Künstliche Destratifikation
einer hypertrophen Talsperre
als ein Verfahren zur Begrenzung
von Algen- und Wasserlinsenwachstum

Projekt des BMBF-Forschungsverbundvorhabens
Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer
1993 - 1998

Das Projekt „Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre – Wissenschaftliches Begleitprogramm“ (02 WT 9601/3) März 1996 – Februar 2000

wurde gefördert durch

Bundesministerium für Bildung und Forschung
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Projektträgerschaft Wassertechnologie und Entsorgung
des BMBF

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt

Thüringer Landesanstalt für Umwelt

Künstliche Destratifikation einer hypertrophen Talsperre als ein Verfahren zur Begrenzung von Algen- und Wasserlinsenwachstum

Abschlussbericht

des BMBF-Forschungsvorhabens 02 WT 9601/3
Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung
der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung
am Beispiel der Bleilochtalsperre – Wissenschaftliches Begleitprogramm

Projektpartner

1. Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abteilung Wasser, Boden, Altlasten, Wismut,
   Prüssingstraße 25, 07745 Jena
   Projektleiter: Dr. Peter Loth

2. Technische Universität Ilmenau, Fakultät für Elektrotechnik und Informationstechnik,
   Fachgebiet Elektronische Messtechnik, Ehrenbergstraße 45, 98684 Ilmenau
   Themenleiter: Prof. Dr.-Ing. Reiner Thomä

3. MEODAT GmbH, Ehrenbergstraße 11, 98693 Ilmenau
   Themenleiter: Dr. Peter Peyerl

4. Bauhaus Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurswesen, Institut für Wasserwesen,
   Hydrolabor Schleusingen, Themarer Straße 16c, 98553 Schleusingen
   Themenleiter: Dr.-Ing. Kurt Schröter, ab 31.01.2000 Dipl.-Ing. Konrad Thürmer

5. Friedrich-Schiller-Universität Jena, Biologisch-Pharmazeutische Fakultät,
   Institut für Allgemeine Botanik, Am Planetarium 1, 07743 Jena
   Themenleiter: Dr. Hans-Peter Liebert

6. Universität Leipzig, Institut für Botanik, Pflanzenphysiologie,
   Johannisallee 21-23, 04103 Leipzig
   Themenleiter: Prof. Dr. Christian Wilhelm

7. Universität Karlsruhe, Institut für Petrographie und Geochemie, 76128 Karlsruhe
   Themenleiter: Prof. Dr. Doris Stüben

Herausgeber: Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena
September 2000

ISBN 3-935394-00-4

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Satz und Druck: Verlag Dr. Uwe Miersch, Fachverlag EDV·Umwelt·Naturwissenschaften
01920 Oßling (Döbra), Landstraße 3

Gedruckt auf umweltfreundliches, 100% chlorfrei gebleichtes Papier (DIN ISO 9706, Nordic-SWAN-Label)

Foto Umschlagseite: KAZ Bildmess GmbH
Karl-Rothe-Straße 10-14
04105 Leipzig

Aufnahmekammer: Pentax
Aufnahmematerial: Colornegativfilm
Aufnahmedatum: 18.05.1993

Autoren

Herschel, Andreas, Dr., Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abteilung Wasser, Boden, Altlasten, Wismut, Prüssingstraße 25, 07745 Jena

Liebert, Hans-Peter, Dr., Friedrich-Schiller-Universität Jena, Biologisch-Pharmazeutische Fakultät, Institut für Allgemeine Botanik, Am Planetarium 1, 07743 Jena

Loth, Peter, Dr., Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abteilung Wasser, Boden, Altlasten, Wismut, Prüssingstraße 25, 07745 Jena

Schneegast, Bernd, Dr., Technische Universität Ilmenau, Fakultät für Elektrotechnik und Informationstechnik, Fachgebiet Elektronische Messtechnik, Ehrenbergstraße 45, 98684 Ilmenau
und MEODAT GmbH, Ehrenbergstraße 11, 98693 Ilmenau

Splitthof, Gerhard, Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Stützpunkt Saalburg, Am Wetteraweg, 07929 Saalburg

Weiß, Jörg, Dipl.-Biol., Friedrich-Schiller-Universität Jena, Biologisch-Pharmazeutische Fakultät, Institut für Allgemeine Botanik, Am Planetarium 1, 07743 Jena

Witter, Ralph, Dipl.-Ing. (FH), Bauhaus Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurswesen, Institut für Wasserwesen, Hydrolabor Schleusingen, Themarer Straße 16 c, 98553 Schleusingen

VORWORT

von Klaus Möhle
Präsident der Thüringer Landesanstalt für Umwelt

Die Bleilochtalsperre hat das größte Stauvolumen aller deutschen Talsperren. Sie dient dem Hochwasserschutz, der Energiegewinnung und dem Tourismus. Sie hat daher hohe Bedeutung für die Region und Thüringen. Eine gute Gewässerqualität in der Talsperre liegt deshalb im öffentlichen Interesse.

Doch die Talsperre ist Belastungen aus einem 1.240 Quadratkilometer großen urbanisierten Einzugsgebiet ausgesetzt. Der hohe Phosphateintrag war die Ursache für eine massenhafte Algen- und Wasserlinsenentwicklung im Jahre 1991.

Vor allem veränderte Produktionsverfahren einer Zellstoff- und Papierfabrik, die ihre Produktionsabwässer nach Behandlung in die Talsperre einleitet, führten zu einer Verringerung der Umweltbelastung und zu einem Rückgang der Braunfärbung des Talsperrenwassers. Allerdings hatte die daraus resultierende Verbesserung des Lichtangebots eine außergewöhnliche Algen- bzw. eine Wasserlinsenentwicklung in den Jahren 1990 bis 1996 zur Folge, die auch zu einer Beeinträchtigung der Erholungsfunktion der Talsperre führte.

Diese Phänologie war Auslöser für ein Projekt im Verbundvorhaben des Bundesministeriums für Bildung und Forschung „Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer“. Mit einer Zwangsumwälzung des Talsperrenwassers sollte eine Verschlechterung des Lichtangebotes und so ein Beitrag zur Begrenzung des Algenwachstums erreicht werden.

Das Projekt „Bleilochtalsperre“ wurde in dem Zeitraum von 1996 bis 2000 als ein Gemeinschaftsvorhaben folgender Einrichtungen durchgeführt:

- der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena,
- der Fakultät für Elektrotechnik und Informationstechnik der Technischen Universität Ilmenau,
- der MEODAT GmbH, Ilmenau,
- dem Institut für Wasserwesen der Bauhaus-Universität Weimar,
- dem Institut für Allgemeine Botanik der Friedrich-Schiller-Universität Jena,
- dem Institut für Botanik der Universität Leipzig sowie
- dem Institut für Petrographie und Geochemie der Universität Karlsruhe.

Die Zusammenarbeit dieser Institutionen und Unternehmen brachte neben fachlichen Synergieeffekten eine Sensibilisierung aller Beteiligten gegenüber den Belangen anderer Fachbereiche und hatte damit integrierende Wirkung.
Der interdisziplinäre Ansatz des Vorhabens war die Voraussetzung, um innerhalb des Spannungsfeldes ökologischer Ziele und ausgeprägter Nutzungsinteressen sowie der strukturellen und qualitativen Eigenarten des Einzugsgebiets zu einem Konsens bei Lösungsansätzen und Vorgehensweisen zu finden.

An dieser Stelle möchte ich daher allen an dem Forschungsprojekt beteiligten Partnern, die mit ihren Untersuchungen maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen haben, danken. Insbesondere Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Heinz Bernhardt†, Prof. Dr. habil. Dietrich Uhlmann und Dr. Jürgen Clasen als Leiter des BMBF Verbundvorhabens sowie allen beteiligten Fachexperten. Das BMBF, Projektträger Wassertechnologie und Entsorgung hat jederzeit das Projekt verständnisvoll unterstützt.

Das Projekt wäre aber nicht durchführbar gewesen ohne kompetentes Engagement aller beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, der Thüringer Landesanstalt für Umwelt sowie anderer Behörden, Institutionen und Unternehmen wie dem Thüringer Landesverwaltungsamt, dem Staatlichen Umweltamt Gera, dem Landratsamt Schleiz, der VEAG Pumpspeicherwerke Hohenwarte, der Fischzucht Uwe Posselt, Eichicht, der Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal GmbH & Co. KG Blankenstein und der Fahrgastschifffahrt Köchel GmbH, Saalburg.

Ihnen allen sei gedankt.

WESENTLICHE ERGEBNISSE

Hydrodynamik

Die Auswirkungen der künstlichen Destratifikation (Zwangsumwälzung) erstrecken sich längs der stark gewundenen Bleilochtalsperre – einem Rinnenstausee. Die vollständige Umwälzung des Hauptwasserkörpers bis zur Einblastiefe der Luft wurde während der Betriebszeit nicht durchgängig erreicht und von der Bildung einer zeitweise auf wenige Meter begrenzten Oberflächenschicht unterbrochen. Der gegenwärtig zu hohe Wärmeimport und die „Braunfärbung“ des Talsperrenwassers verhinderten eine durchgängige Umwälzung. Die Zwangsumwälzung beeinflusst auch den Wasserkörper unterhalb der Einblastiefe der Luft.

Strömungsmessungen

Es wurden Driftkörper mit *Global Positioning System* entwickelt und erfolgreich zur Ermittlung des Ausmaßes und Verhaltens des Nahfeldes, zur Bestimmung der Geschwindigkeiten in der Zwischenschicht sowie zum Nachweis der Auswirkungen über die Einblastiefe hinaus angewendet.

Limnologie

Mit der Zwangsumwälzung konnte in der Bleilochtalsperre eine Begrenzung des Algenwachstums unter Berücksichtigung einiger Randbedingungen erreicht werden. Bei vergleichbarer Trophie wurde in den Jahren der Zwangsumwälzung das mittlere Algenvolumen auf ein Drittel der Referenzjahre begrenzt. Eine größere Artenvielfalt löste die Gleichförmigkeit der bisherigen Algengemeinschaft ab. Das Auftreten von Cyanobakterien-Massenentwicklungen konnten im Hauptwasserkörper verhindert werden. Das Wachstum des Zooplanktons in Gestalt der Ruderfußkrebse nahm zu. Die eingebrachte Druckluft sorgte für eine Stabilisierung der Sauerstoffverhältnisse im beeinflussten Wasserkörper.

Der Lebensraum der Fische vergrößerte sich durch die verbesserte Futtergrundlage an Zooplankton.

Wasserlinsen

Das Wasserlinsen-Monitoring zeigte keine Förderung des Wasserlinsenwachstums durch die Zwangsumwälzung. Die Makro-Nährstoffe Phosphor und Kalium limitieren in Abhängigkeit von der Temperatur das Wachstum der Wasserlinsen. Eine Hemmung des Wasserlinsenwachstums durch Microcystine der Cyanobakterien trat erst bei hohen Konzentrationen auf, wie sie im Freiwasser der Talsperre nicht gemessen werden konnten.

Die Zwangsumwälzung führte zu keiner erhöhten Remobilisierung von Schwermetallen (z.B. Chrom) aus dem Sediment.

Ökologisches Gewässerschutzziel und Gewässernutzungen

Im Rahmen des ökologischen Gesamtzieles wurden Gewässerschutzziele wie eine hypolimnische Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l (im Talsperrenmittel) am Ende der sommerlichen Schichtung und eine vergrößerte Stabilität der Planktongemeinschaft durch deutlich unterdrückte Cyanobakterienentwicklungen erreicht.

Damit erfolgte eine Aufwertung der Erholungs- und Badenutzung. Die negative Auswirkung auf den Badebetrieb durch Toxinbildung (Microcystin) konnte verhindert werden. Im Zeitraum der vorrangigen Erholungsnutzung konnte die von der Badegewässerrichtlinie geforderte Sichttiefe von mindestens zwei Metern nicht erreicht werden; jedoch wurde der Grenzwert von einem Meter nicht unterschritten.

Mit der durch den Betrieb der Zwangsumwälzung (künstliche Destratifikation) und mit dem Rückgang der Braunfärbung einhergehenden Abnahme der Oberflächenwassertemperaturen stellten sich während der Badesaison je nach meteorologischer Lage Badewassertemperaturen zwischen 15 °C und 21 °C im Oberflächenbereich der Talsperre ein.

Die Erweiterung des Lebensraumes der Fische und deren verbesserte Futtergrundlage kommen der fischereilichen Nutzung entgegen. Während des Anlagenbetriebes kam es zu keiner nachteiligen Beeinträchtigung des Fischbestandes.

Ökonomisch technische Betrachtungen

Für diese Umwälzanlage ist der Blasenschleier die effektivste Lösung des Lufteintrages. Im Projektzeitraum lagen die laufenden Kosten mit 0,300 Mio. DM/a bei 16% und die Kosten für Elektroenergie mit 0,129 Mio. DM/a bei 7% der Investitionskosten. Die mit dem Bau und Betrieb der Umwälzanlage aufgetretenen technischen Probleme werden aufgezeigt und Lösungen dafür vorgeschlagen. Einer überschlägigen Ermittlung der Erholungsleistung der „Seenlandschaft“ Bleilochtalsperre unter differenzierter Berücksichtigung aller Maßnahmen im Einzugsgebiet und der Talsperre zufolge verbesserte sich die Erholungsleistung während der Destratifikationsjahre um ca.10 bis 24%.

INHALT

1 Partielle Destratifikation in der Bleilochtalsperre – Eine Einführung zum Forschungsprojekt
Andreas Herschel · Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena
Zusammenfassung 10
Summary 11
1.1 Einleitung 11
1.1.1 Problemdarstellung und Zielsetzung 11
1.1.2 Regionale Lage und Kenngrößen des Untersuchungsgewässers 11
1.1.3 Forschungsmethodisches Vorgehen 13
1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen 14
1.3 Aufbau und Betrieb der Destratifikationsanlage 15
1.3.1 Standort der Anlage 15
1.3.2 Aufbau und Wirkungsprinzip 15
1.3.3 Betrieb der Destratifikationsanlage 16
1.4 Literatur 18

2 Strömungsmessung mit GPS
Bernd Schneegast · Technische Universität Ilmenau / MEODAT GmbH Ilmenau
Zusammenfassung 19
Summary 19
2.1 Hardware des Messsystems 20
2.1.1 Bojen 20
2.1.2 Landstationen 20
2.1.3 Repeater 20
2.2 Software des Messsystems 21
2.2.1 Komponenten und Funktionsprinzip 21
2.2.2 PC-Software der Landstation 21
2.2.3 DGPS-Korrekturdaten 21
2.3 Gelöste Probleme 21
2.4 Bestimmung der Positionen von Temperatur-Messstellen 22
2.5 Messeinsätze und Beispiele 22
2.6 Literatur 22

3 Hydrodynamische Untersuchungen
Ralph Witter · Hydrolabor Schleusingen der Bauhaus Universität Weimar
Zusammenfassung 25
Summary 26
3.1 Vorbemerkungen 26
3.2 Allgemeine Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers 26
3.2.1 Temperaturverhältnisse 26
3.2.2 Stabilitätsverhältnisse 32
3.3 Spezielle Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers 37
3.3.1 Ableitung der Strömungsverhältnisse in der Bleilochtalsperre 37
3.3.2 Untersuchungen der Temperaturverhältnisse in der Oberflächenschicht und zum Einschichtungsverhalten des Zulaufs 37
3.3.3 Untersuchungen zur Beeinflussung des Bereichs unterhalb vom Blasenschleier 43
3.3.4 Wärmehaushaltsberechnungen 43
3.3.5 Messungen des durch den Blasenschleier induzierten Wasservolumenstroms 48
3.3.6 Driftkörpermessungen 48
3.4 Literaturverzeichnis 60
3.5 Abkürzungsverzeichnis 62

4 Drei Jahre Erfahrung mit einer künstlichen Destratifikation in der Bleilochtalsperre – Limnologisch-biologische Reaktionen im Gewässer
Andreas Herschel · Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena
Zusammenfassung 63
Summary 64
4.1 Einleitung 64
4.2 Analytische Methoden 65
4.3 Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen 66
4.3.1 Temperatur- und Schichtungsverhältnisse 66
4.3.2 Physikalisch-chemische Kriterien 67
4.3.3 Beurteilung des Lichtklimas in der Talsperre 70
4.3.4 Chlorophyll 73
4.3.5 Patchiness des Chlorophylls in der Bleilochtalsperre 75
4.3.6 Modell zum Phytoplanktonaufkommen 78
4.3.7 Phytoplanktonstruktur 80
4.3.8 Zooplankton 83
4.3.9 Fische 85
4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 85
4.5 Schema zur Entscheidungsfindung zum Einsatz eines Destratifikationssystems 91
4.6 Literatur 93

5 Ursachenanalyse zur Bildung von Wasserlinsendecken auf der Bleilochtalsperre zum Zwecke einer möglichen Reduzierung im Zusammenhang mit dem Betrieb einer künstlichen Destratifikationsanlage
Hans-Peter Liebert & Jörg Weiß · Institut für Allgemeine Botanik der Friedrich-Schiller-Universität Jena
Zusammenfassung 97
Summary 98
5.1 Einleitung 98
5.2 Material und Methoden 99

5.2.1 Organismen 99
5.2.2 Analytik und Auswertung 99
5.2.3 Zum Wasserlinsenmonitoring 100
5.2.4 Modelluntersuchungen zum Einfluss des Nähstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen 101
5.3 Ergebnisse 101
5.3.1 Wasseranalytische Ergebnisse 101
5.3.2 Biomonitoring mit *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN 103
5.3.3 Einfluss des Nährstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen 106
5.3.4 Ausgewählte Mineralstoffgehalte der auf der Bleilochtalsperre in Schwimmkampen exponierten Lemnaceen 109
5.3.5 *Microcystis* auf der Bleilochtalsperre 110
5.3.6 Laboruntersuchungen zur Interaktion von *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. und *Lemna minor* L. 111
5.4 Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen 117
5.5 Literatur 122

6 Technisch-ökonomische Gesamtbetrachtung des Verfahrens
Peter Loth & Gerhard Splitthof · Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena
Ralph Witter · Hydrolabor Schleusingen der Bauhaus Universität Weimar
Zusammenfassung 124
Summary 124
6.1 Einleitung 125
6.2 Kosten der Destratifikationsanlage 125
6.3 Aufwand-Nutzen-Verhältnis 125
6.3.1 Vergleich zu Alternativverfahren 125
6.3.2 Aspekt der Erholungsnutzung 127
6.3.3 Probleme beim Betrieb der Destratifikationsanlage im Zusammenhang mit dem technischen Zustand 128
6.3.4 Technische Varianten einer Destratifikationsanlage für die Anwendung in anderen Gewässern 131
6.3.5 Mittel- und langfristige Anwendung in anderen Gewässern 132
6.4 Abkürzungsverzeichnis 132
6.5 Literatur 132

Partielle Destratifikation in der Bleilochtalsperre

Eine Einführung zum Forschungsprojekt

Andreas Herschel
Thüringer Landesanstalt für Umwelt · Jena

Hauptbecken der Bleilochtalsperre ab Brücke Saalburg (Foto: KAZ Bildmess GmbH)

Inhalt

1.1 Einleitung 11
1.1.1 Problemdarstellung und Zielsetzung 11
1.1.2 Regionale Lage und Kenngrößen des Untersuchungsgewässers 11
1.1.3 Forschungsmethodisches Vorgehen 13
1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen 14
1.3 Aufbau und Betrieb der Destratifikationsanlage 15
1.3.1 Standort der Anlage 15
1.3.2 Aufbau und Wirkungsprinzip 15
1.3.3 Betrieb der Destratifikationsanlage 16
1.4 Literatur 18

Zusammenfassung

Die hypertrophe Bleilochtalsperre (Thüringen) als Stau der Saale (Saalekaskade) besitzt als Gewässer für den Hochwasserschutz, die Energieversorgung und die Freizeitnutzung einen hohen Stellenwert im Fremdenverkehrskonzept für die Region Thüringer Schiefergebirge und darüber hinaus eine überregionale Bedeutung. Durch eine ökotechnische Maßnahme soll die autotrophe Biomasse in der Bleilochtalsperre deutlich vermindert werden.

Mit dem Forschungsprojekt sollte am Beispiel der Bleilochtalsperre geklärt werden, ob auch in solchen relativ großen Gewässern Phytoplanktonentwicklungen durch eine künstliche Vergrößerung der Durchmischungstiefe – unabhängig von deren Nährstoffversorgung – begrenzt werden können.

Mit dem einführenden Teil werden das forschungsmethodische Vorgehen bei der Projektbearbeitung und die wichtigsten naturwissenschaftlichen Grundlagen für das Verständnis der Lichtlimitation erläutert.

Im Hauptwasserkörper der Bleilochtalsperre wurde im Jahre 1997 eine Destratifikationsanlage mit linienförmigem Luftblasenschleier für einen großtechnischen Versuch installiert und während der folgenden drei Vegetationsperioden betrieben. Es wird ein Überblick über den konstruktiven Aufbau und das Betriebsregime dieser Destratifikationsanlage gegeben.

Summary

The hypertrophic Bleiloch reservoir (Thuringia, Germany) is the biggest reservoir in the Saale caskade and it plays an important role for yachting and leisure for the region „Thüringer Schiefergebirge“.

Restoring of reservoirs with high concentrations of nutrients in the water needs special methods or combinations of processes. An artificial destratification is a potential solution for controlling phytoplankton blooms. In this case the algal control is based on the principle of light limitation using reservoir mixing up to a sufficient depth.

The experimental manipulations on the phytoplankton in the reservoir have been studied for water quality control in order to evaluate the suitability of an artificial destratification as an in-reservoir treatment technique. The destratification system (installed in 1997 in the main water body of the reservoir) uses air injection through a 300 meters nozzle pipe. The study covers one seasonal cycle during which the water column stratified (reference), and three further seasonal cycles after installation of a circulation system to induce artificial destratification.

This introduction contains the research proceedings and a overview about the theory of light limitation. This part describes also the technical construction of the destratification system and the operating conditions.

1.1 Einleitung

1.1.1 Problemdarstellung und Zielsetzung

Die anthropogen bedingte Eutrophierung stehender Gewässer stellt heute weltweit eines der vordringlichsten wassergütewirtschaftlichen Probleme dar. Die Folgen dieser überhöhten Nährstoffeinträge aus den Einzugsgebieten sind erhebliche Beeinträchtigungen der Wasserbeschaffenheit durch eine Überproduktion an planktischer Biomasse und schwerwiegende Störungen des Selbstreinigungspotentials. Die Notwendigkeit der Sicherung eines bestimmten Nutzungsanspruches macht in erster Linie eine Reduzierung der autotrophen Biomasse im Gewässer erforderlich.

Die Bleilochtalsperre (Thüringen) besitzt als Gewässer für die Freizeitnutzung einen hohen Stellenwert im Fremdenverkehrskonzept für die Region Thüringer Schiefergebirge und hat darüber hinaus eine überregionale Bedeutung als große Talsperre in der Saalekaskade.

Seit 1989/90 führt die Reduzierung des Gelbstoffgehaltes im Abwasser der Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal GmbH & Co. KG Blankenstein (ZPR) am Zulauf der Talsperre zur Verringerung der Eigenfärbung des Wasserkörpers. Trotz großer Fortschritte bei der Abwasserbehandlung im Einzugsgebiet wird auf Grund dessen Größe die Bleilochtalsperre für die nächsten Jahre weiter im hypertrophen Zustand verbleiben. Eine Nährstofflimitation, speziell des Phosphats, ist praktisch ausgeschlossen, da mit allen heute technisch einsetzbaren Verfahren zur Phosphateliminierung in Kläranlagen ein tolerierbarer mesotropher Zustand in der Talsperre nicht erreicht werden kann. Die hohe Nährstoffbelastung und das verbesserte Lichtklima führten in den letzten Jahren zu einer deutlichen Zunahme der planktischen Primärproduktion (der Algen) mit all ihren negativen Randerscheinungen. Die aus der anthropogen bedingten Eutrophierung hervorgehende Nährstoffressource kann unter bestimmten Umständen auch durch die makrophytische Vegetation genutzt werden. So konnte in den vergangenen Jahren auf der Bleilochtalsperre wiederholt ein für Gewässer dieser Größe und Ausdehnung sehr untypischer Lemnaceen-(Wasserlinsen-) Bewuchs beobachtet werden. Derartige Entwicklungen mindern ebenfalls die Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers und stellen eine Belastung des Stoffhaushaltes dar.

Durch eine ökotechnische Maßnahme soll die autotrophe Biomasse in und auf der Bleilochtalsperre soweit vermindert werden, dass eine Sichttiefe von mindestens zwei Metern (RICHTLINIE DES RATES ÜBER DIE QUALITÄT DER BADEGEWÄSSER 1975) im Zeitraum der vorrangigen Erholungsnutzung (Mai bis September) gewährleistet werden kann. Damit kann sichergestellt werden, dass die Bleilochtalsperre ihre Funktion als Zentrum der Erholungswirtschaft beibehält. Ein realistischer Ansatz zur Reduzierung der Phytoplanktonentwicklung wäre die Vergrößerung der Durchmischungstiefe zur Vegetationszeit über die übliche Epilimniontiefe hinaus, so dass das Licht limitierend wirkt. Es muss davon ausgegangen werden, dass das Licht ab einer bestimmten Durchmischungstiefe zum limitierenden Faktor für die Photosynthese wird.

Im Rahmen des Forschungsprojektes sollte am Beispiel der Bleilochtalsperre geklärt werden, ob Phytoplanktonentwicklungen auch in relativ großen Gewässern durch eine künstliche Erhöhung der Durchmischungstiefe unabhängig von deren Nährstoffversorgung begrenzt werden können. Mit der Erarbeitung eines Konzeptes zur Gewässerrestaurierung sollten gleichzeitig Erkenntnisse über die Ursachen des flächendeckenden Wasserlinsenwachstums gewonnen und Möglichkeiten zu ihrer Eindämmung gefunden werden.

1.1.2 Regionale Lage und Kenngrößen des Untersuchungsgewässers

Das Saaletalsperrensystem besteht aus sieben Einzelspeichern. Mit einem Gesamtvolumen von 415 Mio. m^3 ist es das größte einheitlich bewirtschaftete Speichersystem Deutschlands. Diese Talsperrenkaskade wird

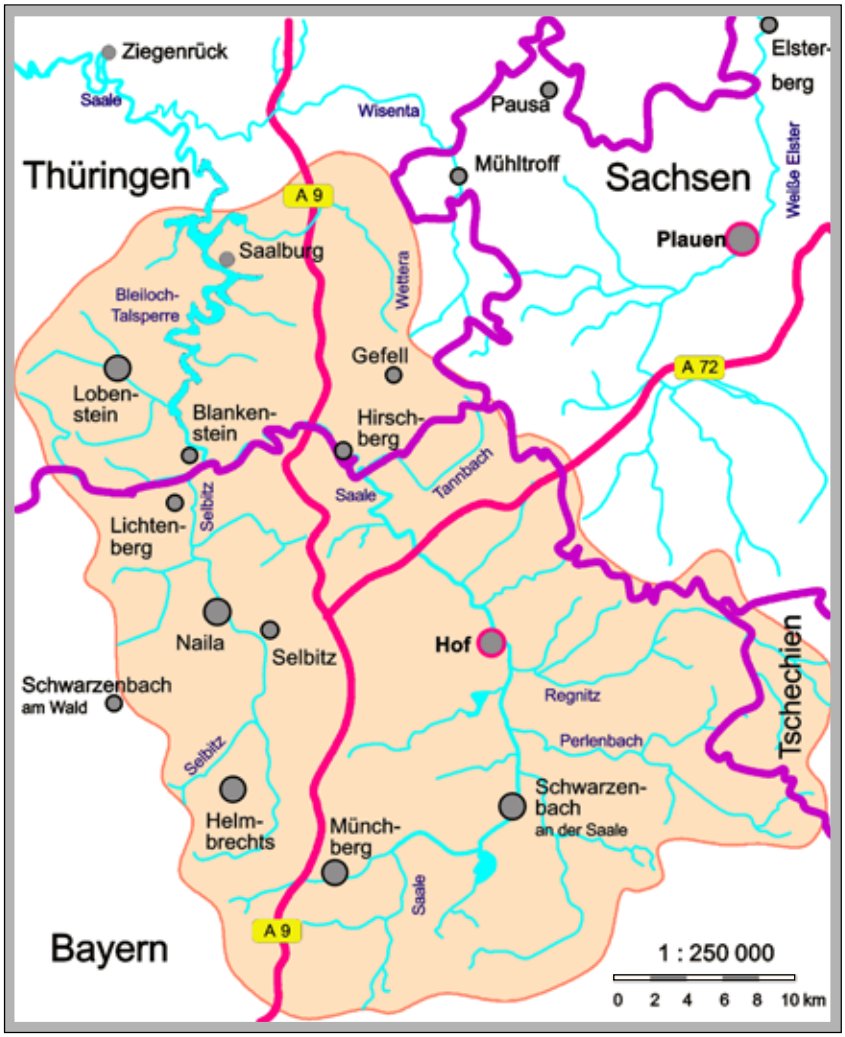


Abb.1.1: *Das Einzugsgebiet der Bleilochtalsperre mit wichtigen Siedlungen und Zuflüssen*

im wesentlichen von der aus dem Freistaat Bayern (Oberfranken) kommenden Sächsischen Saale und der Selbitz gespeist. Das Einzugsgebiet des Speichersystems beträgt 1.665 km^2 am Abgabepegel Kaulsdorf/Saale unmittelbar unterhalb des Ausgleichsbeckens Eichicht. Der langjährige mittlere Durchfluss beträgt hier 16,4 m^3/s. Dies entspricht einer mittleren Jahresabflusssumme von 517 Mio. m^3. In diesem Speichersystem dominiert die Bleilochtalsperre. Die **Abbildung 1.1** und die **Tabelle 1.1** geben einen kurzen Überblick über das Einzugsgebiet und wichtige Kenngrößen der Talsperre.

Tab.1.1: *Charakteristische Kenngrößen für die Bleilochtalsperre (die Angaben beziehen sich auf Vollstau bei 410 m ü. NN)*

Stauinhalt:	215 Mio. m^3	max.Tiefe:	55 m
Staufläche:	9,18 km^2	Länge:	28 km
Jahreszufluss:	422 Mio. m^3	Breite:	2 km

Im Zeitraum der Projektbearbeitung fand eine sehr unterschiedliche Bewirtschaftung der Talsperre statt. Im Jahre 1997 wurde der Stauspiegel aufgrund von Baumaßnahmen an der Dammkrone erheblich abgesenkt und im ersten Quartal die winterliche Befüllung auf 398 m ü. NN heruntergefahren. Dieser Pegelstand wurde Mitte April erreicht und mit nur geringen Schwankungen bis zum Jahresende gehalten. Damit lag der Wasserspiegel 12 m unter dem Vollstau und nur ca. 56 % des nutzbaren Talsperrenvolumens waren eingestaut. Dadurch kam es zu einer deutlichen Verschiebung der Stauwurzel. Auch im Jahre 1998 kam es zu einer vorübergehenden Stauspiegelabsenkung im Zeitraum April bis Juni, wo der Wasserstand kurzzeitig unter ein Niveau von 400 m ü. NN abfiel. Aus der Sicht der Freizeit- und Erholungsnutzung werden jedoch höhere Wasserstände als optimal angesehen. Die Jahre 1996 und 1999 kann man unter diesem Gesichtspunkt als „Normaljahre“ betrachten. Die **Tabelle 1.2** gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Situation in der Bleilochtalsperre während des Projektzeitraumes 1996 bis 1999.

Hydrographische Kenngrößen	1996	1997	1998	1999
Stauhöhe (m ü. NN)	406,72	400,36	402,75	405,08
Stauhöhe zur Betriebszeit der Destratifikationsanlage (m ü. NN)		398,47	401,66	405,05
Stauinhalt (hm^3)	185,90	136,90	154,20	172,50
Staufläche (ha)	825,44	663,28	720,25	780,24
Jahreszufluss (hm^3)	380,79	324,54	487,30	422,92

Tab.1.2: *Wichtige hydrographische Kenngrößen der Bleilochtalsperre im Projektzeitraum 1996 bis 1999 (Stauhöhe, Stauinhalt und Staufläche als Jahresmittel)*

Die bisherigen Nutzungen des Speichersystems erstrecken sich auf:

- Hochwasserschutz,
- Energiegewinnung,
- Mindestwasserführung sowie
- Erholung und Sport.

Zunehmend gewinnt der Erholungswert dieser schönen Mittelgebirgslandschaft für die entsprechenden Landkreise an Bedeutung. Der Erholungsbetrieb setzt jedoch eine ästhetische, für alle Nutzungen verwendbare Wasserqualität der Talsperre voraus.

1.1.3 Forschungsmethodisches Vorgehen

Dieses Forschungsprojekt baut konsequent auf den Ergebnissen des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre“ (BMBF-Projekt 02 WT 9387/2) auf. Die mit einer Enclosure-Versuchsanlage (Ausschnitt eines natürlichen Wasserkörpers – offene Folieschläuche) direkt in der Bleilochtalsperre gewonnenen Ergebnisse und entsprechende Modellrechnungen (LOTH et al. 1995, BMBF-Abschlussbericht 1997, HERSCHEL 1997) sowie die Aussagen in der internationalen Literatur lassen prizipiell den Schluss zu, dass über eine partielle Zwangszirkulation des Hauptwasserkörpers die Phytoplanktonbiomasse in der Bleilochtalsperre begrenzt werden kann. Daneben konnte herausgearbeitet werden, dass ein Luftblasenschleier (im folgenden Blasenschleier genannt) die wirksamste und ökonomischste Variante für die vorgesehene und angestrebte Destratifikation ist. In Auswertung der Extinktionstiefe sowie der maximal möglichen Algenkonzentration unter Einbeziehung des zu erwartenden Gelbstoffanteils aus der Zellstoffproduktion (LOTH et al. 1995, OSKAM 1978 a,b) und unter Berücksichtigung der zu erwartenden Badewassertemperaturen wurde eine Teilumwälzung von mindestens 20 m Gewässertiefe als ausreichend angesehen.

