteil einer zukunftsorientierten Trinkwasserversorgung. In: Wissensdurst Heft 1, Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung, 16 - 31.

R. Schick und U. Lang (2007): „BodenseeOnline“ - aktueller Entwicklungsstand. Vortrag anlässlich der Fortbildungsreihe des Regierungspräsidiums Stuttgart -Landesgesundheitsamt- am 26.04.2007 in Sipplingen.

M. Wessels, R. Schick, S. Kempke und T. Wolf (2008): Starkregenereignis 2005 - Messwerte aus dem Bodensee. In: Abstractband, Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), 22.-26.09.2008 in Konstanz, S. 161.