Ein ähnliches Verfahren wird bereits großtechnisch an künstlich angelegten Becken einfacher Morphometrie (z. B. Londoner Wasserwerke, Biesboschspeicher in Holland) erfolgreich angewendet. Es liegen jedoch noch keinerlei Erfahrungen für Gewässer vor, die hinsichtlich der komplizierten morphometrischen Verhältnisse und der Gewässergröße mit der Bleilochtalsperre zu vergleichen wären. Im Jahre 1997 wurde deshalb im Hauptwasserkörper eine Destratifikationsanlage (Blasenschleier) für einen großtechnischen Versuch installiert und während der folgenden Vegetationsperioden betrieben. Das Forschungsvorhaben sollte die Folgen einer vergrößerten Durchmischungstiefe – ausgelöst durch eine partielle Zwangszirkulation mittels eines diffusen Blasenschleiers zur Lichtlimitation des Phytoplanktons der Bleilochtalsperre, umfassend untersuchen. Daraus leiten sich für die Untersuchungen die folgende Hauptziele ab:

- Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur exakteren Beschreibung der Reaktionen des Phytoplanktons unter den Bedingungen einer Zwangszirkulation leisten.
- Die durch den Betrieb des Blasenschleiers veränderten Temperatur- und Strömungsverhältnisse werden erfasst und beschrieben.
- Die Ursachen von Lemnaceen-Massenentwicklungen sollen analysiert werden und noch offene Fragen zur Entwicklung und zum Wachstum von Lemnaceen unter den Bedingungen einer Zwangszirkulation eine Beantwortung finden, damit sich die Ablösung der planktischen Primärproduktion durch eine makrophytische ausschließen läßt.
- Auf der Grundlage der neuen Erkenntnisse ist eine Strategie zur Steuerung der Bleilochtalsperre abzuleiten, die es erlaubt, die Phytoplanktonentwicklung im Gewässer auf ein tolerierbares Maß zu begrenzen.

Mit der Auswertung und Generalisierung der auf der Bleilochtalsperre gewonnenen Versuchsergebnisse steht das Ziel, eine wissenschaftlich begründete Empfehlung der Einsetzbarkeit einer Destratifikation zur Begrenzung des Phytoplanktonwachstums und zur Beeinflussung der Artenstruktur des Phytoplanktons auch für andere therapiebedürftige Großgewässer geben zu können.

Die zum Erreichen des angestrebten Zieles notwendigen Erkenntnisse wurden – neben gezielten Einzelexperimenten – insbesondere durch Ganzgewässeranalysen, Driftkörperbeobachtungen, Untersuchungen an direkt in der Bleilochtalsperre installierten Schwimmkampen, durch Laborexperimente und durch Modellrechnungen gewonnen. Aus den genannten Hauptzielen ergeben sich damit die folgenden Untersuchungsschwerpunkte:

- Erfassung der Wirksamkeit der Destratifikation und deren räumlicher Verteilungsmuster unter verschiedenen meteorologischen und wasserwirtschaftlichen Randbedingungen,
- Erfassung der Phytoplanktonbiomasse und der Artenzusammensetzung in der Talsperre,
- Charakterisierung von Inhomogenitäten innerhalb eines Systems („*Patchiness*“),
- Beschreibung der potentiellen Ressourcen (Licht, Nährstoffe) für das Phytoplankton und des Zooplanktons (*Grazer*, Futterorganismen)
- Verfolgen von Wachstum und Vermehrung von *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse) und *Spirodela polyrhiza* (Vielwurzelige Teichlinse) unter den Bedingungen einer Zwangszirkulation im Gewässer und
- Untersetzung der Freiland- und Laborexperimente durch Modellrechnungen zur Abschätzung von Gewässerreaktionen.

Um die Folgen einer vergrößerten Durchmischungstiefe zur Lichtlimitation des Phytoplanktons in der Bleilochtalsperre umfassend untersuchen zu können, bedarf es einer interdisziplinären wissenschaftlichen Zusammenarbeit. Nur so können die vielfältigen Reaktionen des Ökosystems erfasst, dokumentiert und interpretiert werden. Aus diesem Grund war eine enge und sich verzahnende Kooperation mit den folgenden Partnern konzeptioneller Bestandteil der Projektbearbeitung:

- Arbeitsgruppe um Herrn Prof. Dr. Thomä (Technische Universität Ilmenau und MEODAT GmbH): Strömungsmessung mit GPS-Driftkörpern (bis 1997)
- Arbeitsgruppe um Herrn Dr. Schröter (Bauhaus-Universität Weimar): hydrodynamische und hydraulische Arbeiten
- Arbeitsgruppe um Herrn Dr. Liebert (Friedrich-Schiller-Universität Jena): Untersuchungen zum Einfluss der Zwangszirkulation auf Wachstum und Entwicklung der Lemnaceen
- Arbeitsgruppe um Herrn Prof. Dr. Wilhelm (Universität Leipzig): Untersuchung der Pigmente und der physiologischen Leistungen des Phytoplanktons in der Bleilochtalsperre (in einem eigenen Projekt: 02 WU 9607/6)

Außerdem flossen Leistungen folgender Partner ein:

- Arbeitsgruppe um Frau Prof. Dr. Stüben (Universität Karlsruhe): Aufnahme der Chlorophyllkonzentration mit Hilfe des Multisensorsystems MINIBAT
- Arbeitsgruppe um Herrn Dr. Schneegast (TU Ilmenau, MEODAT GmbH): Absicherung der Driftkörperuntersuchungen (ab 1998)

Das forschungsmethodische Vorgehen ist durch eine enge Verknüpfung von Theorie und Empirie gekennzeichnet. Aus der Diskussion und Interpretation der Versuchsergebnisse entstanden – unter Einbeziehung von Literaturaussagen zur Destratifikation stehender Gewässer und zur Lichtlimitation von Phytoplankton – die angestrebten Aussagen für eine Gewässersteuerung bzw. Anwenderhinweise. Mit der Bearbeitung des Projektes wurde sowohl auf den Gebieten der angewandten Forschung, der Limnologie und der Hydrologie als auch auf dem Gebiet der Gewässerschutztechnologie Neuland betreten.

1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen

Die Lichteinstrahlung durch die Gewässeroberfläche ist die wichtigste primäre Energiequelle für die biologischen Produktionsprozesse im Gewässer. Innerhalb des Gewässers führt eine Reihe von Prozessen (Reflexion an der Oberfläche, Absorption und Streuung durch Wassermoleküle oder durch im Wasser gelöste Stoffe) zu einer Abschwächung des Lichtes. Mit der Tiefe erfolgt dadurch eine exponentielle Abnahme der Lichtintensität nach dem LAMBERT-BEERschen Gesetz (SCHWOERBEL 1993, WETZEL 1983, LAMPERT & SOMMER 1993):

$$I_z = I_0 \cdot e^{-\varepsilon \cdot z} \qquad (1.1)$$

I_0 Lichtintensität an der Oberfläche
z Tiefe in m
ε mittlerer vertikaler Extinktionskoeffizient in m^{-1}

Der Extinktionskoeffizient ε ergibt sich aus der Summe des Extinktionskoeffizienten für Wasser und des algenspezifischen Extinktionskoeffizienten, weil neben den Inhaltsstoffen des Wassers (die dessen Trübung und Färbung bewirken) auch die Phytoplankter selbst zur Extinktion beitragen (MURPHY 1962).

Solange die Phytoplankter in einer durchmischten Schicht der vertikalen Wasserbewegung folgen, verändern sie ständig ihre Position im Lichtgradienten. Um die mittlere Lichtintensität in einer durchmischten Wasserschicht (I_{mix}) zu berechnen, muß das LAMBERT-BEERsche Gesetz über das durchmischte Tiefenintervall integriert und das Integral der Lichtintensität durch die Schichtstärke dividiert werden. Für durchmischte Oberflächenschichten gilt:

$$I_{mix} = I_0 \cdot \frac{1 - e^{-k \cdot z_{mix}}}{k \cdot z_{mix}} \qquad (1.2)$$

wobei z_{mix} die Durchmischungstiefe und k der Attenuationskoeffizient (Maß für die Lichtabschwächung) ist.

Aus der Gleichung 1.2 ergibt sich, dass das mittlere Lichtangebot um so kleiner wird, je mächtiger die durchmischte Schicht ausfällt.

Eine Kontrolle bzw. Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse ist unter bestimmten Umständen möglich, wenn die oberflächennahen Wasserschichten zwangsdurchmischt werden. Durch Limitierung der für die Photosynthese notwendigen Lichtenergie in der durchmischten Schicht (s. Gleichung 1.2) kann das Wachstum der phototrophen Organismen begrenzt werden (FAST & LORENZEN 1978).

Als wichtiger Faktor für den Erfolg einer Lichtlimitierung des Phytoplanktonwachstums mittels Destratifikation wird von den meisten Autoren das Verhältnis der Durchmischungstiefe z_{mix} zur euphotischen Tiefe z_{eu} (der Tiefe, in der 1% von I_0 herrschen) aufgeführt (FAST & LORENZEN 1978, KNOPPERT et al.1970, OSKAM & VAN BREEMEN 1992, REYNOLDS et al.1984, STEINBERG & HARTMANN 1988). Bei einem hohen Verhältnis dominiert die Respiration des Phytoplanktons über die Brutto-Photosynthese und es kommt zu einer Begrenzung des Wachstums.

1.3 Aufbau und Betrieb der Destratifikationsanlage

1.3.1 Standort der Anlage

Die Erfolgsaussichten für eine Begrenzung des Algenwachstums können gesichert werden, indem man die Destratifikationsanlage in einem Bereich einbaut, der möglichst ein großes Areal mit der geforderten Gewässertiefe aufweist. Für die Bleilochtalsperre wurde entsprechend vorhandener Modellansätze (BENNDORF & BAUMERT 1981, OSKAM 1978 a,b) und der Wertung weiterer Randbedingungen (Energieeinsatz, Badewassertemperatur) eine Durchmischungstiefe von mindestens 20 m als ausreichend festgelegt.

Wegen der Reibungsverluste nimmt mit zunehmender Entfernung vom Einbauort der Destratifikationsanlage die Wahrscheinlichkeit zu, dass sich Algen infolge umfangreicher Anpassungsmechanismen der gewünschten Zwangszirkulation entziehen können. Aus diesen Gründen sollte eine Destratifikationsanlage zur Reduzierung der Algenbiomasse möglichst in dem Gebiet eingebaut werden, das vorrangig für den Badebetrieb, die Erholung und den Wassersport genutzt wird. Damit wurde der Hauptwasserkörpers der Talsperre im Bereich zwischen Staumauer und Saalburg favorisiert. Für die konkrete Standortwahl innerhalb dieses Talsperrenareals waren die Energiebereitstellung und ein verfügbares Gebäude für die Unterbringung der Kompressoren maßgebend. In **Abbildung 1.2** ist die Anordnung der Düsenleitung im Hauptbecken der Bleilochtalsperre sowie der Standort der Trafo- und Kompressorenstation ersichtlich.

1.3.2 Aufbau und Wirkungsprinzip

Aufgrund des günstigen Verhältnisses zwischen Energieeinsatz und Wasserförderung kam eine Destratifikation mittels linienförmigen Drucklufteintrages (Blasenschleier) zur Ausführung. Die Düsenleitung ist in einer Höhe von 378 m ü. NN fest eingebaut, so dass je nach Stauspiegel eine Durchmischungstiefe von mindestens 20 m realisiert werden kann. Einen Überblick über den konstruktiven Aufbau der Destratifikationsanlage gibt die **Abbildung 1.3**.

Die Düsen- und Luftzuführungsleitung wird im freien Wasserkörper von einer Tragseilkonstruktion mit 2 Tragseilen (d = 18 mm, L = 630 m) auf der vorgesehenen Einbauposition gehalten. Unterhalb der Abhängeeinrichtungen sind Ausgleichsgewichte angebracht, die das Aufschwimmen der Rohrleitung verhindern und durch ihre Dimensionierung eine gleichmäßige Belastung der Tragseile gewährleisten. Das Seiltragwerk wird oberhalb des Vollstauspiegels auf Festpunkten gelagert und mittels Verpress- bzw. Flächenanker im gewachsenen Boden fixiert. Unterhalb des Wasserspiegels sind zusätzlich Seitenanker angeordnet, um eine vorgegebene Geometrie der Tragseile zu erhalten. Im Uferbereich ist die Luftzuführungsleitung geländenah mit Hilfe einer geotextilen, betongefüllten Matte verlegt. Diese fixiert die Leitung und schützt gleichzeitig vor Eisgang und sonstigen mechanischen Beanspruchungen. Gleichfalls in diese eingebunden sind jeweils eine Kühlwasserzulauf- und -ablaufleitung (DN 50). Der Luftaustrag erfolgt aus einer 300 m langen Düsenleitung (DN 100). Diese besitzt in regelmäßigen Abständen (0,5 m) zum Grund der Talsperre gerichtete Öffnungen mit einem Lochdurchmesser von 2 mm. Durch die in die Mitte der Düsenleitung einmündende Luftzuführungsleitung (DN 150) und die annähernd waagerechte Lage der Düsenleitung wird ein gleichmäßiger Luftaustrag gewährleistet und ein linearer Blasenschleier erzeugt. Der Aufstieg der Blasen in der Wassersäule bewirkt einen Transport von Tiefenwasser an die Wasseroberfläche. Durch die Verdrängung von Oberflächenwasser (einschließlich der vorhandenen Biomasse) in tiefere Schichten stellt sich so eine langsam drehende Wasserwalze ein (s. Abschn. 3.3.1).

Die benötigte Luftmenge wird von drei Schraubenkompressoren CS 121 (mit je 800 m^3/h bei max. 5,5 bar) der Firma KAESER Kompressoren GmbH bereitgestellt. Ein wassergekühlter Druckluftkühler senkt die Temperatur der beim Verdichten erhitzten Luft. Das für den Kühler benötigte Wasser wird aus der Talsperre gefördert und nach dem Kühlprozess wieder eingeleitet. Der Kühlwasserbedarf beträgt ca. 6 m^3/h. Mittels Zyklonabscheider, automatischer Kondensatentsorgung (ECO-Drain) und Öl-Wasser-Trenner (AQUA-MAT) werden in der Druckluft befindliche Öltröpfchen und sonstige Partikel aus der angesaugten Luft abge-

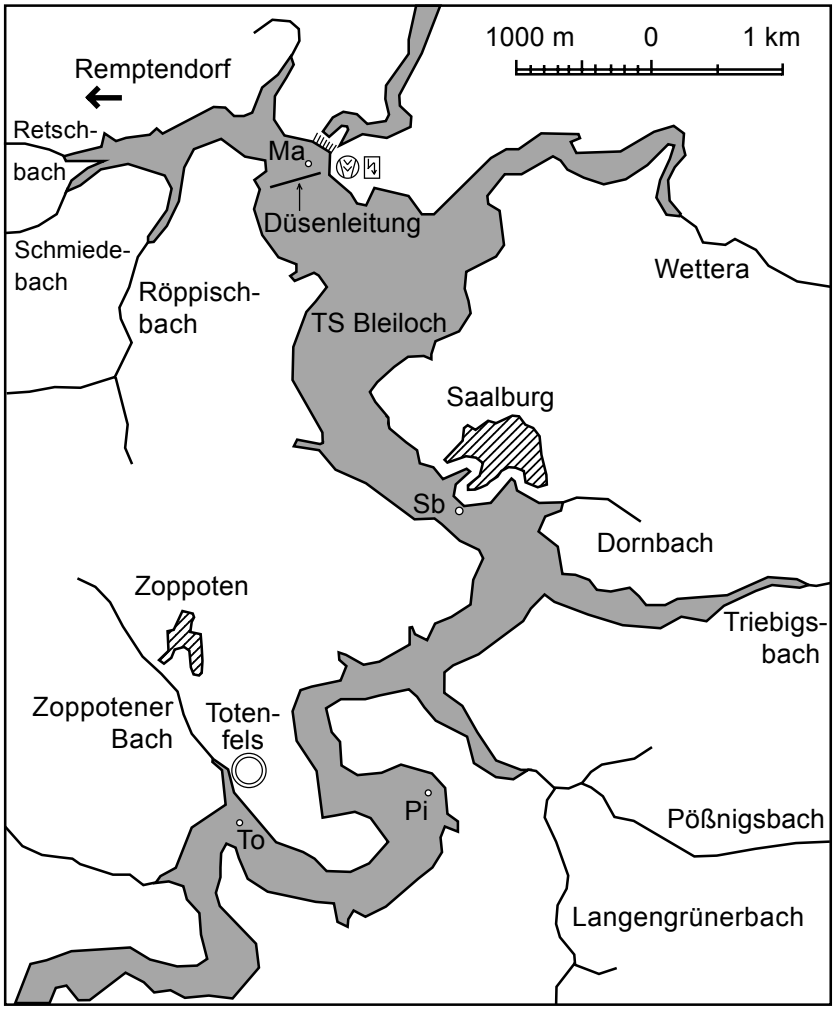


Abb.1.2: *Schematischer Überblick über die Lage der Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre sowie wichtiger Probenahmeorte (Ma: Staumauer, Sb: Saalburg, Pi: Piere, To: Totenfels)*

schieden. Ein Druckkessel mit 2 m^3 Inhalt bei maximal 11 bar erlaubt einen sanften Anfahrbetrieb der Anlage. Über einen nachgeschalteten Druckminderer werden die jeweils erforderlichen Betriebsdrücke der Anlage eingestellt. Weitere Details der Drucklufterzeugungsanlage können dem Schema in der **Abbildung 1.4** entnommen werden. Die Energieversorgung der Kompressoren wird durch eine Trafostation gesichert.

Die Rohre und Seile sind im Hinblick auf die Betriebsdauer der Anlage und die Charakteristik des Talsperrenwassers aus nichtrostenden Stählen (austenitischen Stählen) gefertigt.

1.3.3 Betrieb der Destratifikationsanlage

Mit der Installation und dem Bau der Destratifikationsanlage wurde im dritten Quartal 1996 begonnen. Der Probebetrieb konnte am 13. Mai 1997 aufgenommen werden. Am 16. Juli wurde schließlich die geforderte waagerechte und damit endgültige Betriebslage der Düsenleitung erreicht, nachdem eine Schieflage mit einer Abweichung von mehreren Metern von der Waagerechten korrigiert und technisch beherrscht werden konnte. Im Jahre wurde 1997 die Destratifikationsanlage bis zum 13. November betrieben. Im darauffolgenden Jahre 1998 war die Destratifikationsanlage zwischen dem 02. April und dem 07. Oktober wirksam. Im Jahre 1999 erfolgte der Einsatz der Anlage vom 13. April bis zum 12. Oktober. Während der Betriebsperiode wurde die Anlage – abgesehen von kurzen Wartungspausen bzw. Stromausfällen – kontinuierlich betrieben. Die Menge der über die Düsenleitung eingetragenen Luft (der Luftvolumenstrom) variierte während des Betriebszeitraumes und lag zwischen 550 m^3/h und knapp 2.100 m^3/h Luft, wie aus **Abbildung 1.5** hervorgeht. Aus dem Verlauf der Graphen sind die technischen Veränderungen an der Anlage erkennbar. Entsprechend den technischen Möglichkeiten wurde versucht, einer Stabilisierung der Dichteschichtung im Gewässer mit einer Erhöhung der Luftmenge zu begegnen bzw. diese wieder abzubauen. Dabei wurde auf ein vollständiges und möglichst gleichmäßiges Blasenbild an der Gewässeroberfläche geachtet. Es hat sich gezeigt, dass die Kompressoren mit der größten Zuverlässigkeit und energetisch am günstigsten arbeiten, wenn sie im Grundlastbetrieb gefahren werden. Das ständige Zu- und Ab-

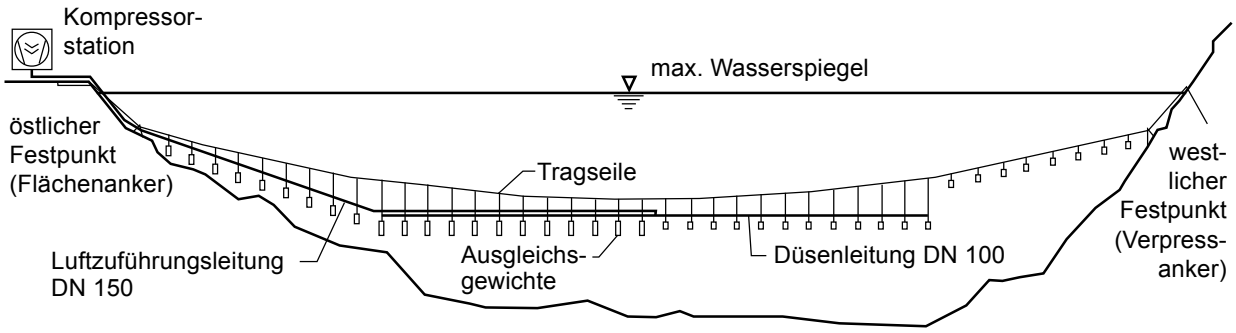
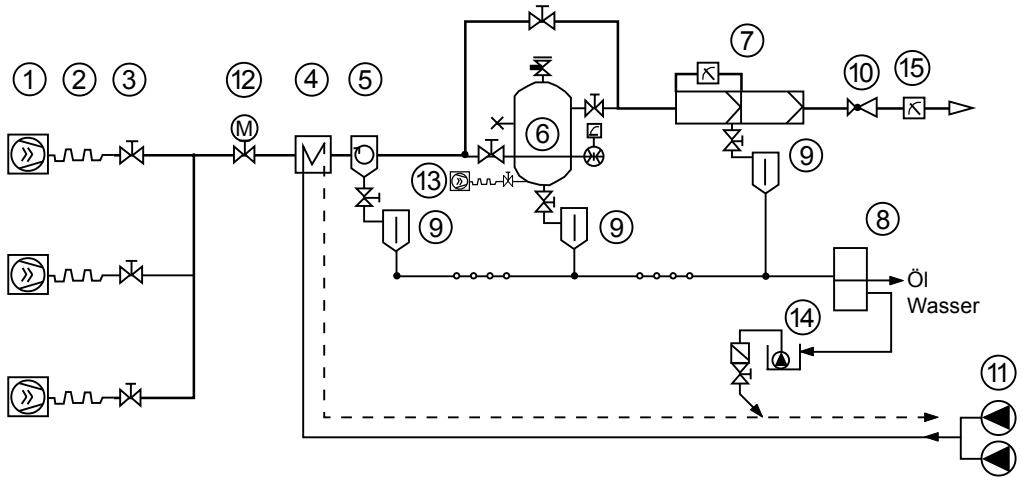


Abb.1.3: *Längsschnitt der Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre (Quelle: SRP Ingenieur-Consult GmbH)*



1 Schraubenkompressor
2 Schlauchleitung
3 Kugelhahn
4 Nachkühler (wassergekühlt)
5 Zyklonabscheider
6 Druckluftbehälter
7 Mikrofilterkombination
8 Öl- Wasser-Trennbehälter
9 Automatische Kondensatentsorgung
10 Regelanlage (Druckminderer)
11 Kühlwasserpumpen
12 Absperrklappe mit elektrischem Schwenkantrieb
13 Kleinkompressor
14 Kellerentwässerungspumpe
15 Luftvolumenstrommessung

Abb.1.4: *Schema der Druckerzeugungsanlage*

schalten eines in Spitzenlastbetrieb arbeitenden Kompressors erhöht die Gefahr von Störungen und vergrößert den Energiebedarf überproportional. Man sollte also entsprechend den Randbedingungen im Gewässer die eingetragene Luftmenge in größeren diskreten Schritten wählen, so dass nur ein, zwei oder alle drei Kompressoren im Grundlastbetrieb arbeiten. Zum Zeitpunkt der Abschaltung herrschte im Gewässer jeweils weitgehende Homothermie und die künstliche Destratifikation war von der herbstlichen Vollzirkulation überlagert. Weitere jahresbezogene Betriebsdaten zur Destratifikationsanlage sind in **Tabelle 1.3** zusammengestellt.

Zur winterlichen Außerbetriebnahme wurde die Düsenleitung jeweils geflutet und abgesenkt. Die abgeriegelte Luftzuführungsleitung blieb luftgefüllt. Ein Kleinkompressor lief während der Winterphase im *stand-by*-Betrieb, um periodisch Luftverluste im System auszugleichen. Während der Eisbildung auf der Talsperre hielten eine oberflächennah betriebene Tauchpumpe und eine elektrische Widerstandsheizung die Eintauchstelle der Tragseilkonstruktion in das Gewässer eisfrei.

Tab. 1.3: *Betriebsdaten der Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre*

Betriebs-jahr	Betriebs-zeitraum [Tage]	Luft-eintrag [Mio.m^3]	Strom-verbrauch [MWh]
1997	185	5,5	668
1998	189	7,0	822
1999	183	6,3	700

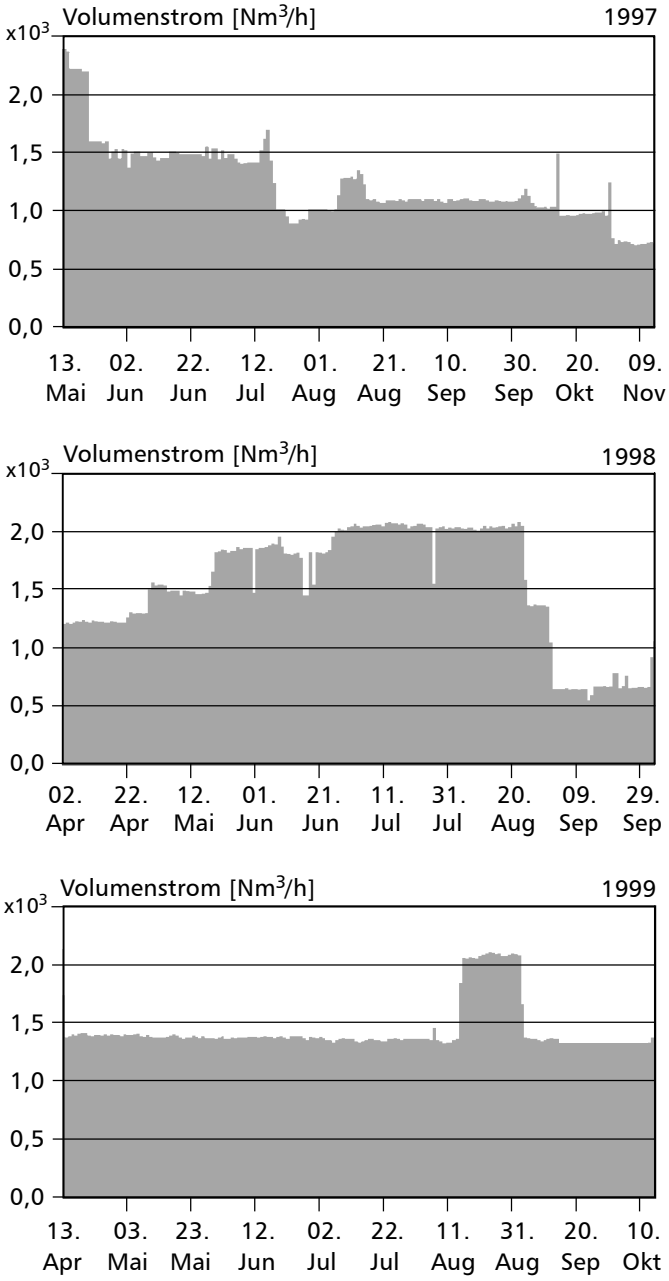


Abb. 1.5: *Mittlere tägliche Stundenmittel des Luftvolumenstromes während des Betriebes der Destratifikationsanlage im Zeitraum 1997 bis 1999*

1.4 Literatur

Benndorf, J. & H. Baumert 1981: *Modellvorstellungen zum Einfluß der Durchmischung des Wasserkörpers auf die phytoplanktische Primärproduktion.* In: Unger, K. & H. Stöcker (Hrg.): *Biophysikalische Ökologie und Ökosystemforschung*. Akademie-Verlag Berlin, S. 333-345

BMBF-Abschlussbericht 1997: *Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre.* Projekt 02 WT 9387/2, mit Beiträgen von A. Herschel, K. Schröter, R. Witter und H.-P. Liebert, 144 S.

Fast, A.W. & M. Lorenzen 1978: *Effects of aeration/mixing on lake biology*. In: R. Mitchell: *Water pollution microbiology.* Vol. 2. John Wiley and Sons, New York, S. 415-430

Herschel, A. 1997: *Sanierungskonzepte Bleilochtalsperre*. wwt Heft 8: 10-17

Knoppert, P. L., J.J. Rook, T. J. Hofker & G. Oskam 1970: *Destratification experiments at Rotterdam.* J. AWWA 62: 448-554

Lampert, W. & U. Sommer 1993: *Limnoökologie.* Thieme Verlag, Stuttgart, 440 S.

Loth, P., A. Herschel, K. Schröter & H.-P. Liebert 1995: *Massenentwicklungen von Algen und Wasserlinsen in der Talsperre Bleiloch (Thüringen) – Gegenwärtige Situation, Ursachenanalyse und erste Ergebnisse zu deren Verringerung.* Int. Revue ges. Hydrobiol. 80: 535-561

Murphy, G. I. 1962: *Effects of mixing depth and turbidity on the productivity of freshwater impoundments.* J. Amer. Fish. Soc. 91: 69-76

Oskam, G. 1978 a: *Modellvorstellungen zur Entwicklungskinetik von Algen.* DVWK-Schriftenreihe, Wasser Nr. 16: 14-28

Oskam, G. 1978 b: *Die Vorausberechnung der Algenbiomasse in den Biesbosch Speicherbecken, Theorie und Praxis.* DVWK-Schriftenreihe Wasser 16: 90 - 112

Oskam, G. & L. Van Breemen 1992: *Management of Biesbosch Reservoirs of quality control with special to eutrophication.* In: Sutcliffe, D. W. & J.G. Jones: *Eutrophication: Research and application to water supply*. S. 197-213

Reynolds, C. S., S. W. Wiseman & M. J. O. Clarke 1984: *Growth- and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artifical mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass.* J. appl. Ecol. 21: 11-39

Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 31, 7 S. v. 05.02.1976

Schwoerbel, J. 1993: *Einführung in die Limnologie.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 269 S.

Steinberg, C. & H. Hartmann 1988: *Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and river.* Freshwater Biology 20: 279-287

Wetzel, R. G. 1983: *Limnology.* Sounders College Publishing, Philadelphia, Toronto, London, 767 S.

TEIL 2

Strömungsmessung mit GPS

Bernd Schneegast
Technische Universität Ilmenau
MEODAT GmbH Ilmenau

Inhalt

2.1 Hardware des Messsystems 20
2.1.1 Bojen 20
2.1.2 Landstationen 20
2.1.3 Repeater 20
2.2 Software des Messsystems 21
2.2.1 Komponenten und Funktionsprinzip 21
2.2.2 PC-Software der Landstation 21
2.2.3 DGPS-Korrekturdaten 21
2.3 Gelöste Probleme 21
2.4 Bestimmung der Positionen von Temperatur-Messstellen 22
2.5 Messeinsätze und Beispiele 22
2.6 Literatur 22

Zusammenfassung

Ziel des Teilprojektes Strömungsmessung war es, ein Messsystem aufzubauen, mit dem unter Nutzung des Satellitennavigationssystems GPS (*Global Positioning System*) die Wasserströmung im interessierenden Bereich der Bleilochtalsperre automatisch bestimmt werden kann. Im Wasser treibende Bojen ermitteln ihre Positionen mit GPS und übertragen die Positions- und Sensordaten über Funk zur Landstation. Von der Landstation zu den Bojen gesendete Korrekturdaten erhöhen die Genauigkeit der erhaltenen Positionen.

Das Teilprojekt konnte erfolgreich abgeschlossen werden. Es steht ein funktionsfähiges System zur Strömungsmessung zur Verfügung, welches bei zahlreichen Messeinsätzen im Zeitraum von 1997 bis 1999 verwendet wurde.

In Verbindung mit einer fest im Stützpunkt der Thüringer Landesanstalt für Umwelt (TLU) an der Bleilochtalsperre installierten Landstation kann die Bewegung von neun mit der Strömung treibenden Bojen gleichzeitig aufgezeichnet werden. Mit der verwendeten Antenneninstallation liegt der Bereich des Hauptwasserbeckens bis zur Brücke Saalburg im Empfangsbereich.

Alternativ wurde eine Landstation im PKW eingesetzt. Das erstellte Messsystem gewährleistet die Aufzeichnung der Position jeder Boje im Abstand von 12 Sekunden. Zwei Bojen wurden mit einem Sensor ausgerüstet, der im Minutenabstand Temperaturwerte liefert. Die Strömungslinien wurden zunächst *offline* mit den folgenden Schritten ermittelt:

- Speicherung der von den Bojen empfangenen Rohdaten in einer Datei,
- Aufbereitung der Rohdaten und Erzeugung der Bojendateien und
- sequentielle Umrechnung in Kartenkoordinaten, Anzeige und Ausgabe als ASCII-Datei.

Mit Fertigstellung des Online-Visualisierungsprogramms OVS-97 können diese drei Schritte parallel für alle 9 Bojen während der laufenden Messung stattfinden.

Die Messungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Hydrolabor Schleusingen durchgeführt, welches die Einsatzplanung und detaillierte Auswertung vorgenommen hat.

Summary

The aim of the project part flow measurement was the creation of a measurement system, which determines the water flow in the interesting area of Bleiloch reservoir automatically using the satellite based *Global Positioning System* (GPS). Drifting buoys in the water determine their positions by GPS and transmit position and sensor data via radio link to the land station. Correction data are transmitted from the land station to the buoys and increase the position accuracy.

This project part was finished successfully. A flow measurement system is available, which was used during the measurement campaign from 1997 till 1999.

The movement of 9 with the water flow drifting buoys can be recorded simultaneously at the land station in the TLU base. In combination with the antenna installation the receiving area extends from the retaining wall to Saalburg bridge. A car based land station was utilized alternatively. The measurement system ensures position recording of every buoy in 12 seconds intervals.

Two buoys were equipped by a sensor, which delivers a temperature value every minute. Lines of circulation were determined at first offline by following steps:

- saving of the from the buoys received raw data to a file,
- processing of the raw data and creation of buoy files,
- conversion into map co-ordinates, display and output to an ASCII file.

The online visualisation program OVS-97 performs these 3 steps in parallel for all 9 buoys during the running measurement.

The measurements were made in co-operation with Hydrolabor Schleusingen, which was responsible for the strategy and detailed analysis of the results.

2.1 Hardware des Messsystems

Entsprechend des Arbeitsplanes wurden alle vorgesehenen Hardwarekomponenten

- 8 Messbojen,
- 2 Landstationen mit PC's und Telemetrieeinheiten sowie
- 3 Repeater

aufgebaut, im Komplex getestet und als Messsystem zur Strömungsmessung in der Bleilochtalsperre im praktischen Einsatz betrieben. Durch die Umrüstung des Bojen-Prototyps des Vorbereitungsprojektes war eine zusätzliche 9. Boje verfügbar.

2.1.1 Bojen

Alle 9 Bojen (**Abb. 2.1**) können gleichzeitig zur Messung eingesetzt werden. Zwei Bojen sind mit einem zusätzlichen Temperatursensor ausgerüstet. Der Strömungsverlauf wird mittels angehängter Strömungskreuze erfasst. Die Tiefe der Strömungskreuze ist über die Länge des Verbindungsseils frei wählbar.

Das Bojengehäuse besteht aus einem Plastikrohr (Durchmesser: 10 cm, Länge: 75 cm), das mit einem wasserdicht aufgeschraubten Deckel versehen ist. Alle Baugruppen im Bojeninneren sind mit einem Träger am Deckel befestigt. Zur Stromversorgung dient ein NiCd-Akkusatz 14,4 V / 4 Ah, der einen ununterbrochenen Betrieb von mindestens 12 h bei einem Messabstand von 12 s erlaubt. Zwei Schaltregler liefern die erforderlichen Versorgungsspannungen. Als GPS-Board wird eine DGPS-fähige OEM-Baugruppe von ROCKWELL eingesetzt (DGPS: *Differential GPS*). Die Steuerung der Boje erfolgt über ein Mikrocontroller-Board (DS 80 C 320). Das verwendete Funkmodem arbeitet im 70-cm-Band und hat eine Sendeleistung von 400 mW. Mit seinem internen Controller realisiert es das AX.25-Übertragungsprotokoll.

GPS-Antenne, Telemetrieantenne (Modem) und Einschalter sind auf der Oberseite der Boje angebracht. Der wasserdichte Steckverbinder zum Anschluss eines Sensors für die Wassertemperatur während der Strömungsmessung bzw. zum Laden der Akkus ohne Bojenöffnung nach dem Einsatz befindet sich an einer seitlichen Verlängerung des Deckels.

Der Empfang der RTCM-Korrekturdaten (RTCM: weltweit verwendetes Datenformat für die GPS-Echtzeitkorrektur) über Langwelle wird zentral in der Landstation vorgenommen. Die Bojen erhalten diese Daten mit über die Telemetriestrecke. Damit konnte auf Langwellenantennen auf den Bojen verzichtet werden (günstigerer Windwiderstand, keine gegenseitige Antennenabschattungen, stabilerer Korrekturdatenempfang).

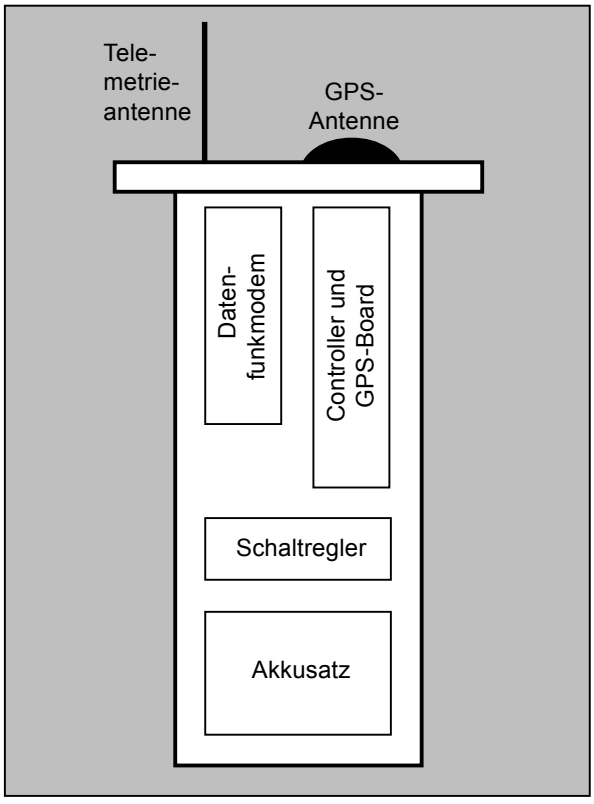


Abb.2.1: *Aufbau einer Boje (Erläuterungen im Text)*

2.1.2 Landstationen

Die Landstation besitzt den gleichen mechanischen Aufbau wie eine Boje. Zusätzlich ist der DGPS-Langwellenempfänger enthalten. Zwei Steckverbinder auf dem Deckel ermöglichen den Anschluss der Antennenkabel (Langwelle, Telemetrie) und zwei weitere Kabel die Verbindung zu einem PC.

Eine Landstation ist als transportable Einheit aufgebaut und ermöglicht so Untersuchungen in weiteren interessierenden Gebieten. Eine zweite Landstation wurde fest im Stützpunkt der Thüringer Landesanstalt für Umwelt an der Bleilochtalsperre installiert. Die am Schornstein befestigte Telemetrieantenne ermöglicht den Empfang im Bereich des Hauptwasserbeckens bis etwa hin zur Brücke Saalburg. Die Langwellenantenne ist ebenfalls fest am Gebäude angebracht. Die Platzierung der Korrekturdatenempfänger in den Landstationen ermöglicht die optimale Anordnung der Langwellenantenne und einen problemlosen Wechsel auf andere Quellen für Korrekturdaten (z.B. eigene Referenzstation). Die Ausstattung der Landstationen wird durch zwei Ladegeräte ergänzt, an die je zwei Bojen gleichzeitig angeschlossen und effektiv geladen werden können.

2.1.3 Repeater

Ein Repeater kann in die Funkstrecke zwischen Boje und Landstation eingeordnet werden. Er hat die Auf-

gabe der Reichweitenerhöhung oder der funktechnischen Überwindung von ungünstigen Geländeeigenschaften, falls keine direkte Funkverbindung auf der kürzesten Entfernung erfolgen kann (z. B., wenn ein Berg die Funkverbindung zu einem Seitenarm der Talsperre abschattet). Ein Repeater besteht aus einem etwa 2 Meter hohen Antennenmast, an dem die Telemetrieantenne festgeschraubt ist, und einer Funkmodemeinheit mit Stromversorgung. Der mechanische Aufbau entspricht dem der Landstationen.

2.2 Software des Messsystems

2.2.1 Komponenten und Funktionsprinzip

In der gesamten Messanordnung werden die folgenden Softwarekomponenten genutzt:

- Controller-Software (EPROM) in den Bojen (diese Software realisiert die gesamte bojeninterne Steuerung und Datenverarbeitung),
- parametrierbare Software der Funkmodems in Bojen, Landstationen und Repeatern (über diese Software werden die Parameter der Funkmodems programmiert und der Datenaustausch mit dem Controller realisiert),
- Software des Temperatursensors (Schnittstellenkonvertierung mit Controller),
- PC-Software unter MS Windows (OVS-97),
- *Offline*-Nachverarbeitung mit der Analysesoftware GEOSOFT (Vektorgrafik) und
- Hilfsprogramme zur Parametrierung der Funkmodems.

2.2.2 PC-Software der Landstation

Die PC-Software (unter MS Windows) wurde in Teilabschnitten erstellt. Zuerst erfolgten nur Bojensteuerung (Funkübertragung von Messdaten und Korrekturdaten, Ausfallanzeige für jede Boje) und Datenaufzeichnung direkt während der Messung *online*. Die Zerlegung in Bojendateien, die Umrechnung in Gauß-Krüger-Kartenkoordinaten, die Ausgabe als ASCII-Dateien zur Weiterverarbeitung und die Anzeige der Strömungsverläufe auf dem Bildschirm wurden offline nach der Messung vorgenommen.

Es hat sich jedoch frühzeitig als erforderlich herausgestellt, bereits parallel zur Datenaufzeichnung eine Visualisierung durchzuführen, um jederzeit die aktuellen Bojenpositionen verfügbar zu haben. Zur Auswertung der Strömungsverläufe war weiterhin die Einzeichnung der Höhenlinien unterhalb des Wasserspiegels wünschenswert. Für die Bleilochtalsperre sind sie weder in elektronischen Raster- noch in Vektorkarten vom Thüringer Landesvermessungsamt enthalten. Neu angebotene digitale Geländemodelle waren für diese Anforderungen ebenfalls nicht genau genug. Deshalb wurden Höhenlinien aus historischen Karten aus der Zeit vor dem Talsperrenbau digitalisiert, umgerechnet und als Kartengrundlage genutzt.

Das Programm OVS-97 „Online Visualisierung der Strömungsverläufe“ vereint alle Anforderungen in einem Programm und stellt die konsequente Umsetzung der Aufgabenstellung dar. Im Demonstrationsmodus kann außerdem die Bewegung der Bojen während eines einige Stunden dauernden Messeinsatzes *offline* im Zeitraffer in wenigen Minuten verfolgt werden.

2.2.3 DGPS-Korrekturdaten

Für das Differential-GPS-Verfahren DGPS gibt es zwei Varianten:

- Aufzeichnung der GPS-Rohdaten und spätere Nachkorrektur am PC oder
- Echtzeitkorrektur.

Um während der Messung in der Landstation die Bewegung der Bojen mitverfolgen zu können, wird für die Bojen die Echtzeitkorrektur verwendet. Dabei werden die Fehler der gemessenen Pseudoentfernungen zu jedem Satelliten im RTCM-Format über Langwelle empfangen und vom GPS-Board bei der Positionsberechnung berücksichtigt. Als Quelle für die Echtzeit-Korrekturdaten wird der ALF-Dienst (*Accurate positioning by low frequency*) der Deutschen Telekom AG verwendet (über Langwelle 122,5 kHz deutschlandweit empfangbare RTCM-Daten der Version 2.0, die das Institut für Angewandte Geodäsie bereitstellt).

Mit Verwendung der Korrekturdaten über Langwelle sind Genauigkeiten im Bereich bis besser als 5 Meter erreichbar.

2.3 Gelöste Probleme

Zuverlässigkeit und Softwarekompatibilität einiger der Funkmodems bereiteten im praktischen Einsatz Probleme, die durch direkten Kontakt zum deutschen Hersteller gelöst werden konnten. Als günstig erwies sich hierbei die durch die Repeater-Funkmodems vorhandene Redundanz, so dass die Durchführung der geplanten Messeinsätze möglich war. Die Ursachen von erst in der Praxis aufgetretenen Abdichtungsproblemen an den Telemetrieantennen und an der Bojendichtung wurden untersucht und beseitigt.

Die Geschwindigkeit der Korrekturdatenübertragung wurde dadurch optimiert, dass alle Bojen gleichzeitig unquittiert empfangen. Dabei muss auf Repeater verzichtet werden. Die verwendete Antennenart und ihre Anbringung gewährleistet die erforderliche Reichweite im Bereich des Hauptbeckens auch ohne Repeater.

2.4 Bestimmung der Positionen von Temperatur-Messstellen

An verschiedenen Stellen wurden im gesamten Bereich der Talsperre wiederholt Wassertemperaturen in verschiedenen Tiefen gemessen. Diese Messungen wurden vom Hydrolabor Schleusingen durchgeführt und erlauben Aufschlüsse über den Einflussbereich der Wasserumwälzung.

Das GPS-Verfahren wurde auch zur möglichst genauen Bestimmung der Position der Messstellen verwendet. Die MEODAT GmbH stellte dazu einen TRIMBLE-Pathfinder ProXL (GPS-Empfänger für Kartierungsanwendungen mit Datenaufzeichnung) zur Verfügung. Folgende Möglichkeiten der Positionskorrektur wurden genutzt:

- Nachkorrektur mit Daten des Thüringer Landesvermessungsamtes,
- Nachkorrektur mit der Referenzstation der Firma MEODAT GmbH und
- Echtzeitkorrektur mit ALF-DGPS (Umrechnung in Gauß-Krüger-Koordinaten *online* oder *offline*).

Die Nachverarbeitung ist ein relativ zeitaufwendiger Prozess. Bei der verwendeten trägerphasengeglätteten Codemessung sind Genauigkeiten bis in den Dezimeterbereich möglich.

Für die hier interessierenden Genauigkeiten im Bereich von 5 m bis 10 m ist die Echtzeitkorrektur die effektive Möglichkeit. Die korrigierte und umgerechnete Position kann schon während der Messung am Display abgelesen werden bzw. steht auch als Datei aufgezeichnet zur Verfügung. Der aktuelle Abstand zum nächsten Messpunkt kann ebenfalls gleich am Gerät abgelesen werden.

2.5 Messeinsätze und Beispiele

Die **Abbildungen 2.2** und **2.3** zeigen eine Boje mit Strömungskreuz vor dem Einsetzen ins Wasser und die treibende Boje.

Die **Abbildung 2.4** wurde mit dem Programm GEOSOFT in einer *offline*-Verarbeitung erstellt. Es zeigt das Hauptbecken der Bleilochtalsperre. Die Messung erfolgte vor dem Einschalten der Wasserumwälzanlage. Nach dem Einsetzen ins Wasser drifteten die Bojen in nordöstliche bis nordwestliche Richtungen.

Die **Abbildung 2.5** zeigt einen Bildschirmabzug vom Programm OVS-97.

Abb. 2.2: *Boje mit Strömungskreuz vor dem Einsetzen ins Wasser*

Abb. 2.3: *Treibende Boje*

2.6 Literatur

SCHNEEGAST, B., A. SCHNEIDER & R. THOMÄ 1997: *Automatische Erfassung von Bahnlinien der Strömung in Stauseen mit GPS.* Veröffentlichung und Vortrag zum Internationalen Wissenschaftlichen Kolloquium der TU Ilmenau (Vorstellung des Messsystems zum BMBF-Forschungsforum 1997 in Leipzig im Ausstellungsbereich Umwelt und Ökologie mit ausführlichem Textbeitrag, der auch im Internet vom BMBF abrufbar ist)

SCHNEEGAST, B. 1998: *Go with the Flow.* Zeitschrift GPS-World, Eugene, Oregon, USA, Vol. 9, Number 8 (Mit diesem Beitrag wurde im Rahmen eines *GPS Applications Contest* der 3. Platz belegt)

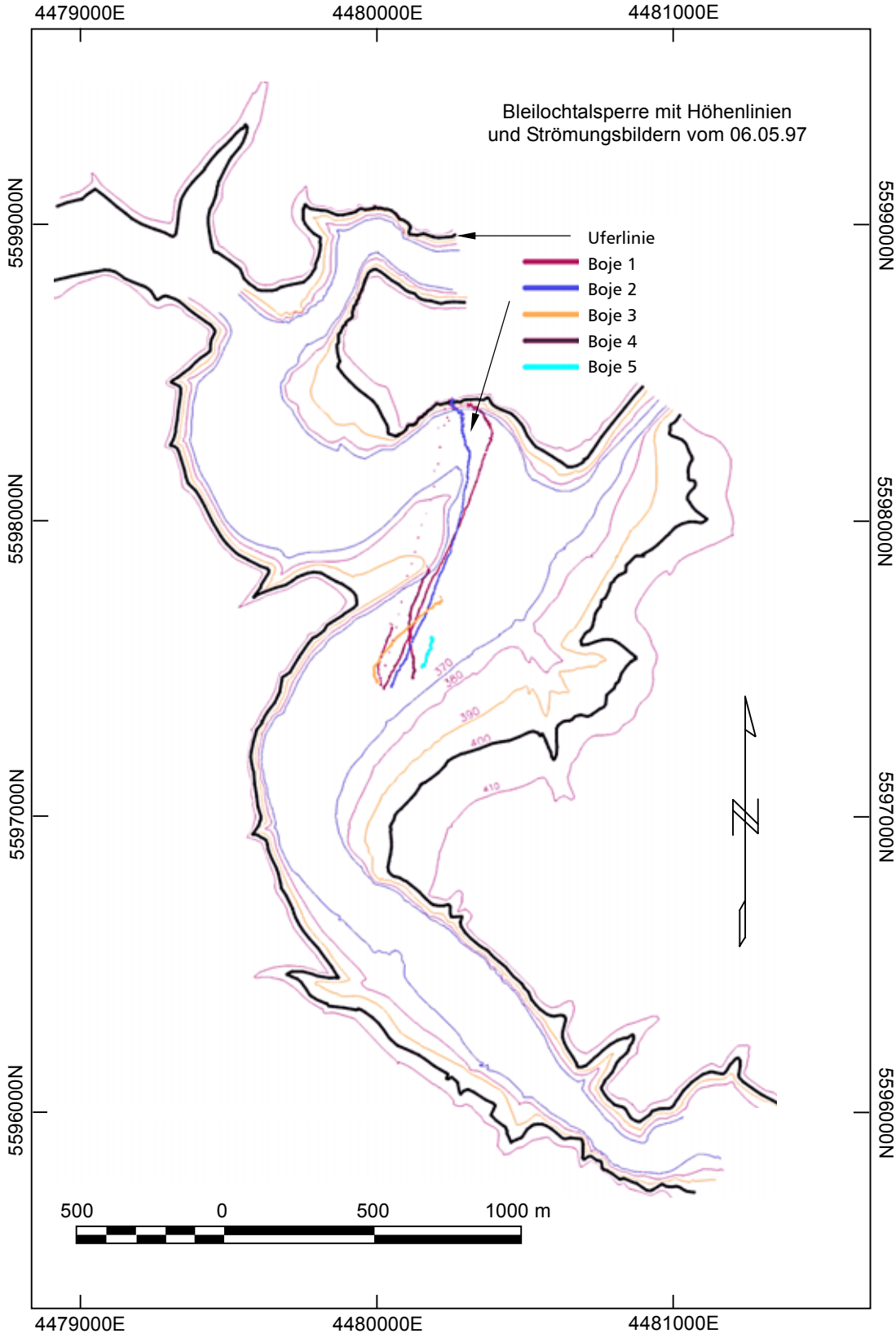


Abb. 2.4: *Ausgabe des Programms GEOSOFT (der aktuelle Wasserstand des Hauptbeckens der Bleilochtalsperre im Jahre 1997 ist als Uferlinie schwarz hervorgehoben); nach ihrem Einsetzen ins Wasser drifteten die Bojen in nordöstliche bis nordwestliche Richtungen*

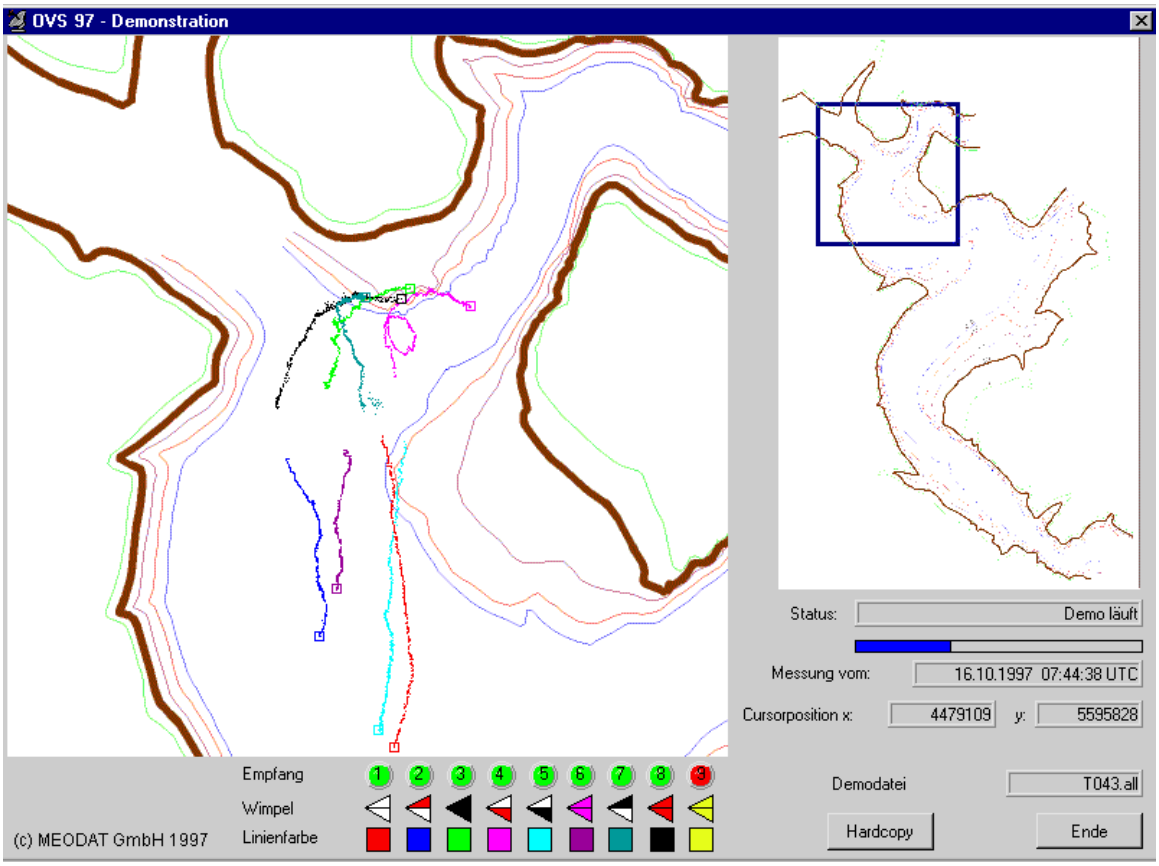


Abb.2.5: *Bildschirmabzug vom Programm OVS-97; im rechten Bildteil wird die gesamte Karte des Hauptbeckens der Bleilochtalsperre dargestellt, links der mit der Maus gewählte Ausschnitt (die aktuellen Bojenpositionen sind jeweils durch ein Quadrat gekennzeichnet)*

TEIL 3

Hydrodynamische Untersuchungen

Ralph Witter
Institut für Wasserwesen der Bauhaus-Universität Weimar
Hydrolabor Schleusingen

Inhalt

3.1 Vorbemerkungen 26
3.2 Allgemeine Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers 26
3.2.1 Temperaturverhältnisse 26
3.2.2 Stabilitätsverhältnisse 32
3.3 Spezielle Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers 37
3.3.1 Ableitung der Strömungsverhältnisse in der Bleilochtalsperre 37
3.3.2 Untersuchungen der Temperaturverhältnisse in der Oberflächenschicht und zum Einschichtungsverhalten des Zulaufs 37
3.3.3 Untersuchungen zur Beeinflussung des Bereichs unterhalb vom Blasenschleier 43
3.3.4 Wärmehaushaltsberechnungen 43
3.3.5 Messungen des durch den Blasenschleier induzierten Wasservolumenstroms 48
3.3.6 Driftkörpermessungen 48
3.4 Literaturverzeichnis 60
3.5 Abkürzungsverzeichnis 62

Zusammenfassung

Die Untersuchung der hydrodynamischen Verhältnisse bei einer partiellen Umwälzung der Bleilochtalsperre mit Hilfe eines Blasenschleiers brachte eine Reihe von Erkenntnissen, die bei der Konzeption und dem Betrieb ähnlicher Anlagen mit berücksichtigt werden können.

Messungen am Blasenschleier ergaben, dass bei einer Einblastiefe von ca. 20 m von einem Verhältnis zwischen eingetragener Luftmenge und induziertem Wasservolumenstrom von 1:1000 auszugehen ist.

Die Auswirkungen der Umwälzung erstrecken sich in der Längsachse über die gesamte, in diesem Falle langgestreckte und stark gewundene Bleilochtalsperre.

Da die Zulauftemperatur bedingt durch thermisch belastete Abwassereinleitungen der ZPR deutlich über den durch den Blasenschleier erzeugten Mischtemperaturen lag, schichtete sich der Zulauf während der Sommermonate oberflächennah ein. Der Anteil des zu- und abflussbedingten (advektiven) Wärmestroms an der Wärmeentwicklung der Talsperre kann nicht vernachlässigt werden. Die Einschichtung des Zulaufs führte zur Ausbildung einer Oberflächenschicht. Diese stabilisierte sich durch den Energieaustausch über die Talsperrenoberfläche weiter. Mit der Umwälzung konnte jedoch die Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht während der Sommermonate etwa auf dem Niveau von Ende April/Anfang Mai der Jahre vor Betrieb des Blasenschleiers gehalten werden. Weiterhin zeigten sich bei entsprechend hohen Umwälzvolumenströmen und günstigen meteorologischen Bedingungen im Hauptbecken der Talsperre Phasen mit fast homothermen Bedingungen von der Wasseroberfläche bis zur Einblastiefe. Eine Abnahme der Zulauftemperatur (beobachtet nach Abschaltung der ZPR) führt zwar zu keiner nennenswerten Beeinflussung des zu- und abflussbedingten Wärmestroms bezogen auf die Einblastiefe, die Stabilität der Oberflächenschicht reduziert sich dagegen weiter merklich. Die thermisch belasteten Abwässer wirkten sich also hauptsächlich auf die Schichtungsverhältnisse, aber nicht auf die thermischen Gesamtbedingungen aus.

Auf Grund der morphologischen Bedingungen in der Bleilochtalsperre auf der Nordseite des Blasenschleiers konnte dort mit Hilfe von Driftkörpermessungen eine Beeinflussung des unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereichs durch die Umwälzung nachgewiesen und die Größenordnung und der zeitliche Verlauf dieser Beeinflussung mit einer Wärmeinhaltsrechnung bestimmt werden. Die beengten räumlichen Gegebenheiten im Gewässer führten zur Ausbildung von komplizierten horizontalen und vertikalen Strömungen. Diese erzeugten einen Masseaustausch zwischen dem durch die Einblastiefe begrenzten Volumen und dem unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich. Bei einer geplanten partiellen Umwälzung sollten diese in der Bleilochtalsperre beobachteten Verhältnisse berücksichtigt werden, da eine ungewollte Einbeziehung eines größeren als konzipierten Volumens in die Umwälzung Auswirkungen auf die sich entwickelnden Mischtemperaturen und auch auf die mittleren Umwälzzeiten hat. Ein Vergleich mit den auf der Südseite des Blasenschleiers gemessenen Geschwindigkeitsvektoren zeigt, dass bei genügend großen räumlichen Bedingungen kaum eine Beeinflussung des unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereichs durch die Umwälzung zu erwarten ist.

Summary

The water quality in the Bleiloch reservoir should be improved by a bubble curtain working as a destratification system.

The effectiveness of the bubble curtain was controlled

- by temperature measurements
- by stability calculations and
- by heat balance calculations.

The result of the manipulation is observed about the total length of the Bleiloch reservoir. A total circulation until the air inject-depth was not completely. Sometimes there are no mixing in the surface layer (some meters) of the reservoir. There are a restriction in the circulation actually by a light heat import and by a „brown discolouration“. Below the air inject-depth there are also an effect of artificial destratification.

With the heat balance calculation it was possible, to determine the exchange of water with the volume below the air injection. This water exchange was lead back of vertical vortex systems, induced by the bubble curtain.

Therefore the velocity distribution in the reservoir, wind influenced or induced by the circulation of the bubble curtain has to be determined. For this purpose the way of drifting buoys in the reservoir is located by GPS. With this measurements the expand of the velocity field near the bubble curtain and the velocity distribution in the total reservoir may be determined in order to sample data for future modelling of physical, chemical and ecological processes in reservoirs.

3.1 Vorbemerkungen

Im Rahmen des Forschungsverbundvorhabens „Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung des Algenwachstums durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre“ führte das Hydrolabor Schleusingen die hydrodynamische Untersuchung durch.

Dazu gehörte die Ermittlung der durch den Blasenschleier induzierten Strömungen sowie der Temperatur- und Stabilitätsverhältnisse und davon abgeleitet die vertikale und longitudinale Reichweite der Destratifikation bzw. die durch den Blasenschleier induzierten Strömungsverhältnisse. Zur Bestimmung dieser Strömungsverhältnisse erfolgten spezielle Untersuchungen zum Einschichtungsverhalten des Zulaufs und zur Beeinflussung des Bereichs unterhalb vom Blasenschleier. Weiterhin wurden Wärmehaushaltsberechnungen sowie Driftkörpermessungen mit einem von der TU Ilmenau für die Anwendung in der Bleilochtalsperre entwickelten Driftkörpermesssystem durchgeführt.

Mit den Untersuchungen konnte das während der Anwendung des Blasenschleiers in der Talsperre aufgetretene Strömungsbild erklärt und Schlussfolgerungen für mögliche weitere Nutzungen eines solchen Destratifikationssystems in anderen Gewässern gezogen werden.

3.2 Allgemeine Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers

3.2.1 Temperaturverhältnisse

Ein einfach zu bestimmender Parameter für die Abschätzung der durch den Blasenschleier induzierten Strömungsverhältnisse ist die Temperatur. Um die longitudinale und vertikale Reichweite der Destratifikation ermitteln zu können, wurden zusätzlich zu den Standard-Messstellen (Beprobung: 14-tägig durch die TLU) weitere Messpunkte in der Bleilochtalsperre ausgewählt (s. auch Abschnitte 4.3.1 und 4.3.4). An diesen konnte in einem in der Regel 2-wöchigen Rhythmus die vertikale Temperaturverteilung in 0,5-m-Schritten gemessen werden.

Die Anzahl der Zusatzmessstellen ist im Laufe des Forschungsvorhabens verändert worden. Während im Jahre 1992 die Temperaturverteilung in der Longitudinalen durch die Messstellen Remptendorfer Bucht bis Saaldorf erfasst wurde, kam 1996 als repräsentativer Messpunkt in der Hauptquerachse der Messpunkt Wetterabucht hinzu.

Die Erhöhung des Wasserstandes im Jahre 1999 führte zu einer Verlagerung der Stauwurzel, so dass in der Longitudinalen die Messpunkte Mühlberg und Lemnitzhammer angefügt worden sind. Die **Abbildung 3.1** zeigt alle in der Bleilochtalsperre verwendeten Temperaturmessstellen.

Im wesentlichen können die während des Sommers in der Bleilochtalsperre gemessenen Temperaturverhältnisse bei Betrieb des Blasenschleiers als ein Drei-Schichten-System charakterisiert werden – bestehend aus

- einer ca. 4 m bis 6 m starken Oberflächenschicht mit starkem Temperaturgradienten,
- einer sich an die Oberflächenschicht anschließenden und etwa bis zur Einblastiefe reichenden Zwischenschicht mit keinem oder nur einem geringen Temperaturgradienten und dem
- unterhalb des Blasenschleiers sich anschließenden Bereich mit zeitweise vorhandenem Temperaturgradienten.

In den **Abbildungen 3.2** bis **3.9** sind einige der im Untersuchungszeitraum 1997 bis 1999 während der Drei-

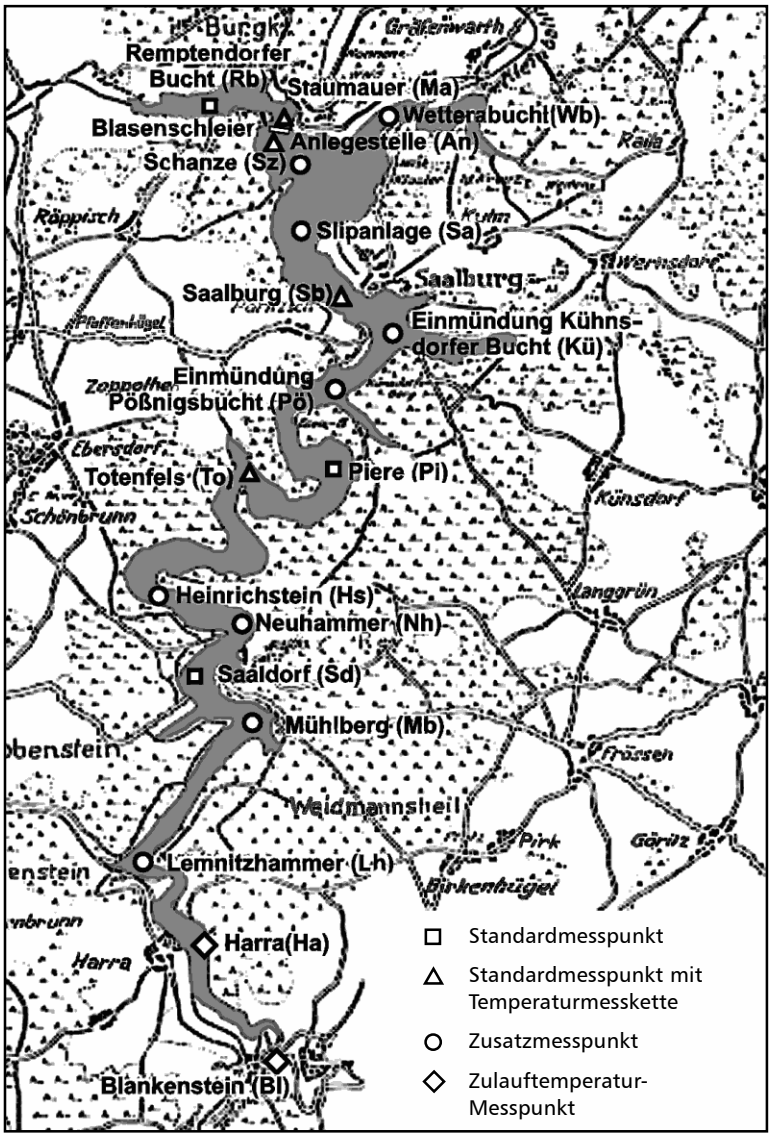


Abb. 3.1: *Temperaturmesspunkte in der Bleilochtalsperre*

Schichten-Phase im Längsschnitt der Talsperre gewonnenen Temperaturprofile wiedergegeben. Aus ihnen wird ersichtlich, dass sich sowohl der Verlauf der Temperatur als auch die Mächtigkeit der Oberflächenschicht innerhalb eines Jahres änderten. Während sich bei starken Temperaturgradienten eine relativ dünne Oberflächenschicht ausbildete, nahm ihre Mächtigkeit bei Abnahme des Temperaturgradienten zu (vgl. **Abb. 3.4** und **3.5**).

Auf der Nordseite des Blasenschleiers (MP Staumauer und MP Remptendorfer Bucht) konnte zeitweise nur eine minimale Oberflächenschicht festgestellt werden. Da der Blasenschleier eine gewisse Barriere für den Wasseraustausch in der Talsperrenlängsachse darstellt, ist dort ein günstiges Verhältnis zwischen dem Teilvolumen und der vom Blasenschleier zuströmenden Wassermenge vorhanden. Die bessere Destratifikationsleistung in diesem Bereich kann letztlich darauf zurückgeführt werden. Südlich des Blasenschleiers nahmen die Dicke und der Temperaturgradient mit größer werdendem Abstand zum Blasenschleier in der Regel zu.

Besonders im Jahre 1998 wurde mit der hohen Umwälzleistung des Blasenschleiers der Temperaturgradient in der Oberflächenschicht im Talsperrenhauptbecken (zwischen den Messpunkten Anlegestelle und Saalburg) gering gehalten (s. **Abb. 3.6**). Ähnliche Verhältnisse herrschten auch im Jahre 1999 nach Abschaltung der ZPR. Der Temperaturgradient in der Oberflächenschicht blieb dabei aber gegenüber dem vorangegangenen Jahr längerfristig niedrig.

Unter der Oberflächenschicht schloss sich die Zwischenschicht an. Sie konnte auf der gesamten Längsachse der Talsperre mit Ausnahme des Abschnitts, in dem die Wassertiefe kleiner als die Oberflächenschicht war, nachgewiesen werden. Innerhalb der Zwischenschicht wurde besonders bei Auftreten einer großen Temperaturdifferenz in der Oberflächenschicht ein

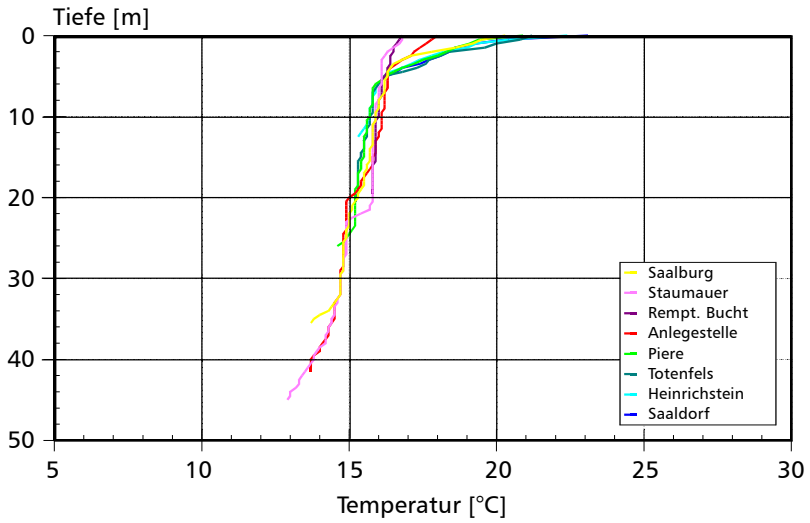


Abb. 3.2: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 29.07.1997*

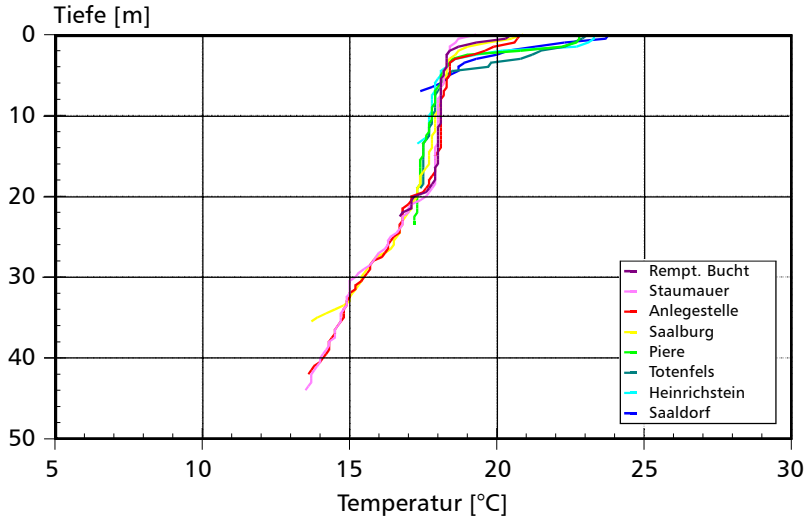


Abb. 3.3: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 27.08.1997*

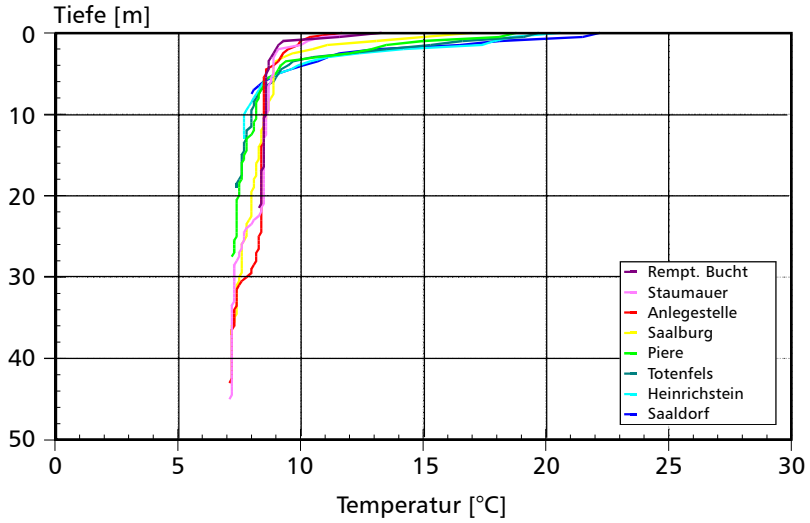


Abb. 3.4: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 11.05.1998*

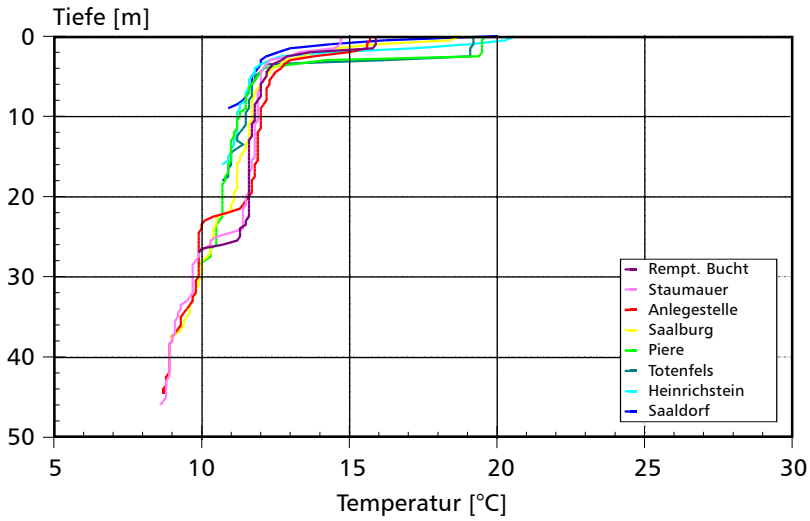


Abb. 3.5: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 09.06.1998*

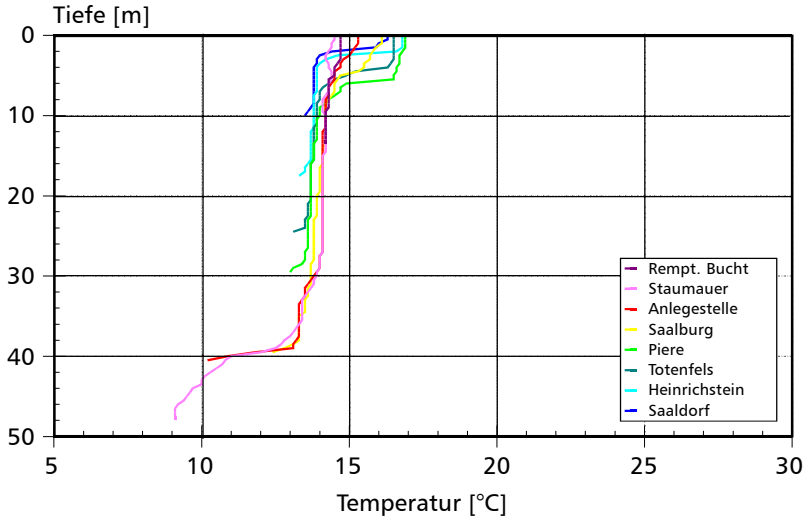


Abb. 3.6: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 14.07.1998*

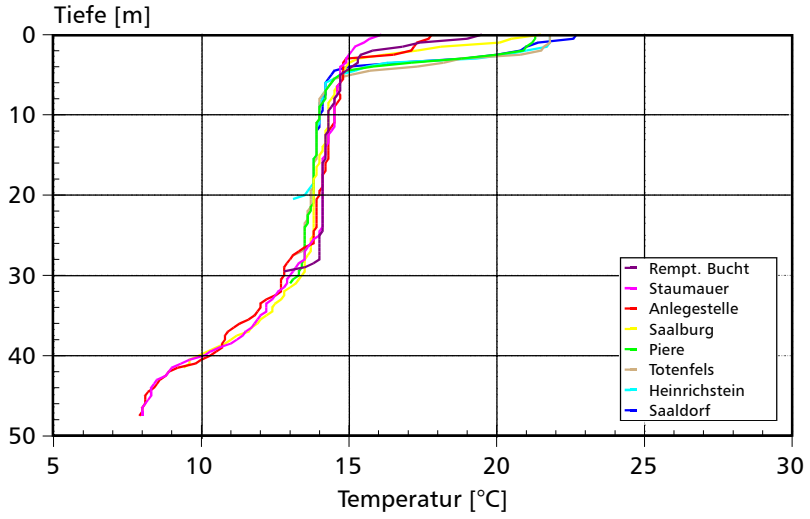


Abb. 3.7: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 13.07.1999*

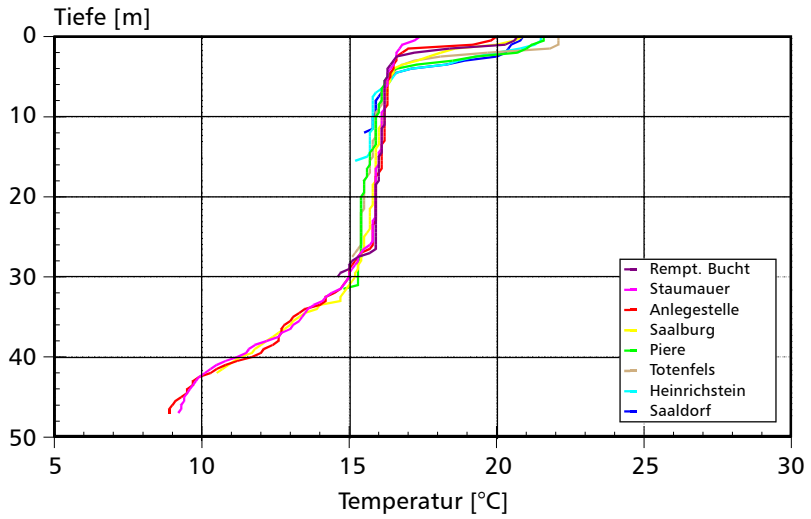


Abb. 3.8: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 04.08.1999*

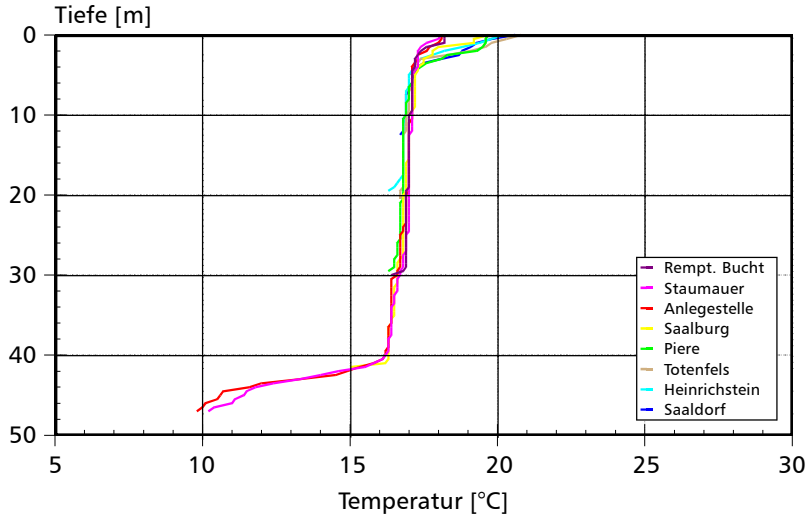


Abb. 3.9: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 14.09.1999*

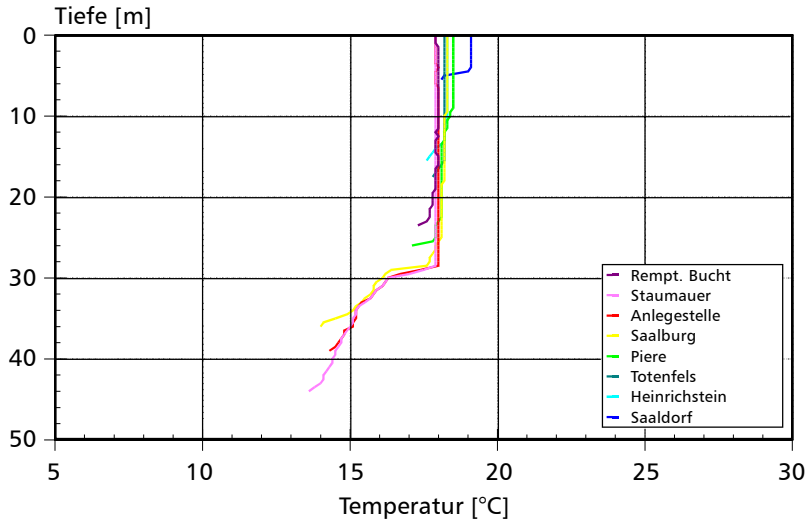


Abb. 3.10: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 10.09.1997*

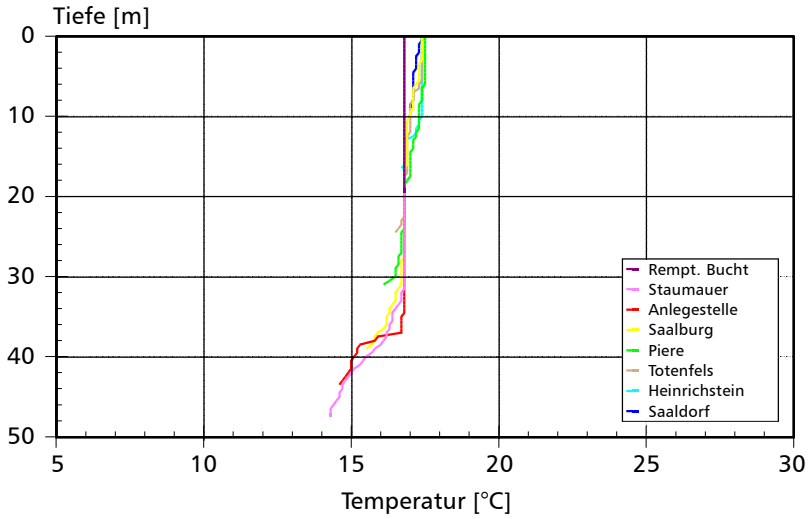


Abb. 3.11: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 24.08.1998*

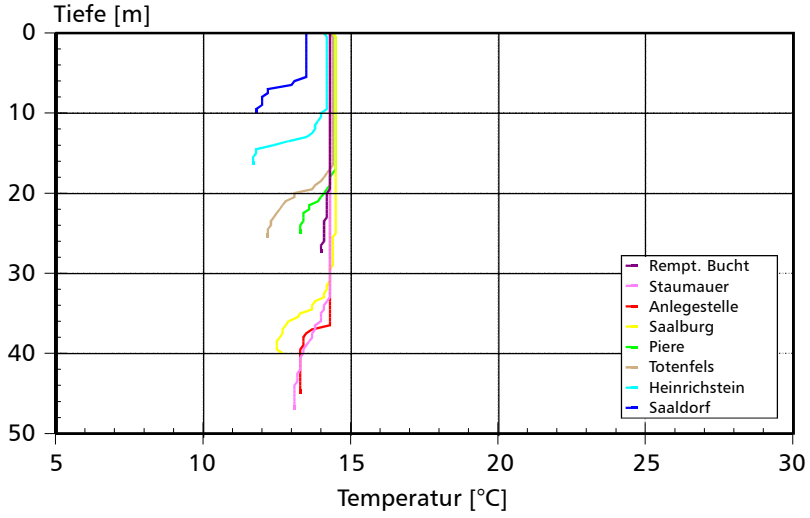


Abb. 3.12: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 06.10.1998*

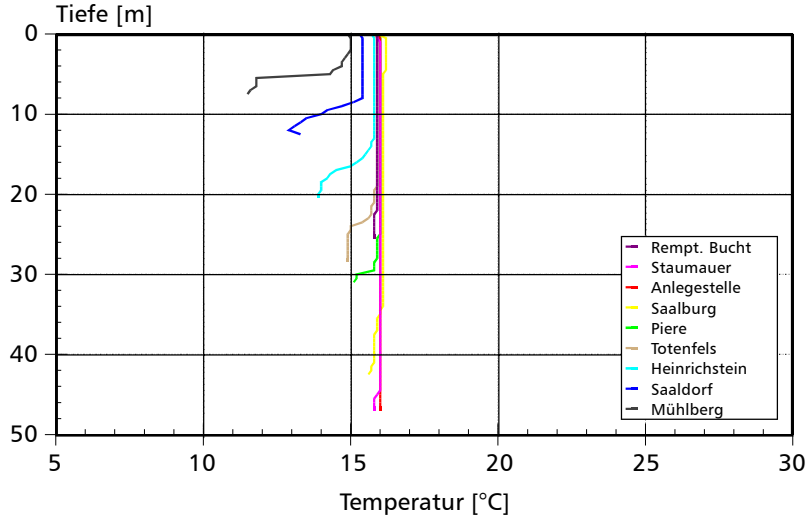


Abb. 3.13: *Temperaturprofile im Längsschnitt der Bleilochtalsperre – Messung am 06.10.1999*

geringer vertikaler und longitudinaler Temperaturgradient beobachtet. Die durchschnittliche Temperatur der Zwischenschicht nahm im Laufe des Sommers zu und erreichte zu Beginn des Abbaus der Oberflächenschicht mit 17 °C bis 18 °C ihr Maximum.

Aufgrund der Wasserabgabe der Bleilochtalsperre in den Jahren 1997 und 1998 über den Grundablass bzw. der Abgabe im Jahr 1999 über den Betriebsauslass konnte sich zeitweise ein Temperaturgradient im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich entwickeln.

Nach dem Abbau der Oberflächenschicht setzte unter Beibehaltung der homothermen Verhältnisse ein Aufblähen der Mischschicht in den unterhalb des Schleiers liegenden Bereich ein. In den Jahren 1997 und 1998 war die Talsperre danach schnell homotherm durchmischt. Im Jahre 1998 führte dann ein sich sohlnah einschichtendes Hochwasser in der zweiten Septemberhälfte wiederum zum Aufbau eines Zwei-Schichten-Systems, bestehend aus einer Grundschicht mit starkem Temperaturgradienten und darüber zu einer Schicht mit homothermen Bedingungen. Die Temperatur nahm dabei in der homothermen Schicht im Laufe der Zeit ab. Im Jahre 1999 wurden durch das Aufblähen der Mischschicht keine homothermen Verhältnisse in der Talsperre erreicht. Durch den steilen Abfall der Zulauftemperaturen gingen die Bedingungen auf ein Zwei-Schicht-System, wie es 1998 nach Auftreten des Hochwassers vorhanden war, über. Die **Abbildungen 3.10** bis **3.13** zeigen einige ausgewählte Temperaturprofile der einzelnen Jahre während des Abbaus der Schichtung im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereichs bzw. in der Phase mit Zwei-Schicht-System.

3.2.2 Stabilitätsverhältnisse

Die Wirksamkeit der Umwälzung kann anhand der Stabilität der Schichtung (s. DORTCH 1981 und SCHOLZ 1990) beurteilt werden. Damit ist es möglich, die Verhältnisse in der Bleilochtalsperre – insbesondere während der Drei-Schichten-Phase – einzuschätzen. In SCHOLZ (1990) werden die beiden folgenden Gleichungen zur Berechnung der Stabilität angegeben:

$$S = g \cdot m \cdot (z_g - z_s) \tag{3.1}$$

$$S_o = S/A_o \tag{3.2}$$

Die Berechnung der auf die Seeoberfläche bezogenen Stabilität S_o ist im vorliegenden Fall besonders günstig, da dadurch ein Vergleich von Jahren mit unterschiedlichen Wasserständen möglich ist. Bei der Verwendung der Gleichungen 3.1 und 3.2 ergab sich die Schwierigkeit, dass die Isothermen insbesondere in der Oberflächenschicht nicht waagerecht verliefen. Die Talsperre wurde deshalb in Segmente entsprechend der Messpunkte unterteilt und deren Schwerpunkte unter Annahme horizontaler Isothermen innerhalb der Segmente gesondert berechnet. Als Segmentgrenze zwischen den Messpunkten ist meist die Hälfte ihres Abstandes zueinander in der Längsachse gewählt worden. Die Grenze zwischen den Segmenten Staumauer und Anlegestelle bildete der Blasenschleier.

Für die Ermittlung der Segmentschwerpunkte waren die Wasserstands-Volumenbeziehungen der einzelnen Segmente erforderlich. Die bereits existierende Einteilung der Talsperre in vier Volumenabschnitte nach SCHRÄDER (1958 a) war für die große Anzahl der Messpunkte nicht ausreichend. Deshalb wurden dem Hydrolabor vorliegende topographische Karten (M = 1:2000) mit 10 m-Höhenlinien aus der Zeit vor dem Bau der Talsperre entsprechend der Segmenteinteilung neu ausplanimetriert und damit separate Wasserstands-Volumenbeziehungen ermittelt. Die resultierenden Beziehungen sind in der **Tabelle 3.1** wiedergegeben.

Bei Vollstau wird für die Bleilochtalsperre ein Inhalt von 215,0 hm^3 und eine Fläche von 9,2 km^2 angegeben (AUTORENKOLLEKTIV 1993). Das aus Gleichung 3.16 (**Tab. 3.1**) ermittelte Volumen für den Vollstau beträgt 202,7 hm^3 und die nach Differentiation von Gleichung 3.16 gewonnene maximale Staufläche 9,7 km^2. Die Abweichungen sind auf das grobe Höhenraster der verwendeten Karten zurückzuführen. Eine Angleichung der ermittelten Wasserstands-Segmentsvolumenbeziehungen an den in AUTORENKOLLEKTIV (1993) angegebenen Gesamtinhalt erschien nicht sinnvoll, da weder der Anteil der Abweichung der einzelnen Segmente bekannt noch die höhenmäßige Einordnung einer Angleichung möglich war. Aus den berechneten Schwerpunkten der Segmente konnten anschließend die Gesamtschwerpunkte z_g und z_s der Talsperre mit

$$z = \sum_{i=1}^{n} \frac{z_i \cdot \Delta m_i}{m} \tag{3.17}$$

(s. MENDE & SIMON 1986) ermittelt und in die Gleichung 3.1 eingesetzt werden.

Um die Stabilitätsverhältnisse innerhalb der Durchmischungstiefe genauer betrachten zu können, wurden zwei Stabilitätsberechnungen – einmal für eine 20 m-Oberflächenschicht (entsprechend der Einblastiefe im Jahre 1997) und zum anderen für die gesamte Talsperre – durchgeführt. Die Vergleichbarkeit der Stabilitäten innerhalb der Durchmischungstiefe ist durch das Beibehalten der betrachteten Tiefe auch für die Untersuchungsjahre mit größerer Einblastiefe gewährleistet. In den **Abbildungen 3.14** und **3.15** ist der jährliche Verlauf der Stabilität für die 20 m-Oberflächenschicht und für den gesamten Wasserkörper wiedergegeben.

Die Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht bewegte sich während der Sommermonate 1997 und 1998 sowie bis zur Abschaltung der ZPR auch 1999 etwa um 100 bis 120 Nm/m^2 (s. a. Abschn. 4.3.1). Die Amplituden der Schwankungen um diesen Wert waren 1997 und vor allem 1999 sehr ausgeprägt, was auf die in dieser Zeit geringer gefahrene Umwälzleistung des Blasenschleiers zurückgeführt werden kann. Im Jahre 1998 wurde mit der Bereitstellung der Maximalleistung des

Tab.3.1: *Wasserstands-Volumenbeziehungen der einzelnen Messpunktsegmente*

Volumen	Gleichung	WS_u
Remptendorfer Bucht		
$V_{Rb} = 56{,}89687 \cdot WS^3 - 61080{,}48081 \cdot WS^2 + 21847457{,}88867 \cdot WS - 2603606077$	(3.3)	365,5
Staumauer		
$V_{Ma} = -3{,}43685 \cdot WS^3 + 6138{,}12458 \cdot WS^2 - 3027848{,}05078 \cdot WS + 455181501{,}125$	(3.4)	350,0
Anlegestelle		
$V_{An} = -10{,}1878 \cdot WS^3 + 12905{,}9245 \cdot WS^2 - 5261056{,}1489 \cdot WS + 697195826{,}75$	(3.5)	350,0
Schanze		
$V_{Sz} = 42{,}3564 \cdot WS^3 - 36492{,}0906 \cdot WS^2 + 10011398{,}3477 \cdot WS - 849738972{,}25$	(3.6)	350,0
Slipanlage		
$V_{Sa} = -46{,}9771 \cdot WS^3 + 61882{,}8161 \cdot WS^2 - 26179521{,}7793 \cdot WS + 3596650937{,}5$	(3.7)	355,5
Saalburg		
$V_{Sb} = -57{,}7679 \cdot WS^3 + 72905{,}2311 \cdot WS^2 - 30020083{,}4141 \cdot WS + 4053902350{,}5$	(3.8)	361,2
Einmündung Kühnsdorfer Bucht		
$V_{Kü} = 53{,}4015 \cdot WS^3 - 54422{,}5931 \cdot WS^2 + 18438157{,}3477 \cdot WS - 2076189971{,}5$	(3.9)	364,0
Einmündung Pößnigsbucht		
$V_{Pb} = 17{,}982 \cdot WS^3 - 13129{,}5952 \cdot WS^2 + 2396559{,}8867 \cdot WS + 33001$	(3.10)	365,5
Piere		
$V_{Pi} = -73{,}68773 \cdot WS^3 + 94977{,}35718 \cdot WS^2 - 40029195{,}02344 \cdot WS + 5540908013$	(3.11)	370,5
Totenfels		
$V_{To} = 25{,}16307 \cdot WS^3 - 18681{,}96522 \cdot WS^2 + 3466394{,}87886 \cdot WS + 166879$	(3.12)	376,5
Heinrichstein		
$V_{Hs} = 27{,}8536 \cdot WS^3 - 21130{,}0469 \cdot WS^2 + 4006954{,}7305 \cdot WS + 92917$	(3.13)	381,8
Neuhammer		
$V_{Nh} = -311{,}451 \cdot WS^3 + 379261{,}168 \cdot WS^2 - 153608597{,}5 \cdot WS + 20696848708$	(3.14)	387,1
Saaldorf		
$V_{Sd} = 42255{,}4893 \cdot WS^2 - 33160289{,}8972 \cdot WS + 6505691562{,}0625$	(3.15)	392,5
Gesamt		
$V_{ges} = 1{,}6687 \cdot WS^4 - 1716{,}0896 \cdot WS^3 + 588064{,}9176 \cdot WS^2 - 67138177{,}8555 \cdot WS - 3177931$	(3.16)	350,0

Blasenschleiers versucht, die Oberflächenschicht abzubauen. Dadurch war der Verlauf der Stabilität in der 20 m-Oberfächenschicht flacher (s. **Abb.3.15**). Ein massiver Abbau der Stabilität konnte dadurch aber nicht erreicht werden. Im Gegensatz dazu brachte die ZPR-Abschaltung eine Reduzierung der 20 m-Oberflächenschichtstabilität um etwa die Hälfte (s. **Abb. 3.16**).

Mit dem Abbau der Oberflächenschicht am Ende des Sommers nahm auch die Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht bis auf Werte knapp über Null ab. Der Zeitpunkt dieses Abbaus richtete sich nach den meteorologischen Bedingungen und schwankte (1998) zwischen Ende August und (1999) Ende September. Die Wasserabgabe der Talsperre erfolgte 1997 und 1998 über die Grundablässe. Damit war ein Absinken der Isothermen aus dem umgewälzten Bereich in größere Tiefen verbunden, was wiederum zur Verringerung der Gesamtstabilität führte. Die Gesamtstabilität erreichte deshalb 1997 und 1998 im Sommermittel etwa 250 Nm/m^2. 1999 wurde die Talsperrenabgabe über den höher liegenden Betriebsauslass realisiert. Die Tendenz zum Rückgang der Gesamtstabilität war damit nicht in diesem Maße gegeben, so dass sie im Sommermittel 1999 bei etwa 350 Nm/m^2 lag.

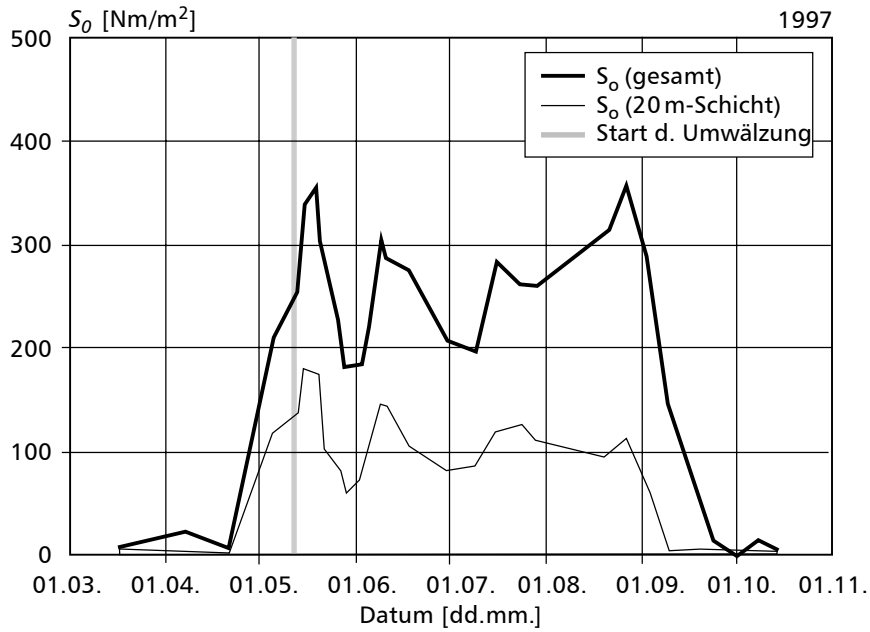


Abb. 3.14: *Jahresgang der Gesamtstabilität und der Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht 1997*

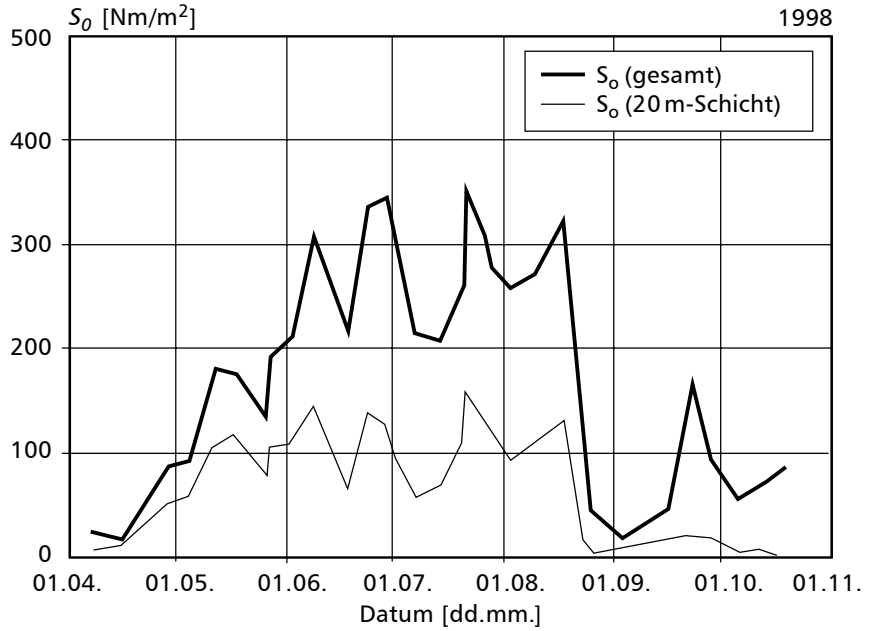


Abb. 3.15: *Jahresgang der Gesamtstabilität und der Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht 1998*

Im Herbst setzte der Abbau der Gesamtstabilität zur selben Zeit wie die Abnahme der Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht ein und endete auf Grund des großen Betrages der Gesamtstabilität zeitversetzt. In den Jahren 1997 und 1998 wurde dabei eine vollständige Homothermie in der Bleilochtalsperre erreicht. In der zweiten Septemberhälfte 1998 führte ein Hochwasserereignis wieder zu einem Anstieg der Gesamtstabilität. Im Jahre 1999 verblieb die Gesamtstabilität nach ihrer Abbauphase bis zum Ende der Beobachtungen bei einem Wert von etwa 50 Nm/m², was auf die sohlnahe Einschichtung des Zulaufs zurückgeführt werden kann.

Um die Stabilitäten bei Betrieb des Blasenschleiers mit denen ohne künstliche Umwälzung vergleichen zu können, wurden die Stabilitäten der 20 m-Oberflächenschicht und die Gesamtstabilität auf der Basis der von der TLU Jena durchgeführten Routinetemperaturmessungen für die Jahre 1994 bis 1996 berechnet. Die sich ergebenden Jahresgänge der Stabilitäten sind in der **Abbildung 3.17** wiedergegeben. Darin ist deutlich die Reduzierung der Stabilität sowohl in der 20m-Schicht

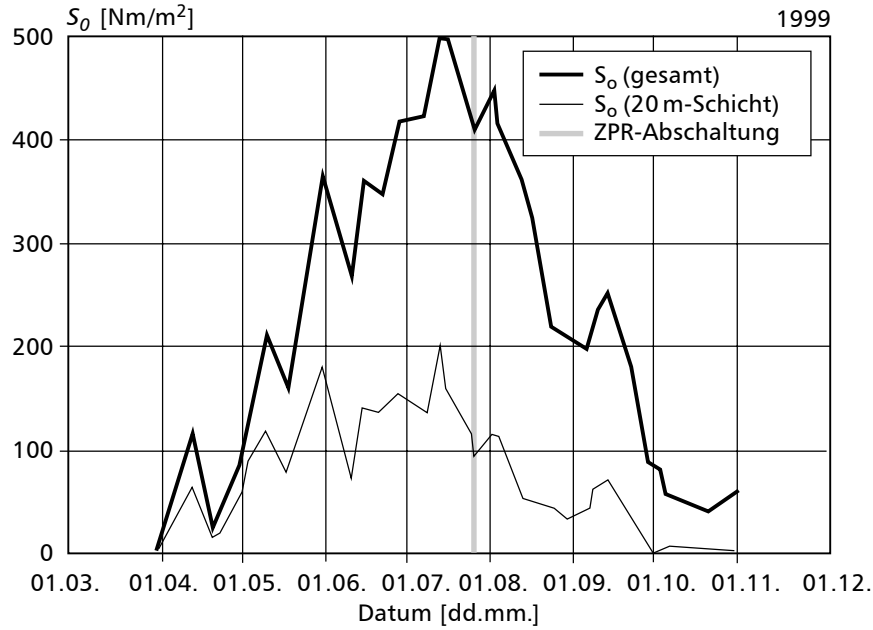


Abb. 3.16: *Jahresgang der Gesamtstabilität und der Stabilität der 20 m-Oberflächenschicht 1999*

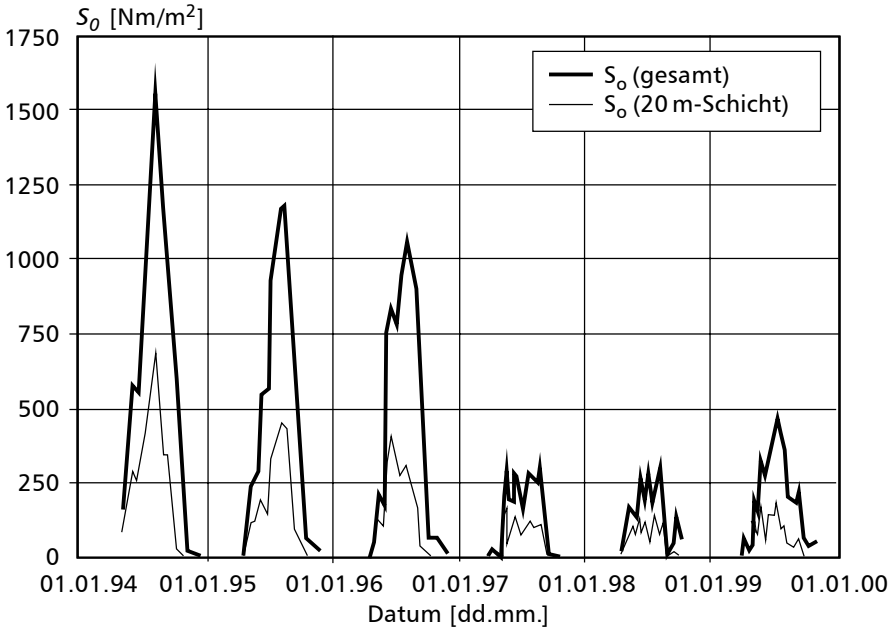


Abb. 3.17: *Jahresgänge der Stabilitätsverhältnisse in der Bleilochtalsperre*

als auch in der gesamten Bleilochtalsperre bei Betrieb des Blasenschleiers im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren ohne Umwälzung erkennbar. Während die Stabilitäten von 1997 bis 1999 (mit Ausnahme der Gesamtstabilität im Jahr 1999) einen trapezförmigen Verlauf aufweisen, zeigte dieses Kriterium in den Jahren davor einen sägezahnförmigen Jahresgang.

Um den jahreszeitlichen Verlauf der Stabilitäten besser vergleichen zu können, sind die Werte der einzelnen Jahre in den **Abbildungen 3.18** und **3.19** zeitlich übereinander gelegt worden.

Sowohl die Stabilitäten der 20m-Oberflächenschicht als auch die Gesamtstabilitäten verhalten sich am Ende der Frühjahrszirkulation mit Umwälzung ähnlich wie ohne. Im Sommer folgt dann die bereits beschriebene Entwicklung der Stabilität bei Betrieb des Blasenschleiers. Daran schließt sich der Bereich des Stabilitätsabbaus an, wobei die Abnahme der Gesamtstabilität mit der gleichen Geschwindigkeit erfolgte wie in den Jahren vor der Umwälzung. Da der Betrag für die Gesamtstabilität mit Umwälzung kleiner war als ohne, wurde der Endpunkt des Stabilitätsabbaus früher erreicht.

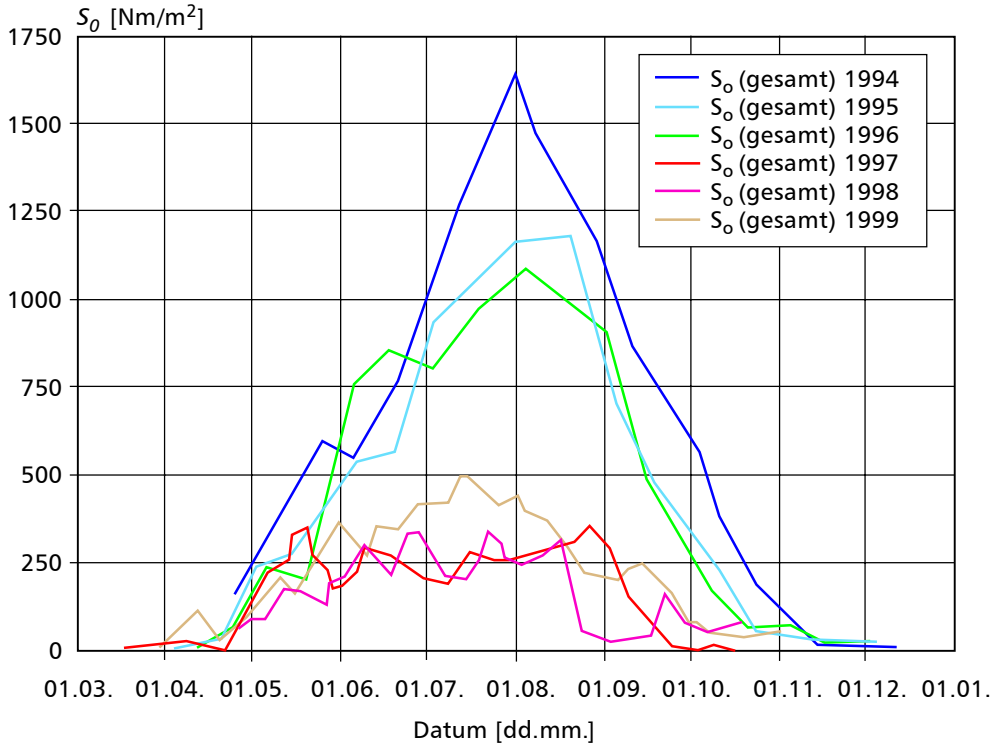


Abb. 3.18: *Jahreszeitlicher Verlauf der Gesamtstabilitäten in der Bleilochtalsperre*

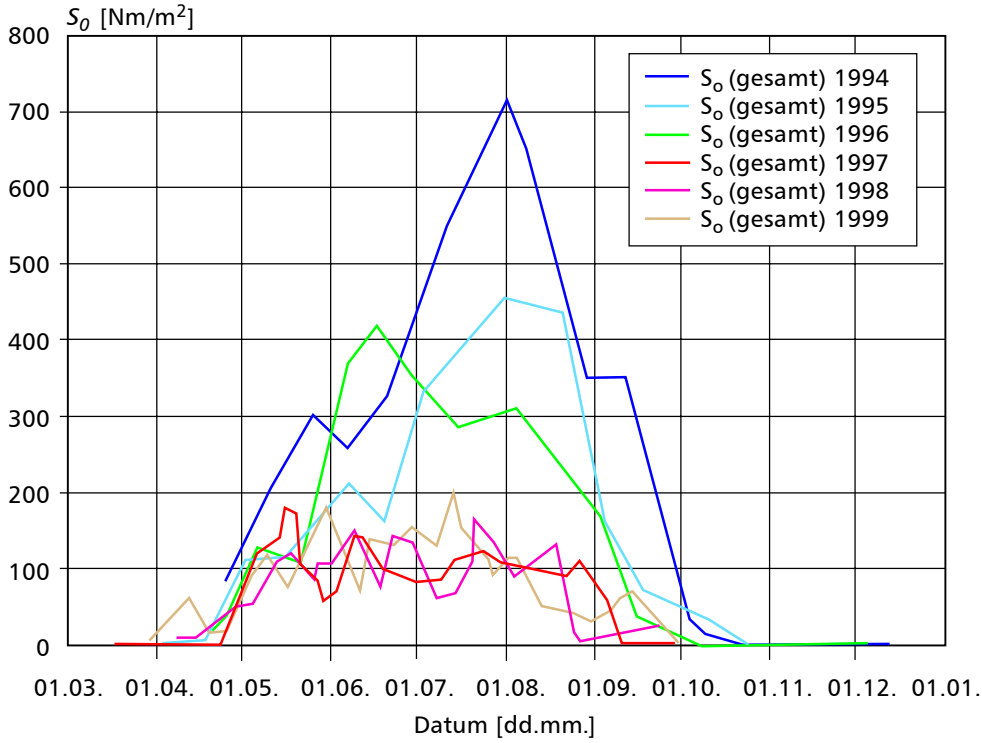


Abb. 3.19: *Jahreszeitlicher Verlauf der Stabilitäten der 20 m-Oberflächenschicht*

3.3 Spezielle Untersuchungen zur Abschätzung der Wirksamkeit des Blasenschleiers

3.3.1 Ableitung der Strömungsverhältnisse in der Bleilochtalsperre

Da die Temperatur- und damit Schichtungsverhältnisse während des Sommers relativ konstant waren, musste sich ein Gleichgewichtszustand in den Strömungsbedingungen eingestellt haben. Als Ursache für die Aufrechterhaltung der Oberflächenschicht kommt dabei zunächst der Energieaustausch über die Talsperrenoberfläche in Betracht, d. h., eine mögliche Beeinflussung durch den Zulauf wird außer acht gelassen. Unter solchen Bedingungen treten die in der **Abbildung 3.20** wiedergegebenen Strömungsverhältnisse auf (s. GOOSSENS 1979).

Nach KRANENBURG (1978) zwingt der Impuls des an der Oberfläche abströmenden Wassers die Oberflächenschicht, sich so weit zu entfernen, bis die Druckkraft infolge der Dichtedifferenz ausgeglichen ist. Am Übergang vom Nah- zum Fernbereich findet eine Mischung zwischen abströmendem Wasser und Wasser aus der Oberflächenschicht statt, welches sich anschließend in die Zwischenschicht einordnet. Auf Grund der relativ stabilen räumlichen Lage der Schichten und zur Erhaltung der Kontinuität muss nun entweder Wasser aus der Zwischenschicht in die Oberflächenschicht einströmen oder die Oberflächenschicht wird mit Wasser von außerhalb gespeist. Gleichzeitig verlagert sich Wasser aus der eigentlichen Zwischenschicht in den Teil darunter und bildet dort eine Rückströmung zum Blasenschleier hin. Das Fernfeld ist durch fast horizontales Fließen in den einzelnen Schichten gekennzeichnet. Die ständige Zumischung von Wasser aus der Oberflächenschicht hat einen Energietransport in die Zwischenschicht zur Folge, so dass sich deren Temperatur allmählich erhöhen muss.

Die Ausdehnung des Nahfeldes ist geringer als im Falle einer homothermen Umgebung. Infolge windinduzierter Strömungen konnte in der Talsperre zeitweise eine Deformation des Nahbereiches beobachtet werden (siehe **Abb. 3.21** und **3.22**).

KRANENBURG (1978) beschreibt die Strömungsverhältnisse bei Umwälzung mittels Blasensäule unter homothermen Bedingungen (s. **Abb. 3.23**). Dabei kommt es zur Ausbildung einer Walze im Nahbereich der Blasensäule, die weitere im Fernfeld sich anschließende Walzen induziert. In größerer Distanz zur Blasensäule ist das Wasser praktisch stagnant. Die Ausdehnung des Nahbereiches bei Umwälzung mittels punktförmigem Lufteintrag unter homothermen Verhältnissen wird von KRANENBURG (1978) mit dem 5- bis 7-fachen der Einblastiefe angegeben. BAHR, KLAPPER & SCHOLZ (1985) weisen für einen Blasenschleier als Ausdehnung eines durch die morphologischen Bedingungen beeinflussten Nahbereichs das bis zu 10-fache der Einblastiefe aus. Ohne Beeinflussung beträgt die Ausdehnung das 5-fache der Einblastiefe.

Mit den nachfolgend erläuterten speziellen Untersuchungen sollten anhand der Temperaturverhältnisse in der Bleilochtalsperre die in der Literatur angegebenen Strömungsbedingungen überprüft und ergänzt werden.

3.3.2 Untersuchungen der Temperaturverhältnisse in der Oberflächenschicht und zum Einschichtungsverhalten des Zulaufs

Für das Verständnis der Temperaturverhältnisse in der Talsperre muss das Einschichtungsverhalten des Zulaufs bekannt sein. Vereinfacht kann davon ausgegangen werden, dass der Zulauf sich in der Höhe des Talsperrenwasserkörpers einschichtet, in der die Umgebung die gleiche Temperatur wie der Zulauf hat. Andere als von der Temperatur verursachte Dichtegradienten bzw. Vermischungsvorgänge während des Einschichtens werden hierbei vernachlässigt.

Regelmäßige Temperaturmessungen erfolgen durch die TLU Jena in der Saale am Pegel Blankenstein nur 14-tägig, so dass diese Daten für die kontinuierliche Beobachtung des Einschichtungsverhaltens des Zulaufs unzureichend sind. Daher wurde ab 1997 im Zulauf der Talsperre (Standort Harra) eine Temperatursonde mit Datenlogger eingebracht und damit die Temperatur in einem sehr dichten Messraster bestimmt. In **Abbildung 3.24** sind die 1997 gemessenen Zulauftemperaturen den Temperaturverhältnissen am MP Heinrichstein gegenübergestellt. Der Vergleich mit dem

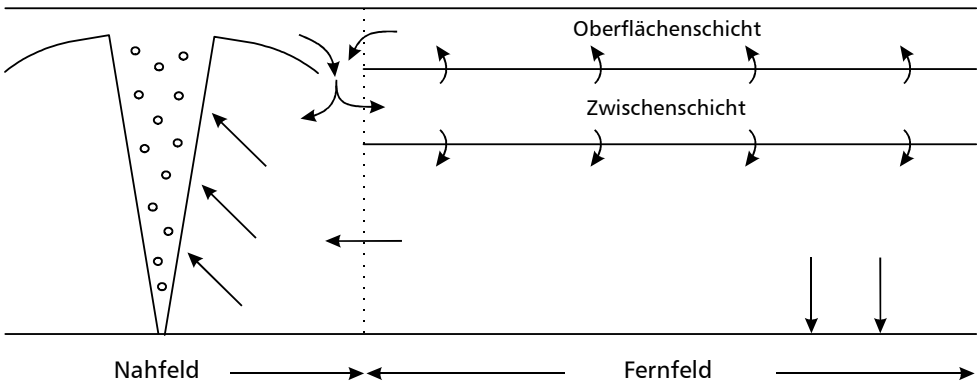


Abb. 3.20: *Lufteintrag in eine geschichtete Umgebung mit Sonneneinstrahlung (verändert nach GOOSSENS 1979)*

Abb. 3.21: *Unbeeinflusstes Nahfeld des Blasenschleiers während der Drei-Schichten-Phase (18.06.97)*

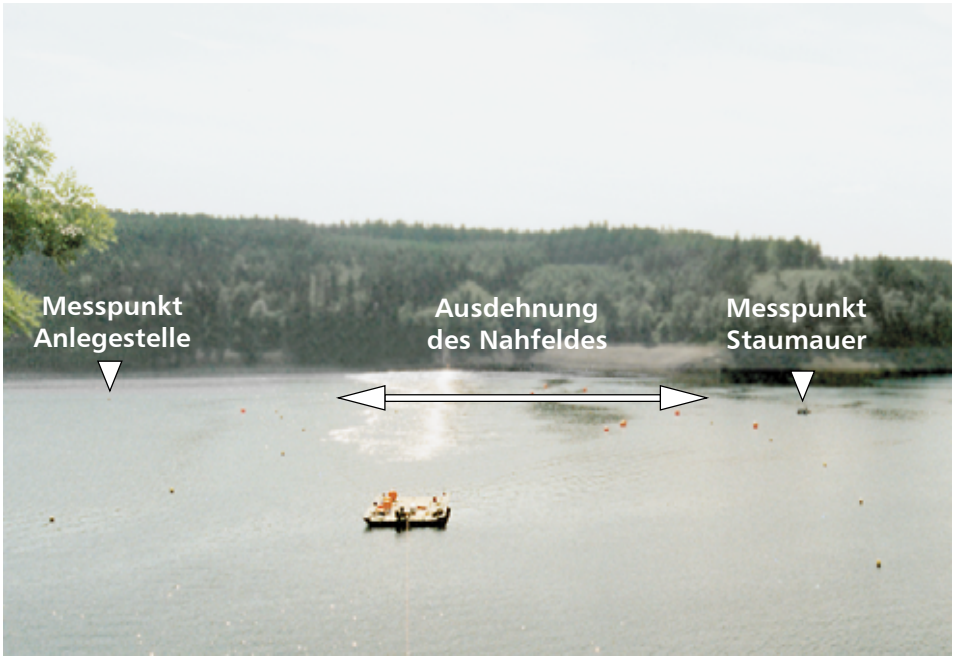


Abb. 3.22: *Deformiertes Nahfeld des Blasenschleiers infolge windinduzierter Strömungen während der Drei-Schichten-Phase (11.06.97)*

Messpunkt Heinrichstein geschieht deshalb, weil dieser MP im Jahr 1997 derjenige in der Nähe der Stauwurzel war, an dem während des Sommers die Ausläufer der Zwischenschicht immer noch nachgewiesen werden konnten. Neben den am MP Heinrichstein gemessenen Oberflächentemperaturen sind in der **Abbildung 3.24** auch die Temperaturen am Grund und an der Obergrenze der Zwischenschicht mit angegeben. Da sich die beiden letztgenannten nur allmählich ändern, wurden sie als geschlossene Linie dargestellt. Der Vergleich der Temperaturen am Grund mit denen an der Obergrenze der Zwischenschicht zeigt, dass während des Sommers innerhalb der Zwischenschicht nur ein sehr geringer Temperaturgradient gegenüber dem in der Oberflächenschicht aufgetreten ist. Die Temperaturen der Zwischenschicht weisen dabei einen Jahresgang mit dem Maximum kurz vor Abbau der Oberflächenschicht auf. Aus der **Abbildung 3.24** wird weiterhin ersichtlich, dass die Zulauftemperaturen während des Sommers etwa in der selben Größenordnung wie die Oberflächentemperaturen am MP Heinrichstein lagen und einen deutlichen Tag-Nacht-Zyklus besitzen.

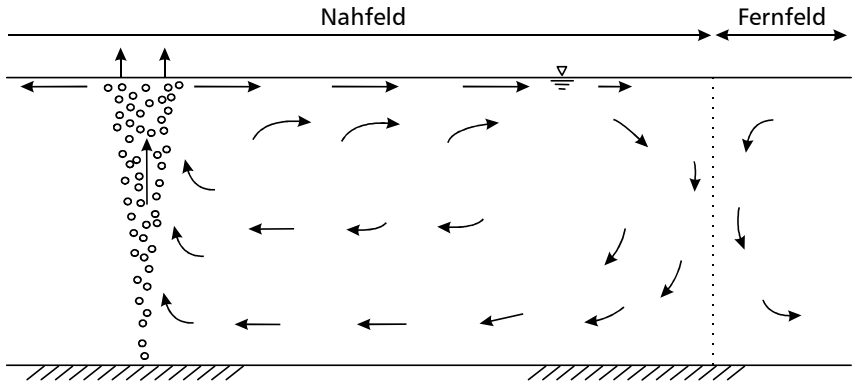


Abb. 3.23: *Ausbildung des Nahfeldes in ungeschichteter Umgebung (nach KRANENBURG 1978 – verändert)*

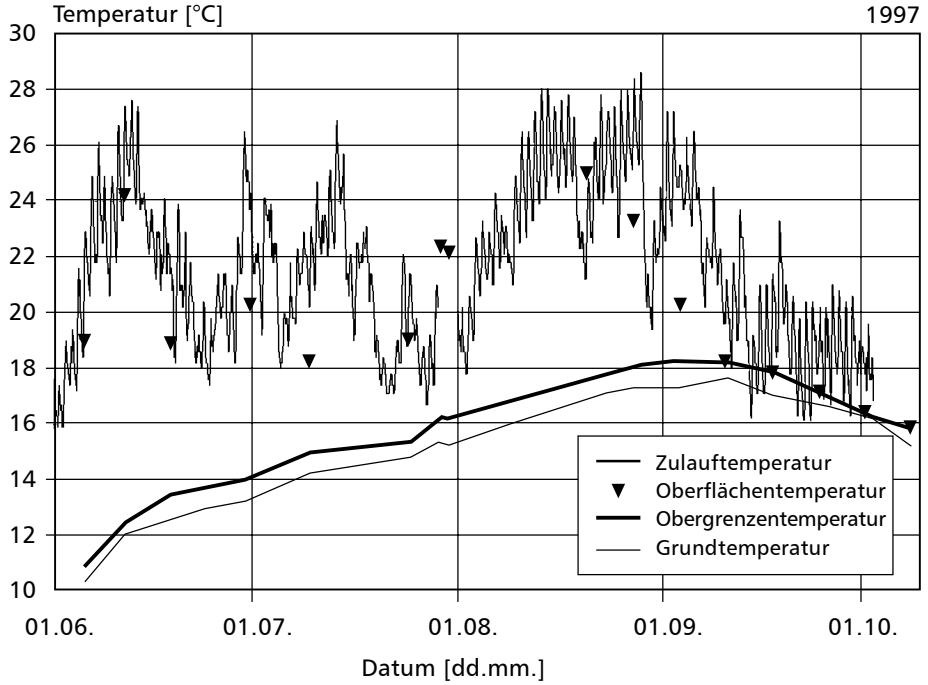


Abb. 3.24: *Vergleich der Zulauftemperaturen von 1997 mit den Temperaturverhältnissen am MP Heinrichstein*

Bis Mitte September 1997 war die Zulauftemperatur wesentlich höher als die Temperatur an der Obergrenze der Zwischenschicht. Daher musste die Einschichtung des Zulaufs in diesem Zeitraum innerhalb der Oberflächenschicht erfolgen. Die im Abschnitt 3.3.1 beschriebenen Strömungsverhältnisse der Oberflächenschicht wurden somit von einer Kurzschlussströmung des Zuflusses innerhalb der Oberflächenschicht überlagert. Entsprechend reduzierte sich der Anteil des aus der Zwischenschicht in die Oberflächenschicht eindringenden Wassers. Ab Mitte September 1997 entsprachen die Oberflächentemperaturen denen der Zwischenschichtobergrenze, d. h., die Oberflächenschicht hatte sich abgebaut. Die Zulauftemperaturen waren in diesem Zeitraum in der Regel etwas höher als die Oberflächentemperaturen am MP Heinrichstein. Die Oberflächenschicht konnte dadurch aber nicht aufrecht erhalten werden. Vielmehr musste sich der Zufluss bereits oberhalb des MP Heinrichstein in den Talsperrenwasserkörper eingemischt haben.

Um den täglichen Verlauf des Einschichtungsverhaltens des Zulaufs und die Temperaturverhältnisse in der Oberflächenschicht genauer dokumentieren zu können, wurden 1998 und 1999 drei Messketten mit Sonden in 0 m, 2 m und 4 m (1998) bzw. zusätzlich in 6 m und 8 m (1999) an den Messpunkten Anlegestelle, Saalburg und Totenfels ausgebracht (s. **Abb. 3.1**). Darüber hinaus ist in dieser Zeit ein Temperaturlogger im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers eingehängt worden.

In den **Abbildungen 3.25** bis **3.30** sind einige der in den Jahren 1998 und 1999 an den Messstellen aufgezeichneten Temperaturen den Zulauftemperaturen ge-

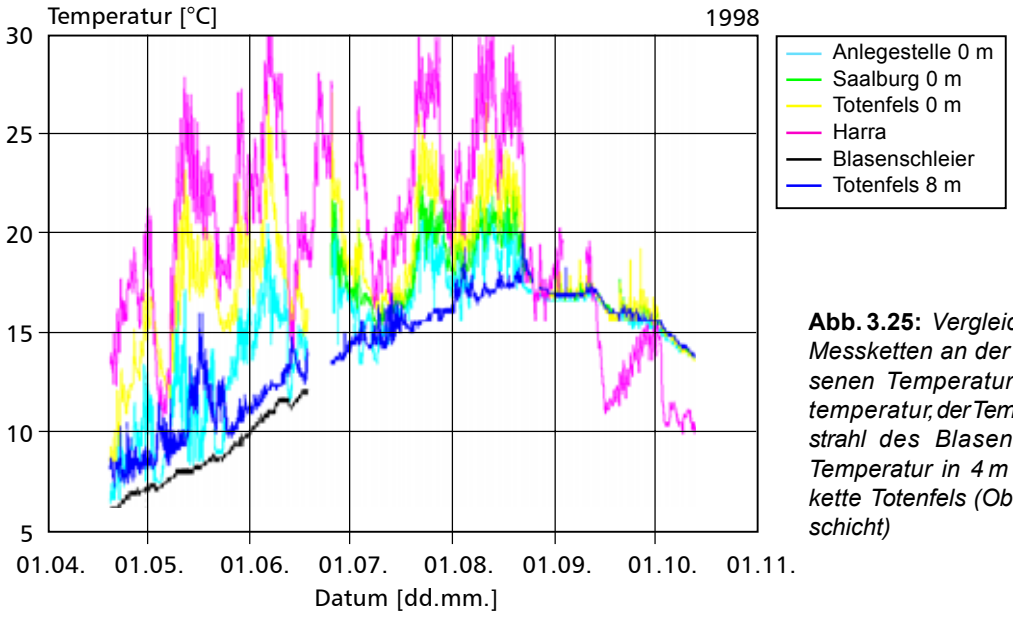


Abb. 3.25: *Vergleich der 1998 an den Messketten an der Oberfläche gemessenen Temperaturen mit der Zulauftemperatur, der Temperatur im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers und der Temperatur in 4 m Tiefe an der Messkette Totenfels (Obergrenze Zwischenschicht)*

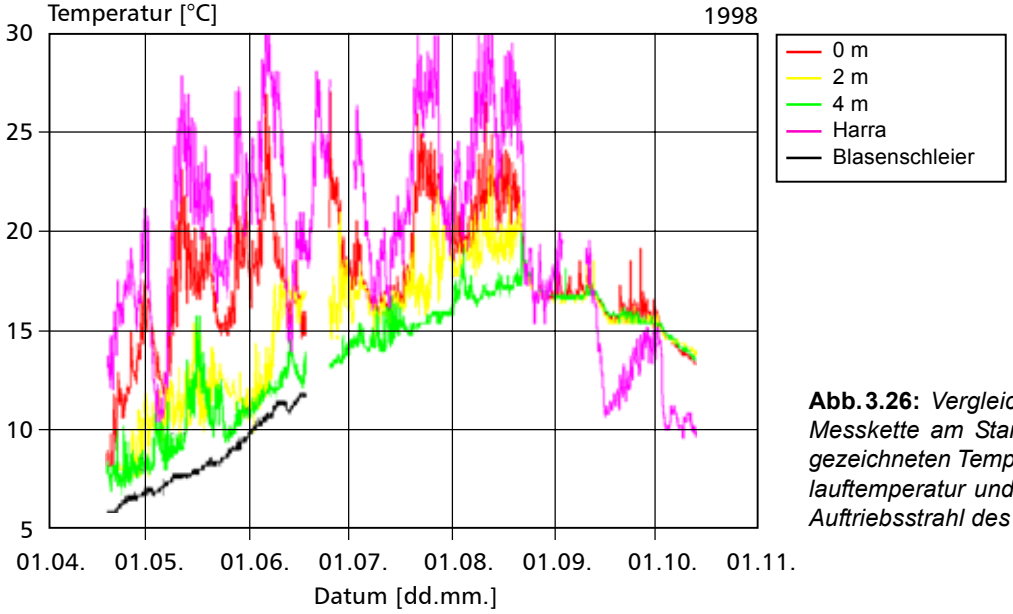


Abb. 3.26: *Vergleich der 1998 mit der Messkette am Standort Totenfels aufgezeichneten Temperaturen mit der Zulauftemperatur und der Temperatur im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers*

genübergestellt. Auf Grund technischer Schwierigkeiten konnten nicht über die gesamte Einsatzzeit Daten gewonnen werden. Aus den Abbildungen ist aber trotzdem die Entwicklung der Temperatur in der Oberflächenschicht gut erkennbar.

Während des Sommers unterlagen die Temperaturen in der Oberflächenschicht sowohl täglichen als auch längerfristigen Schwankungen, was auf eine starke Beeinflussung durch die meteorologischen Bedingungen schließen lässt. Die Temperaturen als auch die Amplituden ihrer Schwankungen nahmen dabei mit der Tiefe ab. Im Längsschnitt ist eine Zunahme der Oberflächentemperaturen von der Staumauer in Richtung Stauwurzel erkennbar, wobei die langzeitlichen Schwankungen der Temperaturen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf aufweisen. Insgesamt zeigen alle Temperaturkurven einen jahreszeitlichen Gang.

Die im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers gemessene Temperatur lag in der Größenordnung der Zwischenschichttemperatur. Die Einschichtung des Umwälzwassers musste demnach in der Zwischenschicht erfolgen.

Insbesondere im Jahre 1998, aber auch 1999 vor Abschaltung der ZPR traten am MP Anlegestelle und auch am MP Saalburg während der Sommermonate Perioden mit relativ geringen Temperaturdifferenzen innerhalb der Oberflächenschicht auf. Die Verhältnisse im Hauptbecken der Talsperre kamen dann den angestrebten homothermen Bedingungen innerhalb von z_{mix} recht nahe. Im Jahre 1999 stabilisierte sich dieser

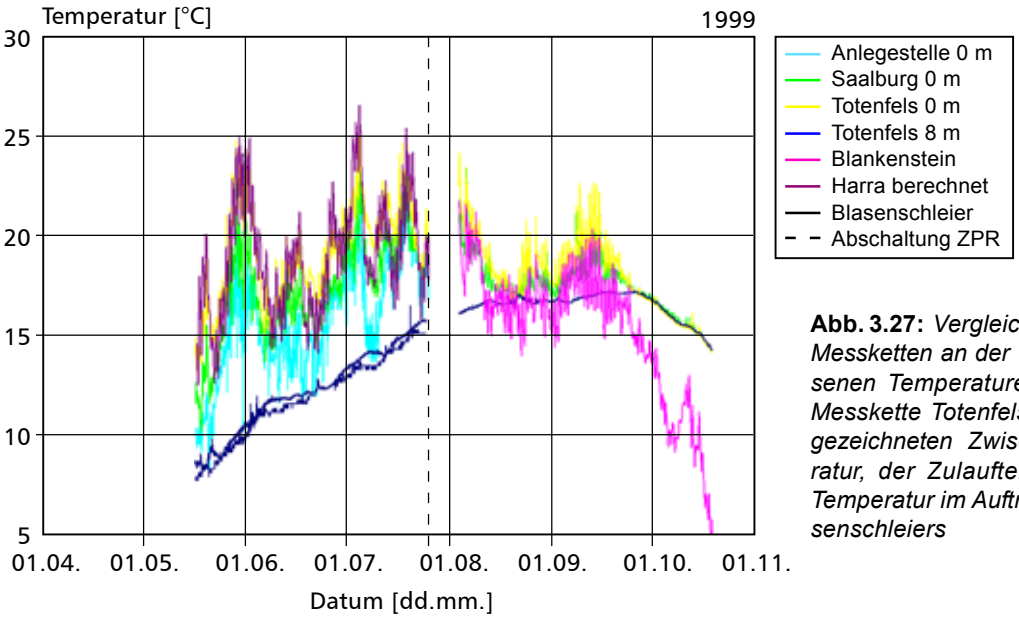


Abb. 3.27: *Vergleich der 1999 an den Messketten an der Oberfläche gemessenen Temperaturen mit der an der Messkette Totenfels in 8 m Tiefe aufgezeichneten Zwischenschichttemperatur, der Zulauftemperatur und der Temperatur im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers*

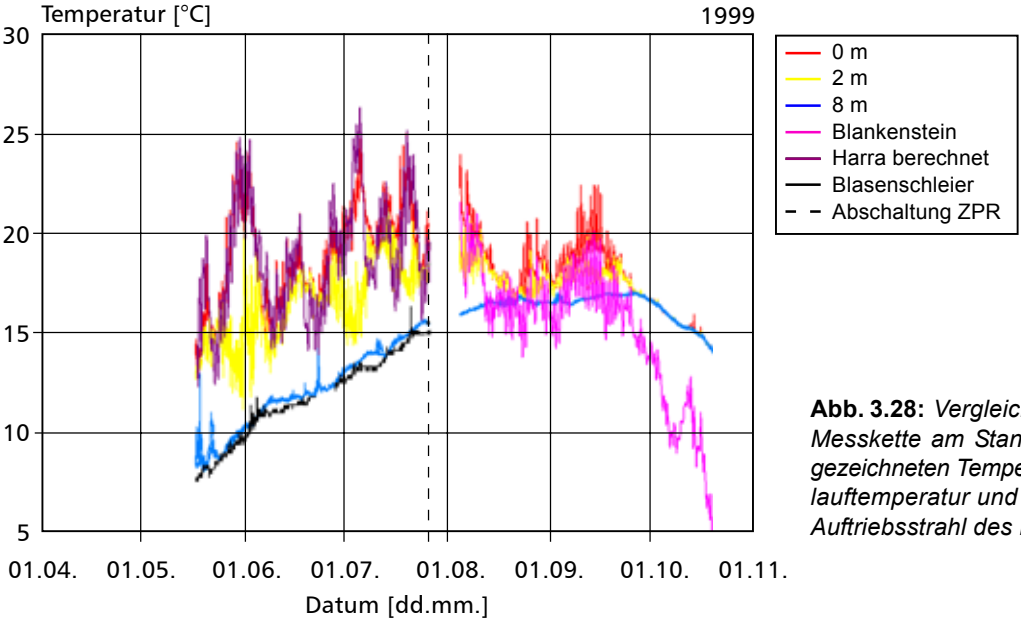


Abb. 3.28: *Vergleich der 1999 mit der Messkette am Standort Totenfels aufgezeichneten Temperaturen mit der Zulauftemperatur und der Temperatur im Auftriebsstrahl des Blasenschleiers*

Zustand nach Abschaltung der ZPR auch längerfristig (s. a. Abschn. 4.3.4).

Demgegenüber war in den Jahren 1998 und 1999 vor Abschaltung der ZPR am MP Totenfels ein deutlicher vertikaler Temperaturgradient vorhanden, der auch nach der Abschaltung der ZPR zeitweise sehr ausgeprägt war.

Im Jahre 1998 lagen die am MP Harra vor dem Abbau der Oberflächenschicht gemessenen Zulauftemperaturen wesentlich über denen am MP Totenfels. Die für den Zeitraum 1999 berechneten Zulauftemperaturen zeigten Werte größer als die an der Oberfläche am MP Totenfels bestimmten oder in der gleichen Größenordnung wie diese. Der Zulauf musste sich während dieser Zeit oberflächennah einschichten. Nach dem Abschalten der ZPR bewegten sich die für die Zulauftemperatur gemessenen Werte zwischen denen der Oberflächentemperatur und denen der Temperatur der Zwischenschicht. Die Einschichtung erfolgte also auch hier in die Oberflächenschicht.

Im Jahre 1998 setzte der Abbau der Oberflächenschicht zeitgleich mit einer starken Abnahme der Zulauftemperatur auf etwa dem Niveau der Zwischenschichttemperatur ein. Im Herbst lag die Zulauftemperatur sowohl 1998 als auch 1999 deutlich unter derjenigen der durchmischten Schicht, so dass sich der Zulauf in Sohlnähe einschichtete.

Weil die am MP Harra gemessenen Zulauftemperaturen ungewöhnlich hoch waren, wurde im Jahre 1998 durch weitere Temperaturmessungen der Einfluss der

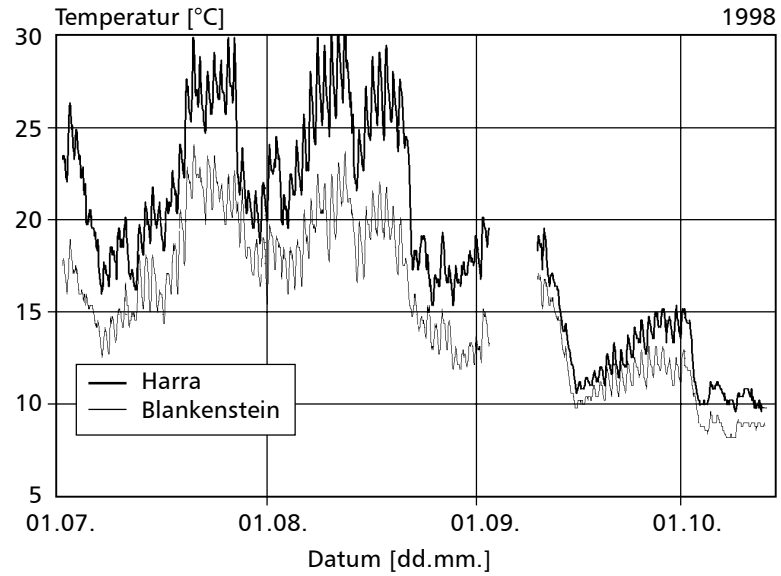


Abb. 3.29: *Vergleich der oberhalb der ZPR ermittelten Saale-Temperaturen (MP Blankenstein) mit den am MP Harra gemessenen Zulauftemperaturen der Bleilochtalsperre*

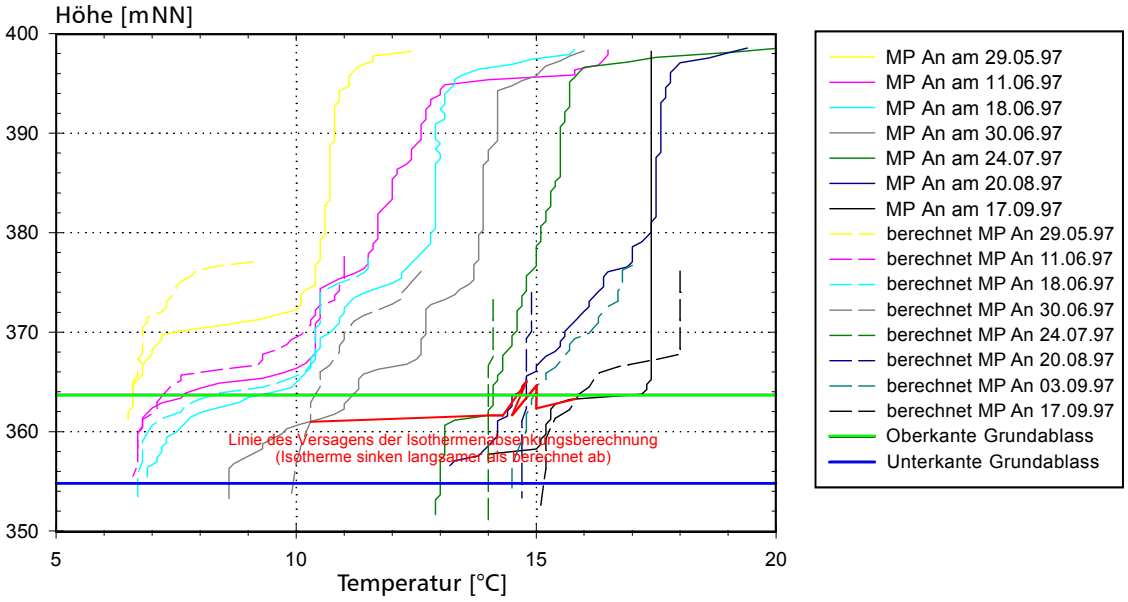


Abb. 3.30: *Im Jahre 1997 terminweise berechnete Tiefenlage der Isothermen im Vergleich mit den gemessenen Temperaturprofilen*

oberhalb des Messpunktes Harra von der ZPR in die Saale eingeleiteten thermisch belasteten Abwässer ermittelt. Dazu ist ab Anfang Juli 1998 ein weiterer Temperaturlogger flussaufwärts der Zellstoffabrik (MP Blankenstein) in die Saale eingebracht woden. In der **Abbildung 3.29** werden die dort bestimmten Saale-Temperaturen den am MP Harra gemessenen Zulauftemperaturen gegenübergestellt.

Danach wurde die Saale durch die Abwässer der Zellstofffabrik erheblich aufgeheizt. Die Temperaturzunahme betrug im Zeitraum Juli / August 1998 im Mittel 4,7 °C und im Zeitraum September bis Mitte Oktober 1998 1,5 °C.

Auf Grund des Anstieges des Wasserstandes im Jahre 1999 konnte der nun im Rückstaubereich der Talsperre liegende MP Harra nicht mehr für die Bestimmung der Zulauftemperaturen herangezogen werden. Um trotzdem Zulauftemperaturen für die Talsperre zu erhalten, wurde für 1999 eine Mischtemperatur aus der am MP Blankenstein gemessenen Saale-Temperatur und der Zulaufmenge sowie aus der Abwassertemperatur und der Ablaufmenge der ZPR-Kläranlage berechnet (s. **Abb. 3.27** und **3.28**).

Bei der Anwendung dieser Methode auf die 1998er Werte, d.h. beim Versuch des Nachrechnens der gemessenen Mischtemperatur am MP Harra aus den Zulaufwerten des MP Blankenstein und den Abwasserdaten der Kläranlage zeigten sich erhebliche Abweichungen zwischen den gemessenen und den berechneten Mischtemperaturen am MP Harra. Die berechneten

Mischtemperaturen lagen deutlich unter den gemessenen. Weitere Recherchen führten zu dem Ergebnis, dass die ZPR neben der Kläranlage über zwei weitere Einleitungen von Kühlwasser verfügt, die eine zusätzliche thermische Belastung bedeuten. Die maximal mögliche Abgabe thermisch belasteten Wassers kann das Dreifache der Abgabe über die Kläranlage betragen. Allerdings existieren keine Messungen über den genauen Verlauf der Menge und Temperatur dieser zusätzlichen Einleitungen. Nach Aussagen von der ZPR waren sie 1999 kleiner als 1998 und verringerten sich bis zum Zeitpunkt des Abschaltens der ZPR auf Null. Die für 1999 berechneten Mischtemperaturen des Talsperrenzulaufs sind deshalb nur als untere Grenze der tatsächlichen Zulauftemperatur zu verstehen. Nach Abschaltung der ZPR konnte die Zulauftemperatur mit der am MP Blankenstein gemessenen Saale-Temperatur gleichgesetzt werden (s. **Abb.3.27** und **3.28**).

3.3.3 Untersuchungen zur Beeinflussung des Bereichs unterhalb vom Blasenschleier

Im Jahre 1997 erfolgte die Wasserabgabe aus der Talsperre ausschließlich über die beiden Grundablässe. Die Abgabemenge wurde so reguliert, dass der Stauspiegel etwa auf 398 m NN konstant blieb. Schichtete sich der Zulauf innerhalb von z_{mix} ein, dann musste eine ständige Wasserabgabe aus dem durchmischten Abschnitt in den darunterliegenden Bereich erfolgen. Das Wasser sank dann allmählich bis auf die Höhe der Grundablassöffnung. Da sich das zu durchströmende Talsperrenvolumen verringerte, nahm die Geschwindigkeit im Laufe der Absinkbewegung zu. Wie aus den annähernd deckungsgleichen Temperaturprofilen im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich entnommen werden kann (s. **Abb. 3.2** und **3.3**), erfolgte die Abwärtsbewegung der Isothermen im Längsschnitt der Talsperre fast parallel (Abweichungen am unteren Ende der Temperaturprofile sind auf Grundberührungen der Temperatursonde zurückzuführen. Durch die langsame Temperaturzunahme der Zwischenschicht (s. **Abb. 3.24**) veränderte sich auch die Temperatur des aus der Zwischenschicht in den Bereich darunter eintretenden Wassers. Der Anstieg der Wassertemperaturen führte in diesem Abschnitt zum Aufbau des Temperaturgradienten.

Mit Hilfe des in SCHRÄDER (1958 b) angegebenen Verfahrens wurde für die Zu- und Abflussdaten des Jahres 1997 die Absenkung der Isothermen in den unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich terminweise nachgerechnet (Berechnung der Tiefenlage der Isothermen aus den Daten seit der vorangegangenen Messung). Damit sollte überprüft werden, ob die Umwälzung den Bereich unterhalb des Blasenschleiers beeinflusst. Als Datenbasis dienten die Temperaturwerte am MP Anlegestelle und eine zweite aus den Kartenplanimetrierungen gewonnene Stauhöhen-Gesamtinhalts-Beziehung:

$$V_{ges} = 2.422{,}78 \cdot (WS - 350)^{2{,}7684} \qquad (3.18)$$

Die Ergebnisse der Nachrechnungen sind in der **Abbildung 3.30** wiedergegeben.

Ohne auf die Größenordnung der einzelnen Abweichungen einzugehen, zeigt sich, dass die Isothermen im Jahre 1997 in der Bleilochtalsperre im Bereich zwischen 378 m NN und 364 m NN schneller absinken, als es die Abgabe über die Grundablässe zulässt. Es muss also eine Beeinflussung im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich durch die Umwälzung vorhanden sein. Mit Hilfe der Wärmehaushaltsberechnung (s. Abschn. 3.3.4) konnte die Größenordnung und der zeitliche Verlauf der Austauschvorgänge ermittelt werden.

Die teilweise langsamere Abwärtsbewegung der Isothermen im Bereich unterhalb von 364 m NN gegenüber der Berechnung lässt sich auf die Entnahme über den Grundablass in dieser Höhe zurückführen. Die Gegenüberstellung der unterhalb der Talsperre gewonnenen Abflusstemperaturen (Selektion der Ablauftemperaturen aus den im Saale-Bett gemessenen Wassertemperaturen auf Grund der zeitlich begrenzten Abgabe der Talsperre erforderlich; s. **Abb. 3.31**) mit den am MP Anlegestelle ermittelten Temperaturprofilen weist als Herkunft des Ablaufwassers in der Regel die Schicht um 362 m NN aus (s. **Abb. 3.32**), so dass die berechnete Absenkung der Isothermen ab dieser Höhe nicht mehr zutrifft (s. **Abb. 3.30**).

3.3.4 Wärmehaushaltsberechnungen

Grundlage für die Wärmehaushaltsberechnung bildete der aus den Temperaturprofilen der Messpunkte bestimmte Gesamtwärmeinhalt der Talsperre. Die Berechnung des Wärmehaushaltes erfolgte mit der Gleichung 3.19.

$$Q = V \cdot c_v \cdot \Delta T \qquad (3.19)$$

Zur Gegenüberstellung wurde der Wärmeinhalt anhand der Wärmebilanz der Bleilochtalsperre berechnet. Die grundlegenden Zusammenhänge finden sich unter BAUMGARTNER & LIEBSCHER (1990), LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1977), MANIAK (1997) und WAALS (1982). Der Wärmehaushalt selbst wird von verschiedenen Faktoren, die sich z.T. gegenseitig beeinflussen und nur empirisch ermitteln lassen, bestimmt. Im einzelnen sind das folgende Faktoren:

- die kurz- und langwellige Einstrahlung aus der Atmosphäre und deren an der Wasseroberfläche reflektierten Anteile,
- langwellige Ausstrahlung des Wasserkörpers,
- Verdunstung und Konvektion sowie
- der zu- und abflussbedingte (advektive) Wärmestrom (s. **Abb. 3.33**).

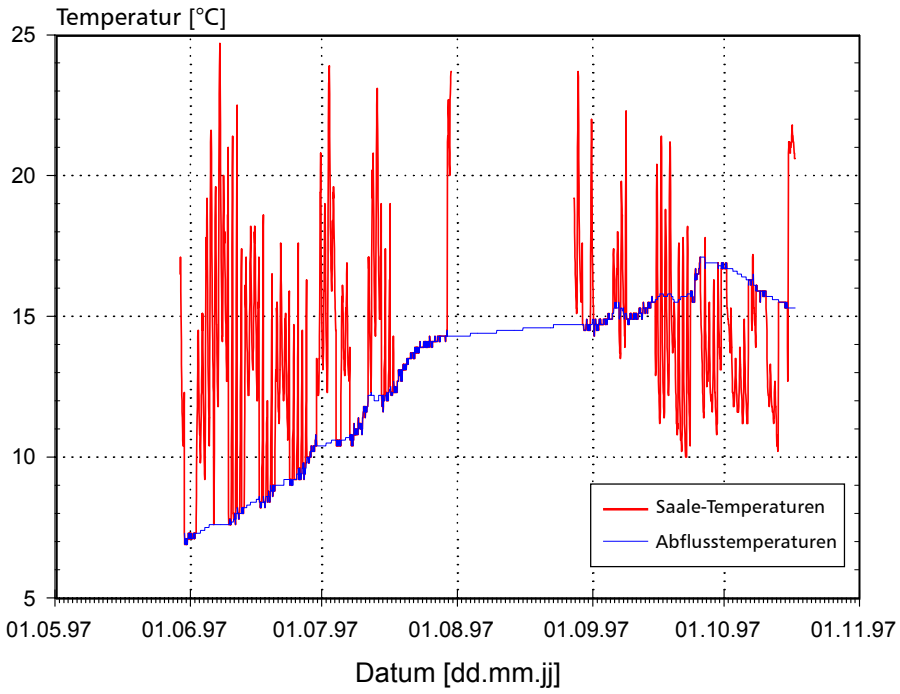


Abb. 3.31: *Im Jahre 1997 unterhalb der Bleilochtalsperre gemessene Saale-Temperaturen und daraus abgeleitete Abflusstemperaturen der Talsperre*

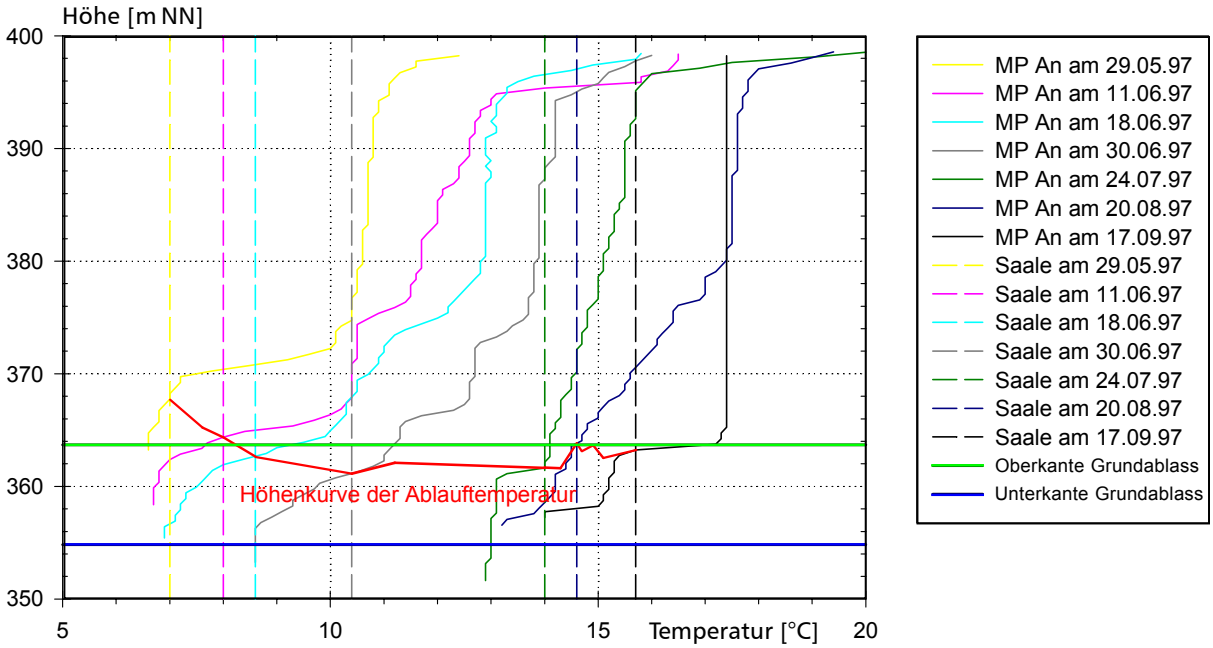


Abb. 3.32: *Höhenkurve der Ablauftemperatur 1997, ermittelt aus den Temperaturprofilen am MP Anlegestelle und den Saale-Temperaturen unterhalb der Talsperre*

Nach MANIAK (1997) ergibt sich die Energiebilanz eines Wasserkörpers mit:

$$H_T = R_S - R_{Sr} + R_G - R_{Gr} - R_A - H_K - H_V + H_A \quad (3.20)$$

Die für die Berechnung der Komponenten notwendigen Ausgangsdaten (relative Luftfeuchte, Lufttemperatur, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Wasseroberflächentemperatur) wurden an der Wetterstation am MP Staumauer stündlich gemessen. In den Jahren 1998 und 1999 konnten zusätzlich die an den Messketten aufgezeichneten Wasseroberflächentemperaturen mit verwendet werden. Ergänzend sind von der TLU Jena die Tagesmittelwerte des Zu- und Abflusses sowie die Stauspiegelhöhen zur Verfügung gestellt worden. Die Zu- und Abflusstemperaturen wurden mit

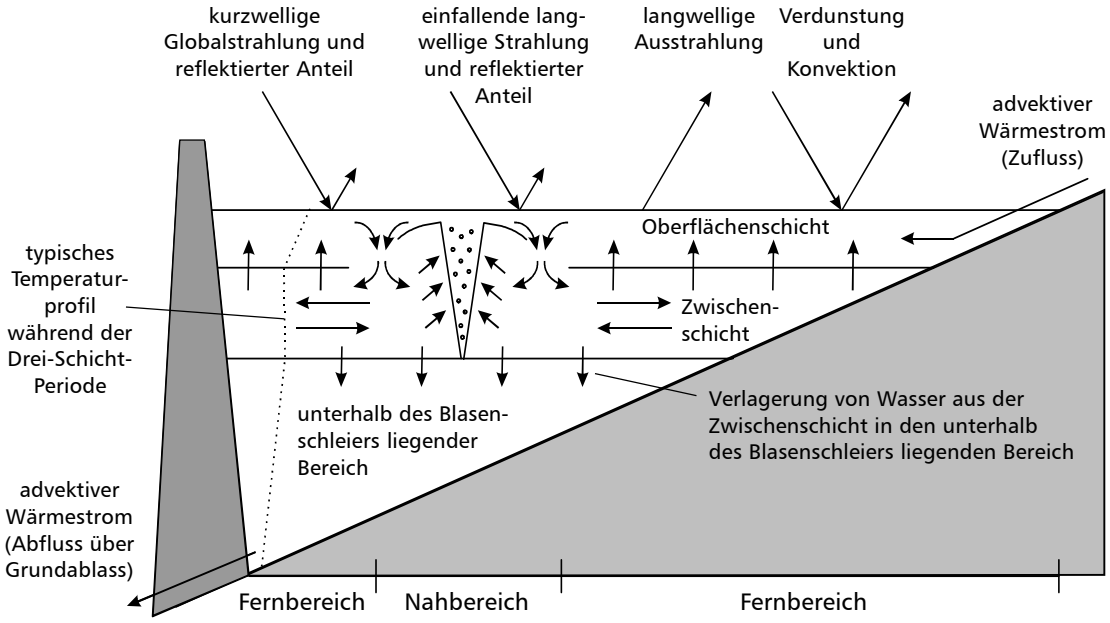


Abb. 3.33: *Gesamtübersicht der Wärmehaushaltskomponenten und der Strömungsverhältnisse*

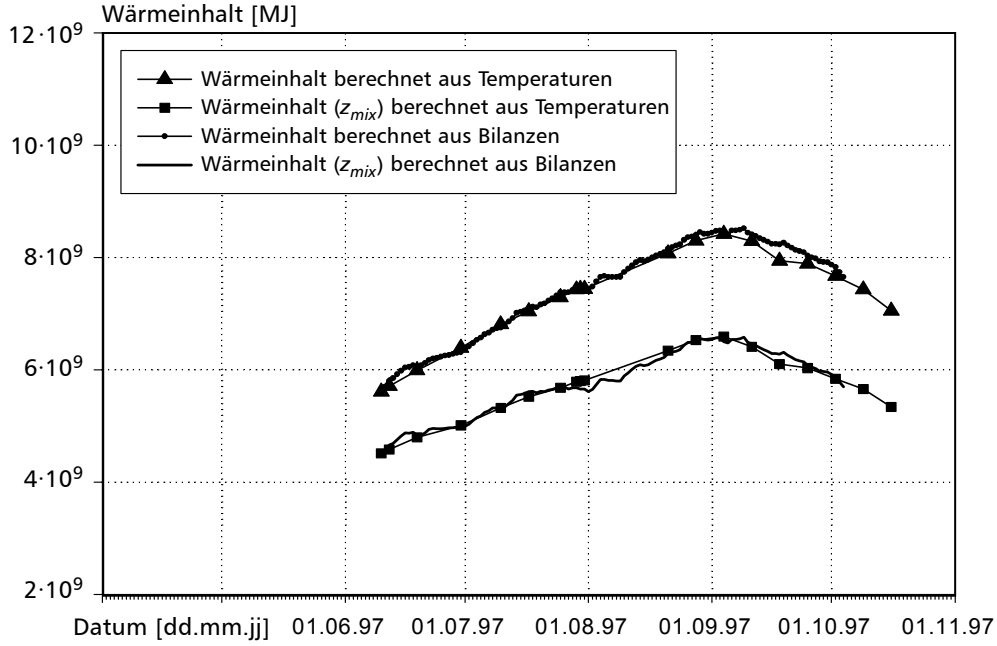


Abb. 3.34: *Gegenüberstellung der für den Zeitraum 1997 über die Bilanz ermittelten mit den aus den Temperaturprofilen berechneten Wärmeinhalten*

Hilfe von Temperatursonden gemessen bzw. die Zulauftemperaturen 1999 vor Abschaltung der ZPR berechnet.

Ausgehend von einem bestimmten Wärmeinhaltsstartwert konnte mit diesen Daten die tägliche Bilanzänderung des Wärmeinhalts aufsummiert und mit dem über die Temperaturprofile bestimmten Wärmeinhalt verglichen werden. Die Ergebnisse der beiden unabhängigen Berechnungen wiesen in jedem Jahr Abweichungen auf.

Mit Hilfe von empirischen Korrekturfaktoren ist im nächsten Schritt versucht worden, die Wärmeinhaltsbilanz den mit Hilfe der Temperaturprofile ermittelten Verlauf des Wärmeinhalts anzugleichen. Im Jahre 1998 betrug der verwendete Abminderungsfaktor für die Windgeschwindigkeit 0,75 (s. **Abb. 3.35**). Die Wahl ei-

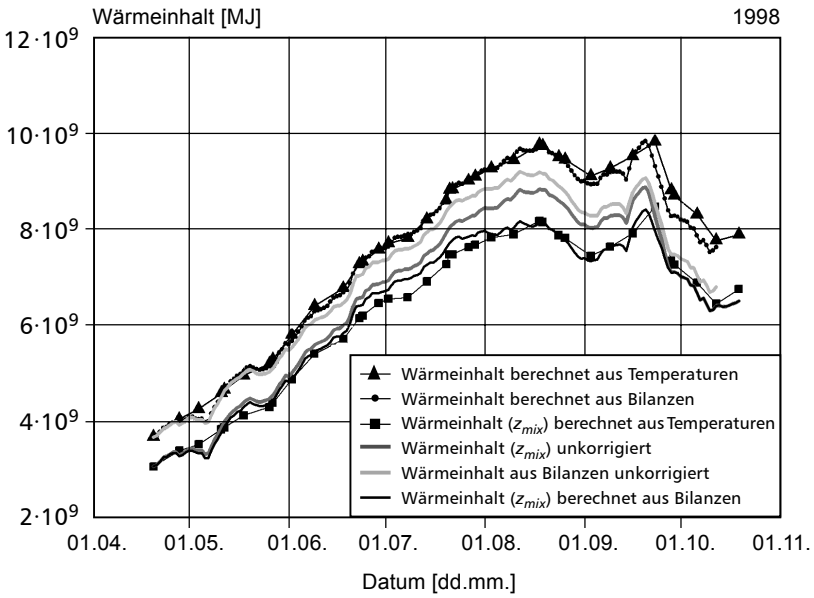


Abb. 3.35: *Gegenüberstellung der für den Zeitraum 1998 über die Bilanz ermittelten Wärmeinhalte mit den aus den Temperaturprofilen berechneten Wärmeinhalten*

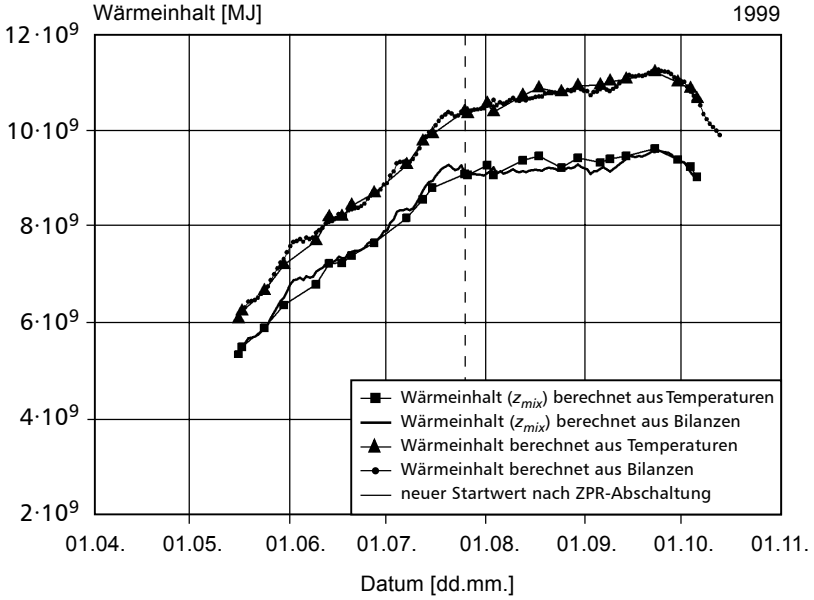


Abb. 3.36: *Gegenüberstellung der für den Zeitraum 1999 über die Bilanz ermittelten mit den aus den Temperaturprofilen berechneten Wärmeinhalten*

nes Windgeschwindigkeits-Abminderungsfaktors erfolgte auf Grund der offensichtlichen Tatsache, dass die punktuell im Hauptbecken der Talsperre gemessene Windgeschwindigkeit nicht repräsentativ für die durchschnittliche (über die Talsperre gemittelte) Windgeschwindigkeit ist. Der Windkorrekturfaktor 0,75 wurde auch auf die Daten 1997 angewandt, da die Randbedingungen für den Windangriff für alle Jahre gleich sein müssen. Hierbei zeigte sich, dass die aus der Bilanz berechnete Wärmeinhaltskurve höher lag, als die über die Temperaturprofile ermittelte. Dies würde bedeuten, dass 1997 die tatsächliche Wärmeabgabe größer war, als bei der Bilanzierung berechnet. Im Jahre 1997 sind als Wasseroberflächentemperaturen die an der Wetterstation aufgezeichneten Daten verwendet worden. Diese können, da sie nur die Temperaturen in der unmittelbaren Umgebung des Blasenschleiers widerspiegeln, ebenfalls als nicht für die gesamte Talsperre repräsentativ angesehen werden. Die tatsächlichen mittleren Oberflächentemperaturen in der Talsperre müssen höher liegen. Für 1997 wurden deshalb zusätzlich die in der **Tabelle 3.2** aufgelisteten empirischen Korrekturfaktoren für die Talsperren-Oberflächentemperatur ermittelt und mit ihnen der aus der Bilanz berechnete Werteverlauf des Talsperren-Wärmeinhalts dem aus den Temperaturprofilen bestimmten Verlauf angepasst (s. **Abb. 3.34**).

Im Jahre 1999 wurden zwei Nachrechnungen des Wasserinhaltsverlaufs über die Bilanz – und zwar einmal vom Frühjahr bis zur Abschaltung der ZPR und dann mit neuem Startwert ab ZPR-Abschaltung bis Anfang Oktober – durchgeführt (s. **Abb. 3.36**).

Tab. 3.2: *Empirische Korrekturfaktoren für die Wasseroberflächentemperaturen 1997*

Monat	Korrekturfaktor
Juni	$T_{wkorr} = 1{,}02 \cdot T_w$
Juli	$T_{wkorr} = 1{,}02 \cdot T_w$
August	$T_{wkorr} = 1{,}02 \cdot T_w$
1. Septemberhälfte	$T_{wkorr} = 1{,}02 \cdot T_w$
2. Septemberhälfte	$T_{wkorr} = 1{,}00 \cdot T_w$
Oktober	$T_{wkorr} = 1{,}00 \cdot T_w$

In der zweiten Berechnungsperiode ist zur Bilanzangleichung derselbe Windkorrekturwert (0,75) wie in den vorangegangenen Jahren verwendet worden. Vor Abschaltung der ZPR waren für 1999 die Zulauftemperaturen nicht ausreichend bekannt. Eine Rückrechnung der Zulaufbedingungen aus der Wärmeinhaltsentwicklung konnte nicht durchgeführt werden. Die Angleichung der über die Bilanz bestimmten Wärmeinhaltsentwicklung an die vorhandene erfolgt mit einem veränderten Windkorrekturfaktor (0,8). Er schließt in diesem Fall die Ungenauigkeiten der Windmessung, aber auch die Unsicherheiten bei der Zulauftemperaturbestimmung mit ein.

Eine ähnliche Gegenüberstellung der Wärmeinhaltsentwicklung erfolgte im nächsten Schritt für das von z_{mix} eingeschlossene Volumen. Auch hier wurde der über die Wärmebilanz ermittelte Wärmeinhalt an den vorhandenen angepasst. Da die Größenordnung des Energieaustausches über die Wasseroberfläche mit Hilfe der korrigierten Oberflächentemperaturen und Windgeschwindigkeiten bereits ermittelt wurde, ist hier ein zusätzlicher Korrekturfaktor für den advektiven Abflusswärmestrom (bezogen auf z_{mix}) eingeführt worden.

Wie bei den vorangegangenen Gegenüberstellungen wurden, ausgehend von einem Startwert (1999 von zwei Startwerten), die ermittelten Wärmeinhaltsänderungen in der Talsperre aufsummiert und mit Hilfe der Korrekturfaktoren für den advektiven Abflusswärmestrom, bezogen auf z_{mix}, den tatsächlichen Verhältnissen angepasst. Die auf diese Weise gefundenen Korrekturfaktoren für die einzelnen Jahre sind in der **Tabelle 3.3** zusammengestellt.

Aus den gefundenen Korrekturfaktoren lässt sich das Ausmaß und der zeitliche Verlauf, in dem der unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich durch die Umwälzung beeinflusst wurde, ableiten. Bei Korrekturfaktoren >1 ist von vertikalen Wirbelsystemen auszugehen, die einen veränderten Wärmetransport unter Aufrechterhaltung der Kontinuität über die untere Begrenzung des von z_{mix} eingeschlossenen Volumens bewirken.

Im Jahre 1997 wurde der Blasenschleier von Ende Mai bis Ende Juli mit einem Luftvolumenstrom von 1.500 Nm^3/h (Normkubikmeter pro Stunde) betrieben, wobei sich erst Mitte Juli die geforderte waagerechte und damit endgültige Betriebslage der Rohrleitung einstellte. Diese Bedingungen erzeugten mit den Korrekturfaktoren 1,3 und 1,5 einen starken zusätzlichen Austausch über die untere Grenzfläche von z_{mix}. Danach ist der Blasenschleier mit ca. 1.000 Nm^3/h betrieben worden, was zu keiner nennenswerten zusätzlichen Beeinflussung im Bereich unterhalb des Blasenschleiers mehr führte.

Im April 1998 startete die Luftzuführung mit ca. 1.250 Nm^3/h, so dass sich eine leichte zusätzliche Beeinflussung (Korrekturfaktor 1,1) einstellte. In der ersten Maihälfte traten dann bei einer Umwälzleistung von 1.500 Nm^3/h die gleichen Bedingungen wie in der zweiten Julihälfte 1997, d.h. ein Korrekturfaktor von 1,3 auf. Ab der zweiten Maihälfte wurde bis Ende August versucht, die sich wieder bildende Oberflächenschicht durch Betrieb des Blasenschleiers mit voller Leistung (Luftvolumenstrom zwischen 1.750 Nm^3/h und 2.000 Nm^3/h) einzugrenzen. Dies führte zu einer starken zusätzlichen Beeinflussung (Korrekturfaktor 1,5) des unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereichs durch

Tab. 3.3: *Empirische Korrekturfaktoren für den advektiven Abflusswärmestrom bezogen auf z_{mix}*

Monat	Korrekturfaktor
Juni 1997	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
Juli 1997	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}3 \cdot H_{AA,zmix}$
August 1997	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Septemberhälfte 97	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Septemberhälfte 97	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
Oktober 1997	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Aprilhälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Maihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}3 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Maihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Junihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Junihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Julihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Julihälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Augusthälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}5 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Augusthälfte 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Septemberhälfte 98	$H_{AA,zmix,korr} = 0{,}8 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Septemberhälfte 98	$H_{AA,zmix,korr} = 0{,}8 \cdot H_{AA,zmix}$
Oktober 1998	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Maihälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Junihälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Junihälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Julihälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Julihälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Augusthälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Augusthälfte 1999	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}2 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Septemberhälfte 99	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}1 \cdot H_{AA,zmix}$
2. Septemberhälfte 99	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$
1. Oktoberhälfte 99	$H_{AA,zmix,korr} = 1{,}0 \cdot H_{AA,zmix}$

die Umwälzung. Mit dem Abbau des Temperaturgradienten in der Talsperre in der zweiten Augusthälfte lieferte die verwendete Methode zur Bestimmung der Korrekturfaktoren keine Werte mehr, so dass als Korrekturfaktor 1 gesetzt werden kann. Das Hochwasser im September 1998 führte erneut zu Temperaturgradienten in der Talsperre. Als Austauschtemperatur zwischen dem von z_{mix} eingeschlossenen Volumen und dem Bereich unterhalb des Blasenschleiers wurde die Temperatur am MP Staumauer verwendet. Da sich das Hochwasser auf Grund der geringeren Temperatur als Grundschicht von der Stauwurzel in Richtung Staumauer und damit auch durch die untere Grenzfläche von z_{mix} bewegte, musste der Korrekturfaktor, der in diesem Fall als Temperaturabminderungsfaktor zu verstehen ist, auf 0,8 verringert werden.

Im Jahre 1999 betrug z_{mix} wegen des gestiegenen Talsperrenwasserstandes im Gegensatz zu 1997 und 1998 ca. 27 m Tiefe. Der Blasenschleier wurde außer in der ersten Augusthälfte mit ca. 1.400 Nm^3/h betrieben. In der ersten Augusthälfte 1999 lag die Luftmenge bei etwa 2.000 Nm^3/h. Obwohl der Luftvolumenstrom damit dieselbe Größenordnung wie in den vorangegangenen Jahren erreichte, betrugen die Korrekturfaktoren nur 1,1 bzw. 1,2. Die Erhöhung des Wasserstandes führt also zu einer Dämpfung des zusätzlichen Wasseraustausches über die Untergrenze von z_{mix}.

Mit Hilfe der Wärmehaushaltsberechnung war es neben der Bestimmung des Ausmaßes der Beeinflussung im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich durch die Umwälzung auch möglich, den Einfluss des Zulaufs und des Energieaustausches über die Talsperrenoberfläche auf die Ausbildung der Oberflächenschicht genauer zu interpretieren. In den **Abbildungen 3.37** bis **3.39** sind dazu die mit der Bilanz berechneten Wärmeinhaltskomponenten der einzelnen Jahre als 5-Tage-Mittel dargestellt.

Aus dem Vergleich der **Abbildungen 3.24, 3.26** und **3.28** mit den **Abbildungen 3.37, 3.38** und **3.39** lässt sich erkennen, dass der Abbau der Oberflächenschicht immer ab *dem* Zeitpunkt stattfand, an dem der Energieaustausch über der Talsperrenoberfläche negative Werte annahm. Die Verringerung der Stabilität nach Abschaltung der ZPR 1999 kann folglich nicht auf die meteorologischen Verhältnisse zurückgeführt werden. Sie ist vielmehr direkt aus der unterbliebenen Abwassereinleitung zu schließen.

Weiterhin zeigen die **Abbildungen 3.37, 3.38** und **3.39**, dass der advektive Wärmestrom einen bedeutenden Beitrag zur Bilanz darstellt. Das thermische Verhalten der Bleilochtalsperre wird wesentlich von den Zu- und Ablaufbedingungen mit gesteuert. Ein starker Einfluss der thermischen Bedingungen durch die Abwässer allein konnte allerdings nicht festgestellt werden. Die thermisch belasteten Abwässer wirken sich hauptsächlich auf die Schichtungsbildung in der Talsperre aus.

Bei möglichen weiteren Nutzungen eines Blasenschleiers zur Destratifikation sollte entsprechend den an der Bleilochtalsperre gewonnenen Erfahrungen bereits im Vorfeld das Einschichtungsverhalten des Zulaufs und sein Beitrag zum Wärmehaushalt mit beachtet werden.

3.3.5 Messungen des durch den Blasenschleier induzierten Wasservolumenstroms

Für die Konzipierung des Blasenschleiers (s. KRANAWETTREISER, SCHRÖTER & ZIMMERMANN 1995, SCHRÖTER & WITTER 1997, SCHRÖTER & WITTER 1998 und WITTER & SCHRÖTER 1996) wurde auf Grund von Literaturrecherchen von einem Verhältnis $Q_L : Q_W = 1:1000$ ausgegangen. Dieses Verhältnis sollte durch Messungen der horizontalen Abströmgeschwindigkeiten bei einem Lufteintrag in 20 m Tiefe überprüft werden. Die Geschwindigkeitsaufnahme erfolgte dabei im Abstand von etwa 5 m von der Blasenschleierachse (Messpunkt im Nahbereich der Umwälzanlage) in 0,5-m-Schritten von der Oberfläche bis in eine Tiefe von 4 m. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der **Abbildung 3.40** dargestellt. Darin ist deutlich der vom Blasenschleier abströmende Strahl mit dem Geschwindigkeitsmaximum an der Oberfläche zu erkennen. Die Abweichungen zwischen den beiden durchgeführten Messungen sind auf Ungenauigkeiten bei der Ausrichtung des Messgerätes auf den Blasenschleier, aber auch auf die turbulenten Richtungs- und Geschwindigkeitsschwankungen im Nahbereich der Umwälzanlage zurückzuführen. Nach Integration der Geschwindigkeiten über die Messtiefe und doppelte Blasenschleierlänge (beidseitiges Abströmen vom Blasenschleier) ergaben sich die in der **Abbildung 3.40** angegebenen Wasservolumenströme bei einem Luftvolumenstrom von ca.1.000 m^3/h. Das in KRANAWETTREISER, SCHRÖTER & ZIMMERMANN (1995), SCHRÖTER & WITTER (1997), SCHRÖTER & WITTER (1998) und WITTER & SCHRÖTER (1996) angegebene Verhältnis $Q_L : Q_W$ wurde durch diese Messungen größenordnungsmäßig bestätigt.

3.3.6 Driftkörpermessungen

Die großräumigen Geschwindigkeitsverteilungen in Seen und Talsperren lassen sich mit Hilfe von Driftkörpermessungen relativ leicht ermitteln. Unter visueller Beobachtung der Drifter kann dieses Verfahren aber bei schlecht einsehbaren Gewässern oder ungünstigen Witterungsbedingungen nicht verwendet werden. Von der TU Ilmenau wurde deshalb ein Driftkörpermesssystem mit automatischer Positionsbestimmung auf der Grundlage des Satellitennavigationssystems GPS entwickelt (s. SCHNEEGAST, SCHNEIDER & THOMÄ 1997, SCHNEEGAST 1998 a und SCHNEEGAST 1998 b) und gemeinsam mit dem Hydrolabor Schleusingen erfolgreich bei der Bestimmung der durch den Blasenschleier induzierten Strömungsverhältnisse in der Bleilochtalsperre eingesetzt (s. WITTER 1997, JERZYKOWSKI & WITTER 1998, WITTER 1999 a, WITTER 1999 b, WITTER, KRANAWETTREISER & HACK (1999), SCHNEEGAST & WITTER 2000).

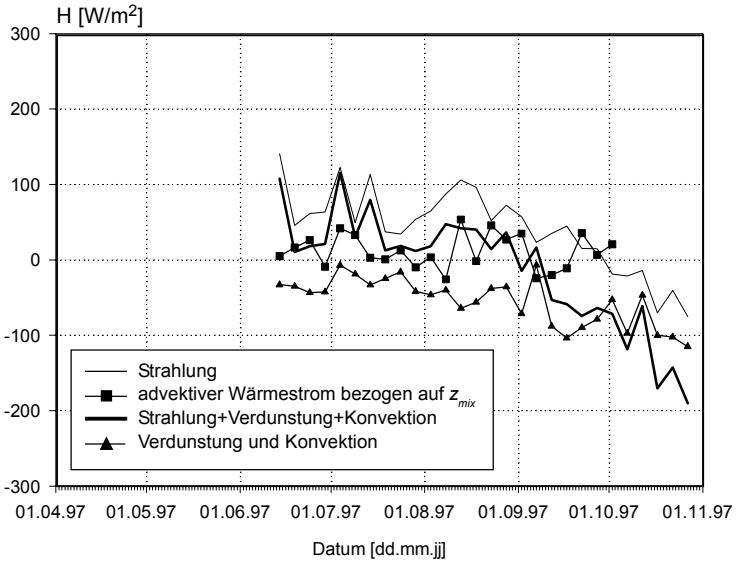


Abb. 3.37: *5-Tage-Mittel-Bilanz der Wärmehaushaltskomponenten 1997*

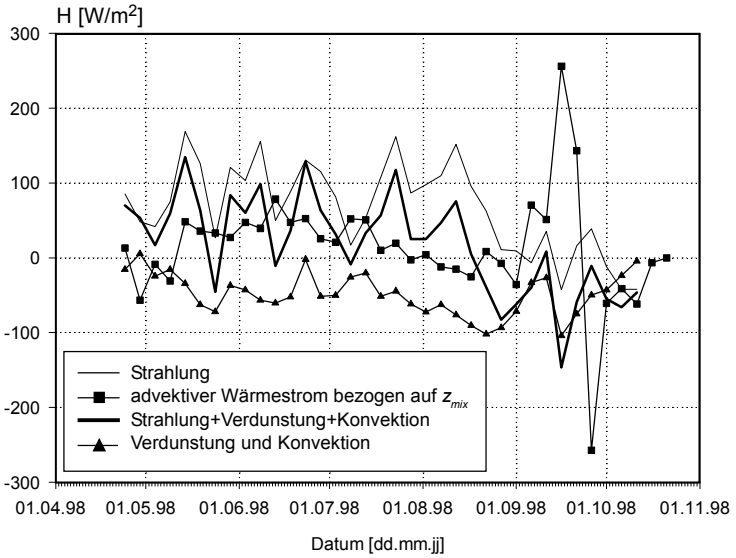


Abb. 3.38: *5-Tage-Mittel-Bilanz der Wärmehaushaltskomponenten 1998*

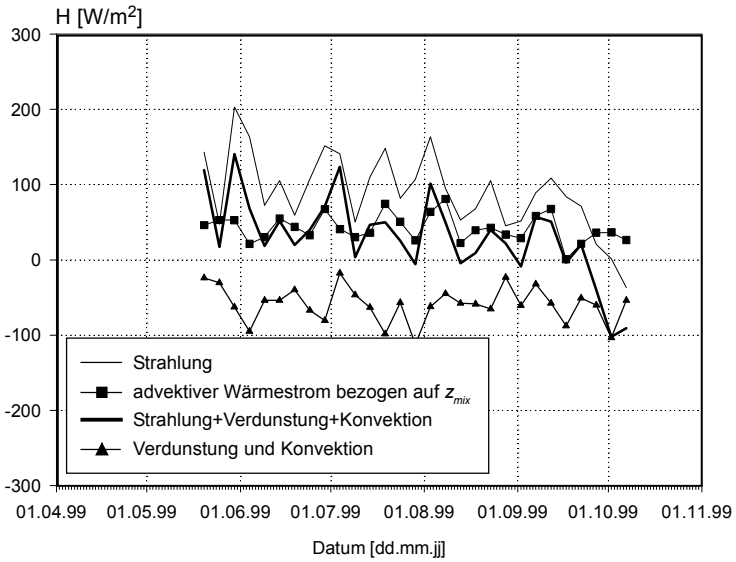


Abb. 3.39: *5-Tage-Mittel-Bilanz der Wärmehaushaltskomponenten 1999*

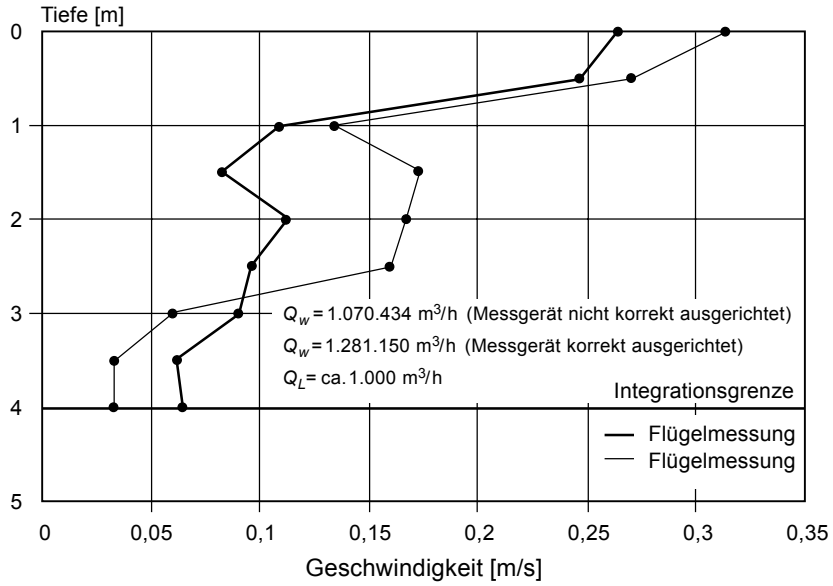


Abb. 3.40: *Geschwindigkeitsmessungen am Blasenschleier (Abstand zur Blasenschleierachse: ca. 5 m)*

Der verwendete Drifter besteht aus einer Boje mit GPS-Sonde und Empfangsteil und in der Messebene aus einem Driftkreuz, das über ein entsprechend langes Seil unter der Boje angehängt ist (s. **Abb. 3.41**).

Die Abmessungen der Boje sind, um die Wind- und Strömungswiderstände im Vergleich zu den Kräften auf das Driftkreuz gering zu halten, mit einem Durchmesser von 10 cm und einer Länge von 75 cm relativ klein gewählt worden. Das Driftkreuz selbst weist eine Höhe von 1 m und eine Breite von 3 m auf. Um es trotz dieser Größe handhabbar zu gestalten, wurde es aus einem zerlegbaren und mit Kunststofffolie bespannten Rahmen angefertigt. Der Zusammenbau des Driftkreuzes kann damit erst kurz vor dem Einsetzen des Drifters vom Boot aus geschehen.

Während der Messung bestimmt die Boje ihre Position über den GPS-Empfänger fortlaufend automatisch und überträgt diese Daten an eine Landstation. Die Stromversorgung der Oberflächenboje ist dabei so angelegt, dass ein ununterbrochener Betrieb von mindestens 12 h bei einem Messintervall von 12 s gewährleistet ist. Da die Genauigkeit der GPS-Positionsbestimmung nur in einer Größenordnung von ca. 100 m liegt, werden zusätzliche Korrekturdaten von einer Landstation an die Boje gesendet (s. **Abb. 3.41**). Dabei kommt das Differential-GPS-Verfahren DGPS zur Anwendung, bei dem der Fehler der GPS-Daten durch Vergleich mit einer Referenzstation, deren Lage bekannt ist, ermittelt wird. Als Korrekturwerte werden die von der Deutschen Telekom AG und dem Institut für Angewandte Geodäsie über Langwelle bereitgestellten Daten verwendet. Die Positionsgenauigkeit verbessert sich dadurch auf etwa 5 m. Die von der Landstation empfangenen Daten werden während der Messung *online* auf einen PC übertragen und dort in die auf den Bessel-Ellipsoid bezogenen und in die Ebene abgebildeten Gauß-Krüger-Koordinaten (Rechts- und Hochwert in Meter) umgerechnet. Die werden für jede Boje getrennt (bei den Messungen in der Bleilochtalsperre wurden gleichzeitig bis zu 9 Drifter eingesetzt) zusammen mit der Uhrzeit im ASCII-Format abgespeichert. Gleichzeitig erfolgt die grafische *online*-Darstellung der gemessenen Bahnlinien, so dass während der Messung operativ über ein Umsetzen der einzelnen Drifter entschieden werden kann.

Mit der Ausgabe von Positions- und Zeitdaten im ASCII-Format ist der Datenaustausch zwischen den Programmen für die spätere Datenauswertung gewährleistet. Im vorliegenden Fall wurden dazu die handelsüblichen Vektorgrafik-, Tabellenkalkulations- und Präsentationsprogramme GEOSOFT (Version 4.00.03), MICROSOFT EXCEL (Version 7.0) und SPSS SIGMA PLOTT (Version 4.01) verwendet. Für die Auswertung standen neben den Daten der Driftkörper auch die an der Wetterstation vor der Staumauer gewonnenen Werte für die Windrichtung und die Windgeschwindigkeit zur Verfügung.

Driftkörpermessungen zur Bestimmung der Ausdehnung des Nahfeldes unter homothermen Bedingungen

Die Driftkörperuntersuchungen in der Bleilochtalsperre beschränkten sich auf das Hauptbecken und lassen sich in 2 Phasen einteilen.

In der ersten Phase (Messungen 1996, 1997, z.T. 1998) wurde mit kleineren Driftkreuzen (0,5 m Höhe; 1 m Breite) versucht, die oberflächennahe Strömung in der Bleilochtalsperre unter verschiedenen Windbedingungen zu erfassen. Die Kenntnis der Oberflächenströmungsbilder unter verschiedenen Windverhältnissen war Voraussetzung für die Bestimmung der Geschwindigkeitsvektoren in größeren Tiefen (s. nächsten Abschnitt).

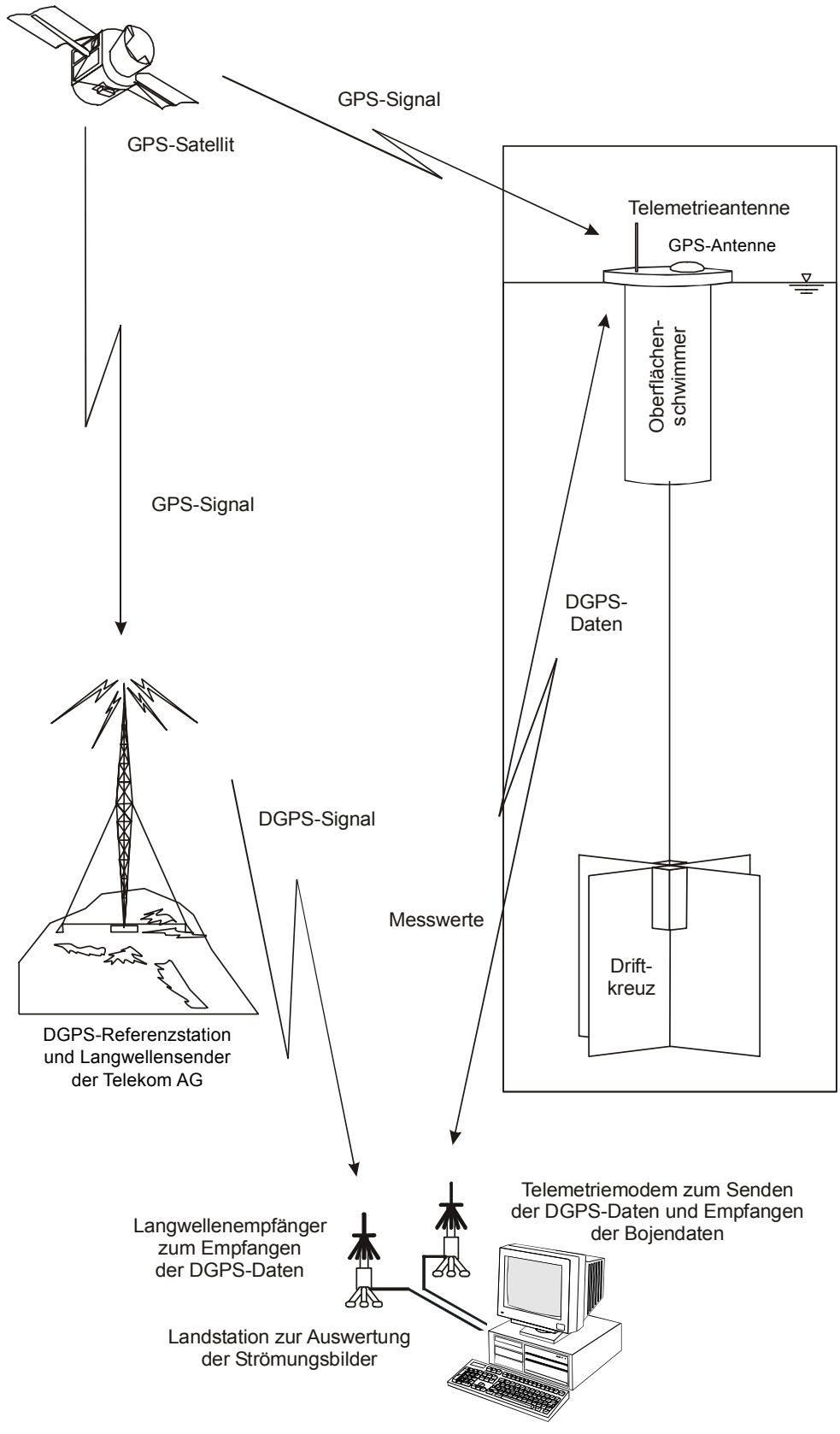


Abb. 3.41: *Funktionsprinzip der Driftkörpermessungen mit Hilfe des Satellitennavigationssystems GPS*

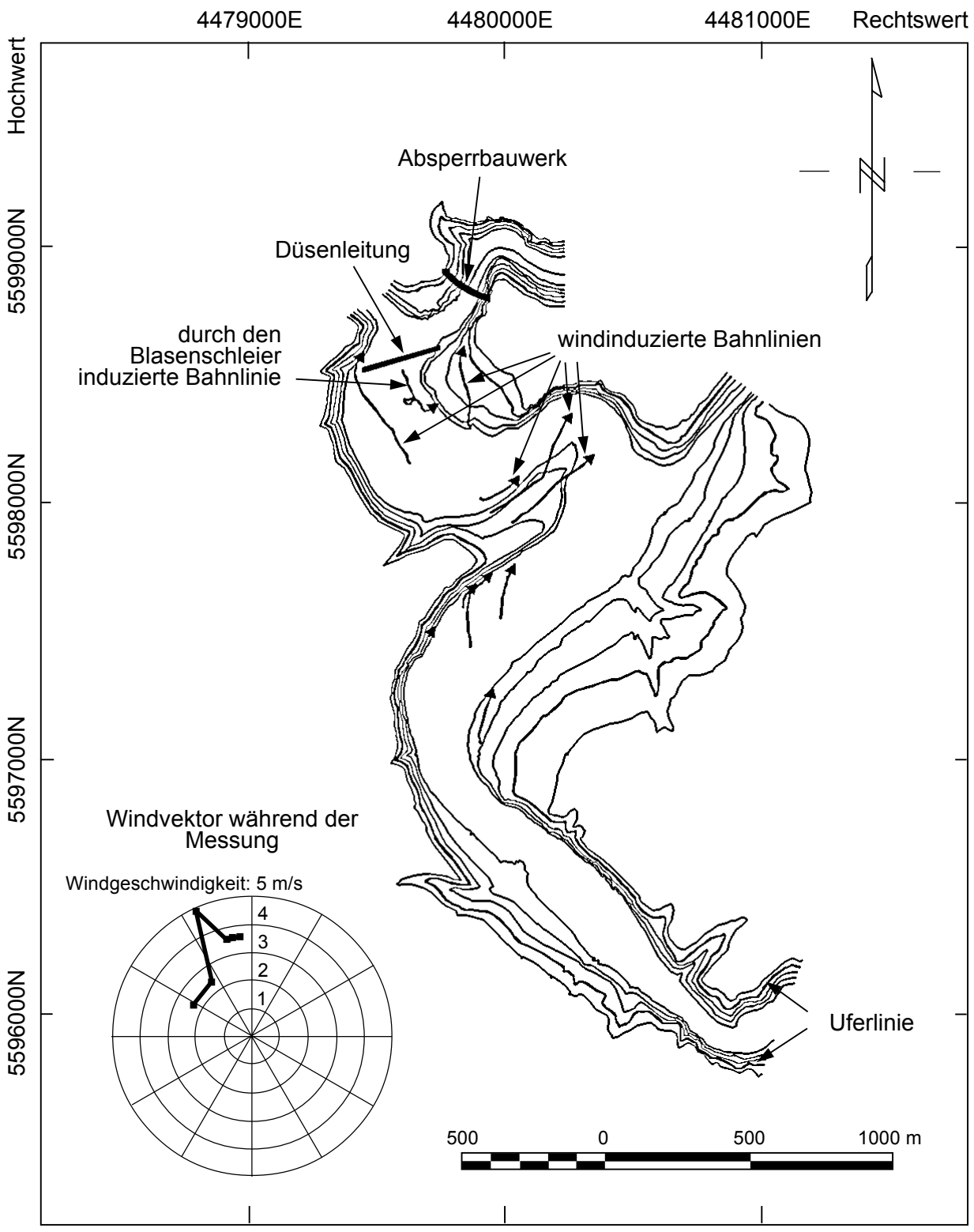


Abb. 3.42: *Bahnlinien der oberflächennahen Strömung im Hauptbecken der Bleilochtalsperre am 03.10.1997*

Die ermittelten Oberflächenströmungsverhältnisse sind in WITTER (1997), JERZYKOWSKI & WITTER (1998) und WITTER (1999 a) dokumentiert. Daneben konnte die südöstliche Ausdehnung des Nahbereichs des Blasenschleiers unter homothermen Bedingungen bestimmt werden.

In der **Abbildung 3.42** sind die während eines Messeinsatzes in der Bleilochtalsperre aufgezeichneten Bahnlinien wiedergegeben. Die Talsperre war zu diesem Zeitpunkt homotherm durchmischt und der Windvektor zeigte nach NW. Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass die Bahnlinien im Fernbereich der Umwälzanlage nicht durch den Blasenschleier beeinflusst waren. Sie weisen im Hauptbecken in NO-Richtung. Die Strömung wird dort durch die morphologischen Bedingungen gesteuert. Am Standort des Blasenschleiers entsprach der ungestörte Strömungsvektor dem Windvektor (Bewegung der Driftkörper an den Seiten des Blasenschleiers vorbei). Im Nahfeld des Blasenschleiers bewegte sich die dort eingesetzte Boje entgegengesetzt zum Windvektor nach SO. Etwa 200 m vom Blasenschleier entfernt begann die Boje sich nach NO zu drehen, d.h., der Drifter wurde von der durch den Wind induzierten Strömung erfasst. Die vom Blasenschleier verursachte Oberflächenströmung tauchte an diesem Punkt ab, d.h., die Begrenzung des Nahfeldes war erreicht. Die gemessene südöstliche Ausdehnung des Nahfeldes in der Bleilochtalsperre liegt demnach unter homothermen Bedingungen in der gleichen Größenordnung wie sie KRANENBURG (1978) und BAHR, KLAPPER & SCHOLZ (1985) angeben.

Driftkörpermessungen zur Bestimmung der Geschwindigkeiten in der Zwischenschicht

In der zweiten Phase der Driftkörperuntersuchungen (z.T. 1998 und 1999) wurde versucht, die durch den Blasenschleier induzierten Strömungen in der Zwischenschicht aufzuzeichnen.

Bei der Messung der Geschwindigkeitsvektoren in der Zwischenschicht können die auf die Boje wirkenden Kräfte auf Grund der relativ kleinen zu messenden Geschwindigkeiten nicht vernachlässigt werden. Die durch den Drifter bei diesen Messungen aufgezeichneten Bewegungen entsprechen dann nicht denen in der Messebene. Um die Geschwindigkeitsvektoren in der Messebene zu erhalten, wurde für die sich an die Messungen anschließende Auswertung im Hydrolabor ein Korrekturrechnungs-Algorithmus entwickelt und der Ablauf der Messungen den Erfordernissen der Korrektur angepasst. Für die Durchführung der Korrekturrechnung wird neben dem Geschwindigkeitsvektor des Drifters der an der Boje vorhandene Geschwindigkeitsvektor der Oberflächenströmung benötigt. Deshalb wurden in der Bleilochtalsperre jeweils zu einem Drifter mit Driftkreuz (für diese Messungen wurden die großen Driftkreuze verwendet) mehrere Oberflächendrifter (ohne Kreuz, d.h. nur die GPS-Boje) in der Umgebung eingesetzt.

Bei der Entscheidungsfindung über die Art der Gruppierung der Oberflächendrifter konnten nun die in der ersten Phase gewonnenen Erkenntnisse über die großräumigen Oberflächenströmungen bei verschiedenen Windverhältnissen mit herangezogen werden.

In der **Abbildung 3.43** ist der Ablauf der Auswertung mit Korrekturrechnung als Übersichtsschema wiedergegeben. Zunächst wurden die während der Messungen aufgezeichneten Rohdaten (zeitlich definierte Hoch- und Rechtswerte der Lagekoordinaten der Drifter) als Bahnlinien in einer Übersichtskarte eingeblendet und dann der Umfang der Ausgangsdaten auf ein sinnvolles Maß durch Anwendung eines zeitlichen Filters reduziert. Der Reduzierungsfaktor ist dabei frei wählbar und kann dadurch veränderten Genauigkeitsanforderungen angepasst werden. Aus den gefilterten Daten sind anschließend die Bewegungsgeschwindigkeiten und -richtungen des Drifters berechnet und als Geschwindigkeits-Zeit- und Bewegungsrichtungs-Zeit-Diagramm dargestellt worden.

Auf der Grundlage der nun vorhandenen Abbildungen konnten Ausreißer in den Ausgangsdaten eliminiert und die Grafiken angepasst werden. Die Illustration der Messergebnisse wurde abschließend durch Berechnung der Geschwindigkeitsvektoren der Drifter aus den gefilterten Daten und Übertragung in eine Übersichtskarte ergänzt.

Nach GÖRANSSON & SVENNSON (1977) heben sich unter gleichförmigen Bedingungen die auf den Drifter wirkenden Kräfte auf:

$$F_w + F_0 + F_s + F_u = 0 \tag{3.21}$$

Im vorliegenden Fall wurde die Widerstandskraft des Windes an der Boje und die Widerstandskraft am Verbindungsseil zwischen Boje und Driftkreuz vernachlässigt, so daß sich Gleichung 3.21 zu Gleichung 3.22 vereinfacht.

$$F_0 = - F_u \tag{3.22}$$

Allgemein lässt sich die Widerstandskraft am Drifter mit Gleichung 3.23 berechnen.

$$F = \tfrac{1}{2} \cdot c \cdot \rho \cdot A \cdot |u - u_d| \cdot (u - u_d) \tag{3.23}$$

Nach Einführung der Relativgeschwindigkeit der Oberflächenströmung zum Drifter u_{do} und der Relativgeschwindigkeit der Strömung in der Messebene zum Drifter u_{du} lassen sich aus den Gleichungen 3.22 und 3.23 die Bestimmungsgleichungen der Komponenten der Strömungsgeschwindigkeit in der Messebene ableiten:

$$u_{ux} = u_{dx} \pm \sqrt{\frac{c_0 \cdot A_0}{c_u \cdot A_u} \cdot (u_{dx} - u_{0x})^2} \tag{3.24}$$

$$u_{uy} = u_{dy} \pm \sqrt{\frac{c_0 \cdot A_0}{c_u \cdot A_u} \cdot (u_{dy} - u_{0y})^2} \tag{3.25}$$

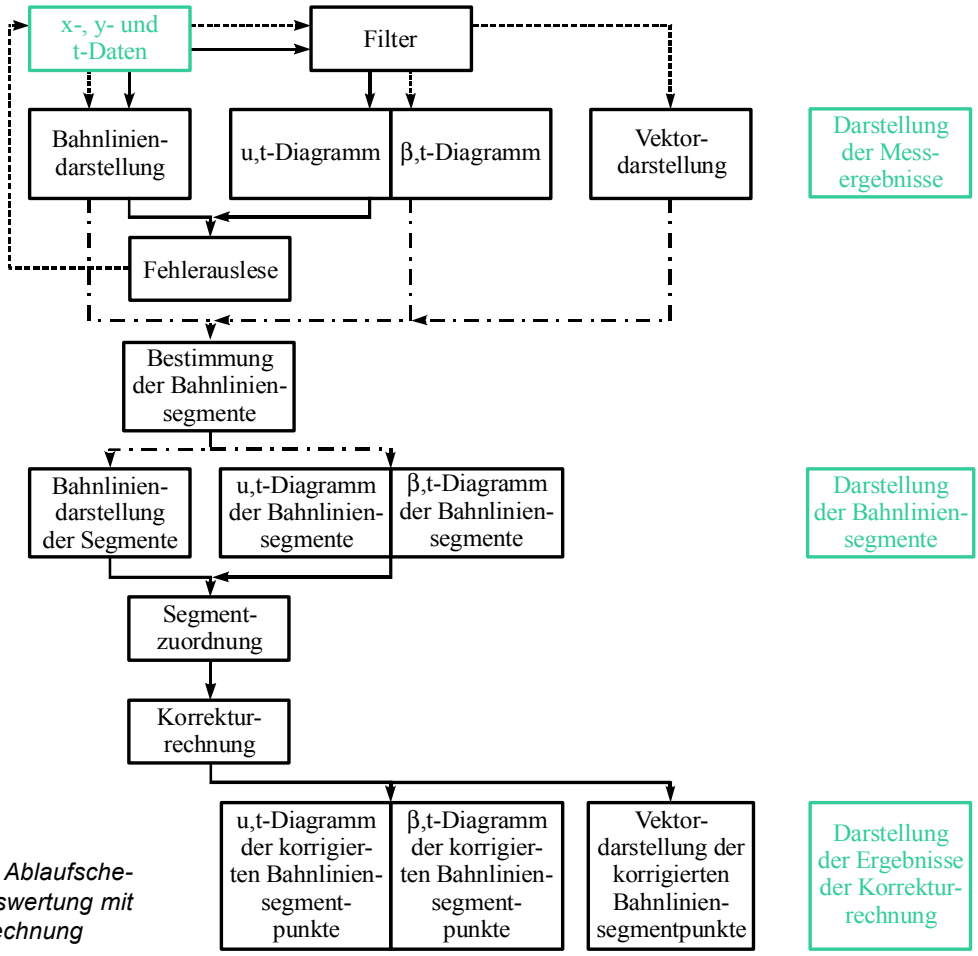


Abb. 3.43: *Ablaufschema der Auswertung mit Korrekturrechnung*

Dabei gilt das positive Vorzeichen in Gleichung 3.22 bei $u_{dx}>u_{0x}$ bzw. bei $u_{dy}>u_{0y}$ in der Gleichung 3.23. Die **Abbildung 3.44** zeigt in einer Prinzipskizze die am Drifter wirkenden Geschwindigkeitsvektoren und Kräfte. Beim Driftkreuz ist der Widerstandskoeffizient vom Anströmwinkel α abhängig. In der DIN 1055 sind für Körper mit kreuzförmigem Grundriss komponentenbezogene Widerstandsbeiwerte in Abhängigkeit vom Anströmwinkel angegeben. Die Anwendung von DIN 1055 auf die in der Bleilochtalsperre eingesetzten Driftkreuze ergibt die in der **Tabelle 3.4** aufgelisteten Widerstandsbeiwerte.

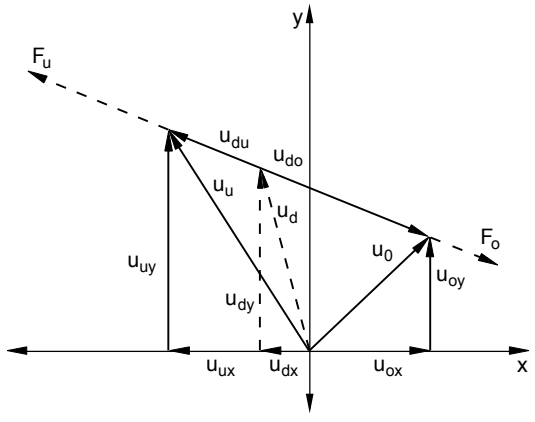


Abb. 3.44: *Definitionsskizze der am Drifter vorliegenden Geschwindigkeitsvektoren und Kräfte (der Drifter befindet sich im Koordinatenursprung)*

Das Minimum des Widerstandsbeiwertes und damit der Widerstandskraft am Driftkreuz (bei Verwendung des Widerstandsbeiwertes nach DIN 1055 wird als Anströmfläche die normale Stirnfläche eingesetzt) liegt bei einem Anströmwinkel von 45° vor. Die wahrscheinlichste Lage des Driftkreuzes ist demnach 45° zur Strömung versetzt, so dass als Widerstandsbeiwert $c_u = 0{,}72$ verwendet wurde.

Um die Korrekturrechnung durchführen zu können, muss den Bewegungen der Drifter mit Driftkreuzen eine Oberflächengeschwindigkeit zugeordnet werden. Ist dies für bestimmte Punkte der Bahnlinie des Drifters möglich, können an diesen Punkten die tatsächlich in der Messebene vorhandenen Strömungsvektoren berechnet werden. Für eine Zuordnung der mit Hilfe der GPS-Bojen ohne Driftkreuz ermittelten Oberflächengeschwindigkeitsvektoren zu den Driftern mit Driftkreuz sind relativ konstante Bedingungen in den Bewegungs-

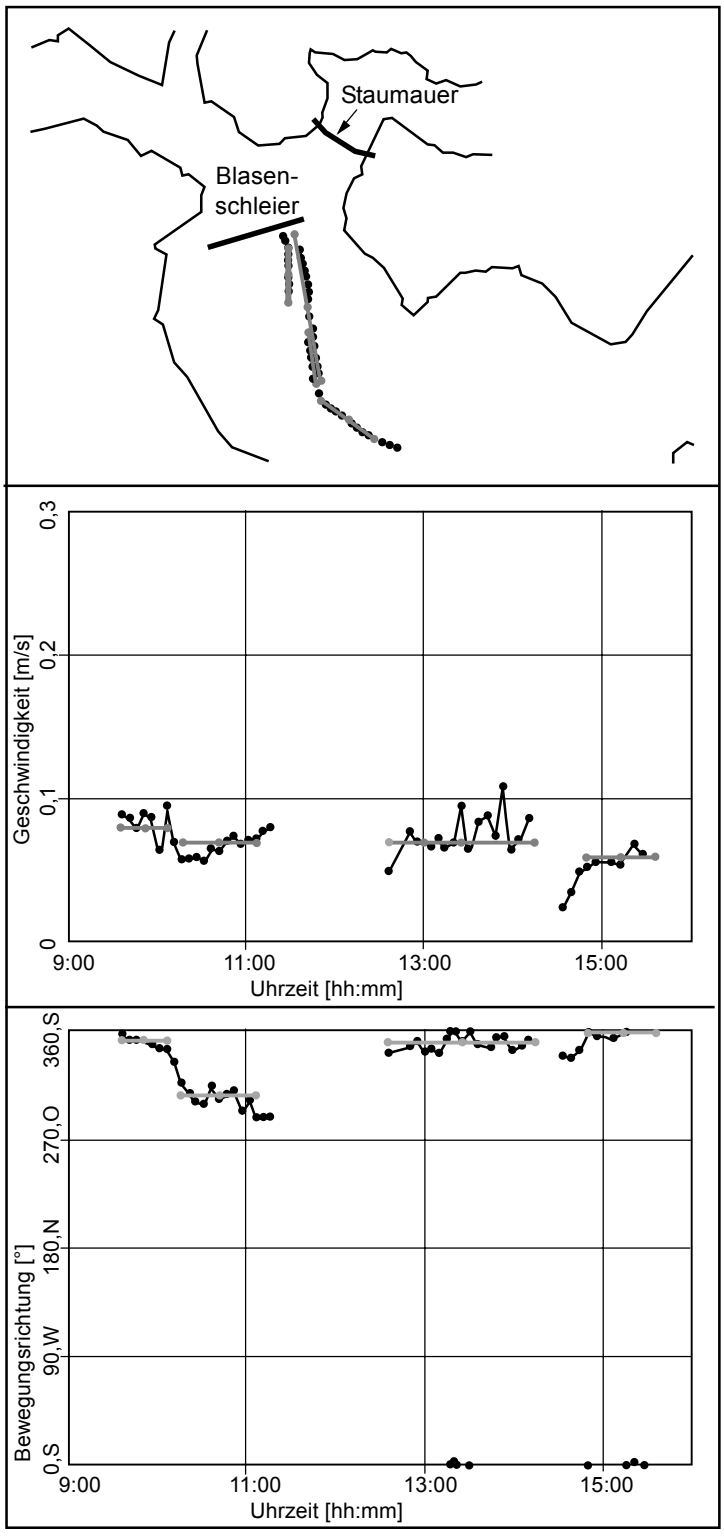


Abb.3.45: *Bahnliniendarstellung, Geschwindigkeits-Zeit-Diagramm und Bewegungsrichtungs-Zeit-Diagramm für einen Drifter während eines Einsatzes in der Bleilochtalsperre (schwarz) sowie die für die Korrekturrechnung festgelegten Abschnitte in der Bewegung des Drifters mit konstanter Geschwindigkeit und Bewegungsrichtung (grau)*

Tab. 3.4: *Widerstandsbeiwerte nach DIN 1055 für die in der Bleilochtalsperre verwendeten großen Driftkreuze in Abhängigkeit vom horizontalen Anströmwinkel α*

Anströmwinkel α	[°]	0	45	90
Widerstands-beiwert c_u	[-]	1,02	0,72	1,02

verhältnissen beider Drifter notwendig. Mit Hilfe des Geschwindigkeits-Zeit- und des Bewegungsrichtungs-Zeit-Diagramms wurden deshalb für jede Boje einzeln Segmente mit relativ konstanter Geschwindigkeit und Strömungsrichtung festgelegt und für diese Bereiche eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit und Bewegungsrichtung bestimmt. Da die Ermittlung der Geschwindigkeitsvektoren in der Messebene nur punktuell erfolgen kann, wurden für die ermittelten Segmente die Lagekoordinaten für den Anfangs-, Mittel- und Endpunkt festgelegt bzw. berechnet und in die grafischen Darstellungen der Bahnlinien und Diagramme eingeblendet (s. **Abb. 3.45**). Anschließend wurden zu diesen Segmentpunkten der Drifter mit Driftkreuz die geeignetsten Segmentpunkte der Oberflächendrifter zugeordnet. Für die Auswahl eines bestimmten Segmentpunktes war sowohl die günstigste räumliche Lage zum entsprechenden Segmentpunkt des Drifters mit Driftkreuz (Bahnliniendarstellung in **Abb. 3.45**), als auch die beste zeitliche Übereinstimmung (Geschwindigkeits-Zeit- und Bewegungsrichtungs-Zeit-Diagramm in **Abb. 3.45**) maßgebend. Die Lagekoordinaten der zugeordneten Segmentpunkte der Oberflächendrifter wurden anschließend noch durch die entsprechenden Koordinaten der Segmentpunkte der Drifter mit Driftkreuz ersetzt. Dann ist für diese Punkte die Korrekturberechnung durchgeführt worden.

In der **Abbildung 3.46** sind einige sich daraus ergebende Geschwindigkeitsvektoren in der Messebene zusammen mit den Geschwindigkeitsvektoren der Oberflächendrifter wiedergegeben.

Die **Abbildung 3.47** zeigt die auf diese Weise aus den Messungen des Jahres 1998 ermittelten Geschwindigkeitsvektoren der Messebenen. Die Messungen erfolgten 1998 einmal in unmittelbarer Nähe des Blasenschleiers (zwischen den Messpunkten Anlegestelle und Schanze) und zum anderen im Endbereich des Haupt-

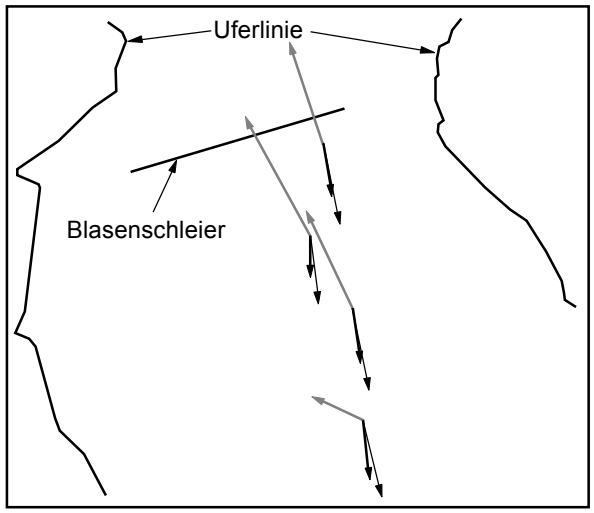


Abb. 3.46: *Beispiel für die berechneten Geschwindigkeitsvektoren in der Messebene (dünne Pfeil-Linie) zusammen mit den Abschnitts-Geschwindigkeitsvektoren der Drifter mit Driftkreuz (dicke Pfeil-Linie) und den zugeordneten Abschnitts-Oberflächen-Geschwindigkeitsvektoren der Oberflächenschwimmer ohne Driftkreuz (graue Pfeil-Linie)*

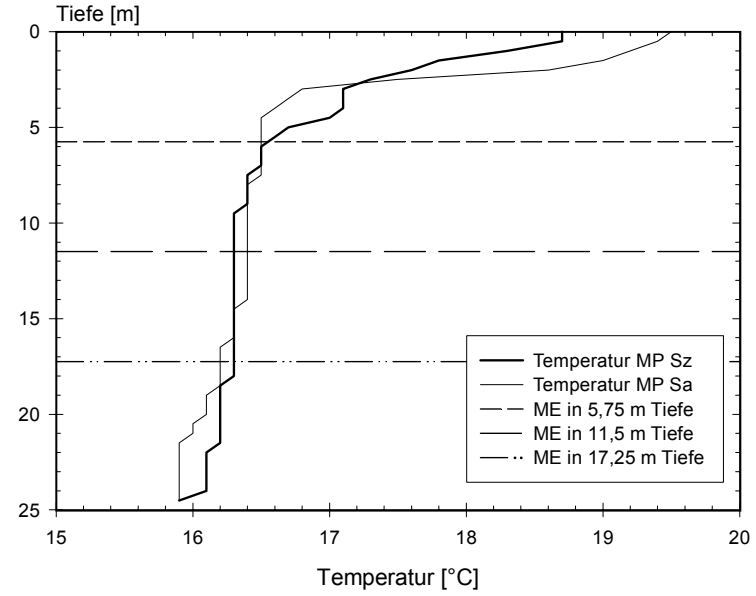


Abb. 3.48: *Temperaturverhältnisse an den Messpunkten Schanze und Slipanlage am 10.08.98 und Tiefenlage der Messebenen für die Driftkörperuntersuchungen am 12. und 13.08.1998*

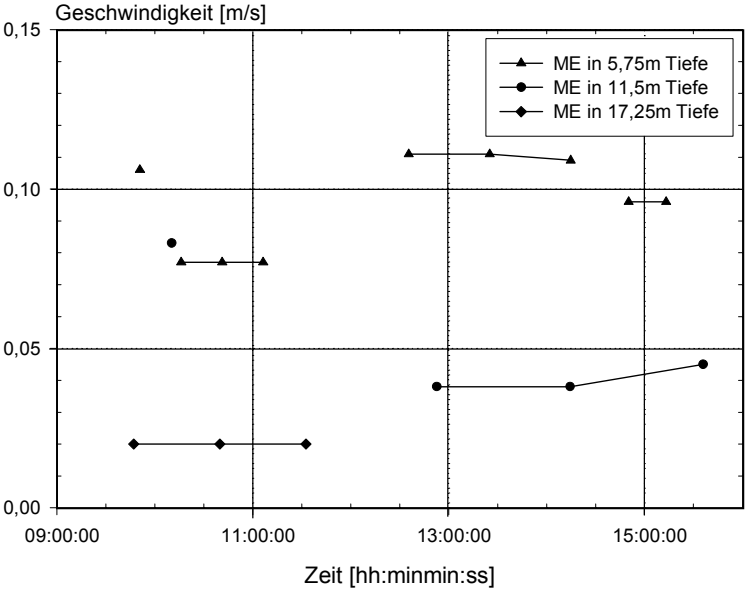


Abb. 3.49: *Berechnete Geschwindigkeiten in den einzelnen Messebenen während der Messung am 12.08.98 im Bereich zwischen den Messpunkten Anlegestelle und Schanze in Abhängigkeit von der Zeit*

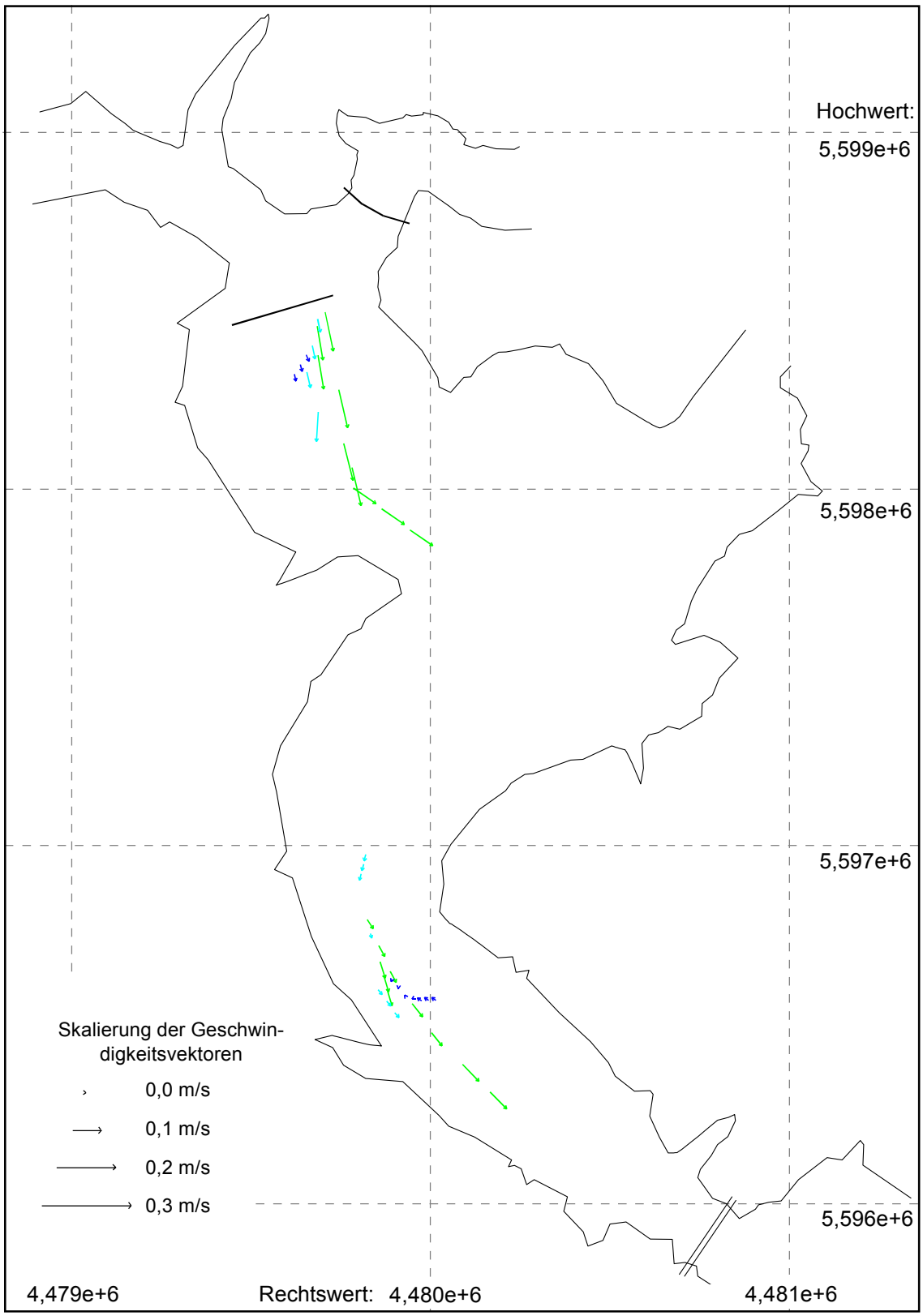


Abb. 3.47: *Berechnete Geschwindigkeitsvektoren in den Messebenen 5,75 m (hellgrün), 11,5 m (hellblau) und 17,25 m Tiefe (dunkelblau) am 12. und 13.08.1998*

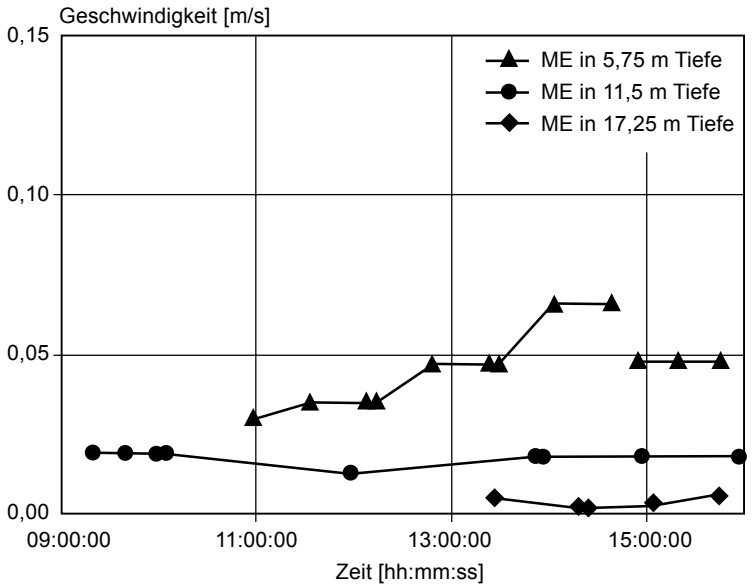


Abb. 3.50: *Berechnete Geschwindigkeiten in den einzelnen Messebenen während der Messung am 13.08.98 im Bereich zwischen den Messpunkten Slipanlage und Saalburg in Abhängigkeit von der Zeit*

beckens der Bleilochtalsperre (zwischen den Messpunkten Slipanlage und Saalburg). Die zu diesem Zeitpunkt im Hauptbecken der Talsperre herrschenden Temperaturverhältnisse sind in der **Abbildung 3.48** wiedergegeben, während die **Abbildungen 3.49** und **3.50** die ermittelten Geschwindigkeiten in den einzelnen Messebenen in Abhängigkeit von der Zeit zeigen.

Aus **Abbildung 3.48** ist ersichtlich, dass zum Zeitpunkt der Messungen ein Schichtensystem mit einer Oberflächenschicht und einer Zwischenschicht innerhalb der Einblastiefe vorhanden war. Die Messungen wurden in Höhe der Zwischenschicht durchgeführt. Sowohl bei der Messung in Blasenschleiernähe als auch im Endbereich des Hauptbeckens konnte eine Verringerung der Geschwindigkeit mit zunehmender Wassertiefe festgestellt werden (s. **Abb. 3.49** und **3.50**). Gleichzeitig wurde eine Abnahme der Geschwindigkeiten im Endbereich des Hauptbeckens im Vergleich zur Messung in Blasenschleiernähe beobachtet. Die **Abbildung 3.47** zeigt, dass die Strömungsrichtung in den Messebenen vom Blasenschleier weg gerichtet ist und im wesentlichen der Talform folgt. Lediglich die Bewegungsrichtungen in 17,25 m Tiefe im Endbereich des Hauptbeckens weisen keinen einheitlichen Verlauf aus. Da die dort berechneten Geschwindigkeiten sehr klein sind (< 0,01 m/s), kann davon ausgegangen werden, dass die GPS-Schwimmer überwiegend durch die Oberflächenströmung beeinflusst wurden und die Genauigkeit der Korrekturrechnung an ihre Grenze stieß. Die Abweichungen der für einen Messeinsatz berechneten Geschwindigkeiten innerhalb einer Messebene (siehe **Abb. 3.49** und **3.50**) sind ebenfalls auf Ungenauigkeiten der Messmethode zurückzuführen.

Im Jahre 1999 wurden die Driftkörpermessungen in der Zwischenschicht erweitert und systematisiert (siehe **Abb. 3.51**). Auf Grund des im Jahre 1999 vorhandenen Wasserstandes und der gegenüber 1998 verringerten Lufteintragsmenge des Blasenschleiers wurde zunächst durch Messungen in der Längsachse des Hauptbeckens versucht, die veränderten Randbedin-

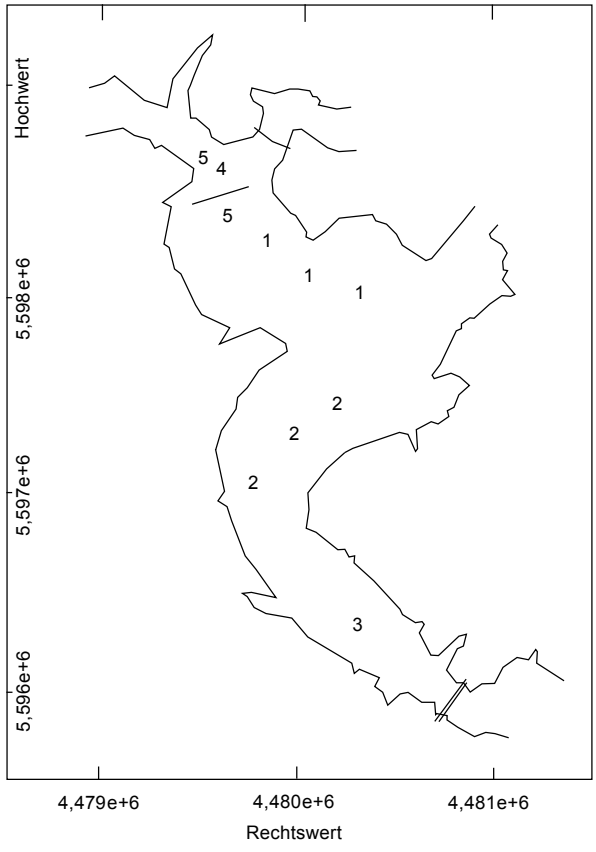


Abb. 3.51: *Einsatzorte der Drifter im Jahre 1999 bei den Messungen der Geschwindigkeitsvektoren in der Zwischenschicht; verändert aus* CARL *(1999)*

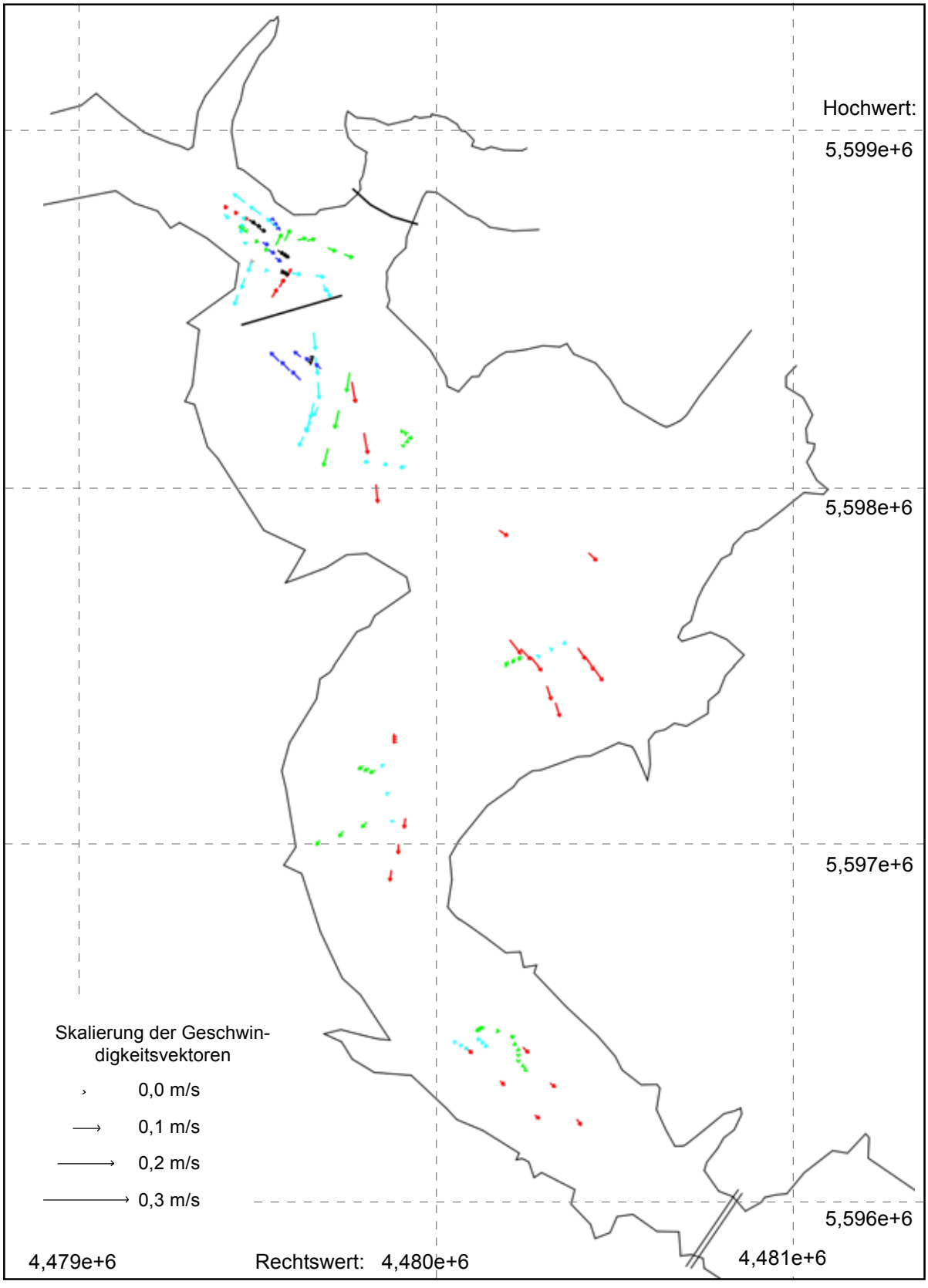


Abb. 3.52: *Berechnete Geschwindigkeitsvektoren der 1999er Messungen in den Messebenen 6,9 m (rot), 13,8 m (grün), 20,6 m (hellblau), 27,5 m (blau) und 34,4 m (schwarz) Tiefe; verändert aus* CARL *(1999)*

gungen zu erfassen und das bereits gewonnene Bild der Strömungsverhältnisse in der Zwischenschicht zu verdichten (s. **Abb. 3.51** – Messeinsätze 1, 2 und 3 in 6,9 m, 13,8 m und 20,6 m Tiefe). Diese Messungen ergänzten Driftkörperuntersuchungen im Eingangsbereich der Remptendorfer Bucht (Messeinsatz 4). Darüber hinaus erfolgten in der näheren Umgebung der Destratifikationsanlage Messungen im unmittelbar unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich (Messeinsatz 5 in 20,6 m, 27,5 m und 34,4 m Tiefe).

Wie in den Jahren zuvor, fand an der Bleilochtalsperre auch 1999 kein Pumpspeicherbetrieb statt. Die gewonnenen Strömungsbilder lassen sich nur auf die Auswirkungen des Blasenschleiers zurückführen.

In der **Abbildung 3.52** sind die aus diesen Messungen gewonnenen Geschwindigkeitsvektoren in den einzelnen Messebenen wiedergegeben. Die veränderten Randbedingungen führten im Vergleich mit 1998 zu geringeren Geschwindigkeiten in der Längsachse des Hauptbeckens. Ein eindeutiger Strömungsvektor im Endbereich des Hauptbeckens (3. Messeinsatz) konnte in 13,8 m und 20,6 m Tiefe nicht mehr nachgewiesen werden. Der Geschwindigkeitsvektor in 6,9 m Tiefe zeigt – wie bereits 1998 beobachtet – vom Blasenschleier fort und folgt der Talform.

Am Standort des 2. Messeinsatzes waren die Geschwindigkeiten in 13,8 m Tiefe bereits so groß, dass sich der berechnete Strömungsvektor ebenfalls vom Blasenschleier fort gerichtet und im wesentlichen der Talform folgend interpretieren lässt. In 6,9 m Tiefe konnte zwischen den Einsatzorten 1 und 2 eine Ablösung der Strömung von der westlich in das Hauptbecken reichende Landzunge festgestellt werden. Die Strömung folgte hier offensichtlich nicht mehr direkt der Talform. Sie wurde vielmehr vom Blasenschleier in Richtung SO zum Bereich Kloster geführt und dort erst wieder nach SW, d.h. in Talrichtung umgelenkt. In der unmittelbaren Umgebung des Blasenschleiers (Messeinsätze 4, 5, teilweise auch 1) waren die Geschwindigkeiten so groß, dass für alle Messebenen, mit Ausnahme der in 34,4 m Tiefe auf der südöstlichen Seite des Blasenschleiers, Strömungsvektoren gemessen wurden.

Auf der südöstlichen Seite des Blasenschleiers wurde die Strömung nicht durch die morphologischen Verhältnisse beeinflusst. Die Strömung war im Bereich zwischen 6,4 m und 26,6 m relativ geradlinig vom Blasenschleier fort gerichtet, wobei die Geschwindigkeit in der Tiefe abnahm. In 27,5 m Tiefe erfolgte hier eine zum Blasenschleier gerichtete Rückströmung, während im Bereich unterhalb des Blasenschleiers, d.h. in 34,4 m Tiefe, keine einheitliche Strömung aufgenommen werden konnte. Das auf der Südostseite des Blasenschleiers aufgezeichnete Strömungsbild entspricht damit gut dem in GOOSSENS (1979) angegebenen.

Auf der nordwestlichen Seite des Blasenschleiers wurde die Strömung durch die Morphologie beeinflusst. Die Geschwindigkeitsvektoren in 6,9 m, 13,8 m und 20,6 m waren zunächst ebenfalls vom Blasenschleier weg gerichtet. An dem nördlich des Blasenschleiers gelegenen Ufer gliederte sich die Strömung in einen Richtung Staumauer und einen in die Remptendorfer Bucht bewegenden Teil auf. Die Rückströmung zum Blasenschleier war ebenfalls durch die morphologischen Bedingungen beeinflusst. Auf Grund der eingeengten Verhältnisse erfolgt sie hier bereits ab einer Tiefe von 13,8 m. In 20,6 m Tiefe wurde entlang des Südufers der Remptendorfer Bucht eine ausgeprägte Rückströmung gemessen. Darüber hinaus konnte eine starke Rückströmung in 27,5 m Tiefe nachgewiesen werden, die auch unterhalb des Blasenschleiers in 34,4 m Tiefe noch nicht abgeklungen war. In 27,5 m Tiefe herrschten aber gleichmäßigere Strömungsverhältnisse, da keine Ab- und Rückströmungen nebeneinander auftraten.

Mit den Driftkörpermessungen wurden unterhalb von z_{mix} auf der Nordseite der Destratifikationsanlage durch die Umwälzung induzierte Strömungen nachgewiesen. Damit ist es möglich, die in den Abschnitten 3.3.3 und 3.3.4 theoretisch abgeleiteten Auswirkungen der Umwälzung im unterhalb des Blasenschleiers liegenden Bereich auf diesen Abschnitt der Talsperre zu lokalisieren und als Auswirkungen der beengten morphologischen Bedingungen auf die durch den Blasenschleier erzeugten Strömungen zu interpretieren.

Bei einer geplanten partiellen Umwälzung sollten diese in der Bleilochtalsperre beobachteten Verhältnisse berücksichtigt werden, da eine ungewollte Einbeziehung eines größeren als konzipierten Volumens in die Umwälzung Auswirkungen auf die sich entwickelnden Mischtemperaturen und auch die mittleren Umwälzzeiten hat.

Eine Alternative wäre die Verlegung eines Blasenschleiers auf der Sohle im mittleren Teil der Talsperre. Eventuell induzierte vertikale Strömungen hätten in diesem Abschnitt keine negativen Auswirkungen. Bei Einbau im Talquerschnitt und Einbeziehung der Randböschungen in den Blasenschleier sind kritische Zulaufbedingungen auch besser beherrschbar. Die Funktion der Stauwurzel als Vorsperre ist bei einer solchen Lösung allerdings eingeschränkt.

3.4 Literaturverzeichnis

AUTORENKOLLEKTIV 1993: *Talsperren in Thüringen.* Thüringer Talsperrenverwaltung (Hrsg.)

BAHR, K., H. KLAPPER & R. SCHOLZ 1985: *Anwenderrichtlinie für die Bemessung und Konstruktion einer Destratifikationsanlage mit linienförmigem Drucklufteintrag.* Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR.

BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER 1990: *Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie.* Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart

CARL, S. 1999: *Auswertung der Driftkörperuntersuchungen in der Bleilochtalsperre zur Ermittlung der Strömungsverhältnisse im Hauptbecken der Talsperre.* Studienarbeit am Institut für Wasserwesen der Bauhaus-Universität Weimar, Hydrolabor Schleusingen

DIN 1055 1986: *Lastannahmen für Bauten*. Teil 4: *Verkehrslasten, Windlasten bei nicht schwingungsanfälligen Bauwerken*

DORTCH, M. 1981: *Stratification cycles.* In: *Destratification of Lakes on reservoir to improve water quality.* BURNS, F. & I.J. POWLING (Hrsg.). S. 34-38. Australian govern. publ. service. Canberra

GOOSSENS, L.H. 1979: *Reservoir destratification with bubble colums.* Delft University Press

GÖRANSSON, C.G. & T. SVENSSON 1977: *Drogue Tacking – Measuring Principles and Data Handling.* 17th Congress of International Association for Hydraulic Research. Proc. Vol. 3, 243-250. Baden-Baden

JERZYKOWSKI, K. & R. WITTER 1998: *Hydrodynamische Untersuchungen.* In: *Zwischenbericht – Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre im BMBF-Forschungsverbund Stehende Gewässer*

KRANAWETTREISER, J., K. SCHRÖTER & U. ZIMMERMANN 1995: *Konzeption zur Auslegung der Umwälzanlage für die Bleilochtalsperre.* Hydrolabor Schleusingen

KRANENBURG, C. 1978: *On the destratification of lakes and reservoirs using bubble colums.* Laboratory of Fluid Mechanics, Department of Civil Engineering, Delft Univ. of Technol., Report No. 78-1

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1977: *Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastung von Gewässern.* Teil I, 2. verbesserte Auflage

MANIAK, U. 1997: *Hydrologie und Wasserwirtschaft.* 4. überarb. und erweiterte Aufl. Springer Verlag

MENDE, D. & G. SIMON 1986: *Physik, Gleichungen und Tabellen.* 9. Aufl., VEB Fachbuchverlag Leipzig

SCHNEEGAST, B. & R. WITTER 2000: *Driftkörpermessungen in Seen mit Hilfe des Satellitennavigationssystems GPS.* In: *Wasser & Boden.* Parey Buchverlag Berlin. 52. Jahrgang, Juni, S. 34-40

SCHNEEGAST, B. 1998 a: *Strömungsmessungen mit GPS.* In: *Zwischenbericht – Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre im BMBF-Forschungsverbundvorhaben Stehende Gewässer*

SCHNEEGAST, B. 1998 b: *Go with the Flow.* GPS World Application Contest VI, GPS WORLD, Volume 9, No. 8, 13, Published by Advanstar Communication Inc.

SCHNEEGAST, B., A. SCHNEIDER & K. THOMÄ 1997: *Automatische Erfassung von Bahnlinien der Strömungen in Stauseen mit GPS.* Veröffentlichung Internationales Wissenschaftliches Kolloquium der TU Ilmenau

SCHOLZ, R. 1990: *Umwälzung und Destratifikation durch linienförmigen Drucklufteintrag.* Diss., TU Dresden

SCHRÄDER, T. 1958 a: *Beiträge zur Limnologie und Abwassertechnologie der Saaletalsperren.* Habilitationsschrift, FSU Jena

SCHRÄDER, T. 1958 b: *Thermische Verhältnisse in Talsperren.* In: *Gewässer und Abwässer.* Düsseldorf: 68-88

SCHRÖTER, K. & R. WITTER 1997: *Hydrodynamische Untersuchungen.* In: *Abschlußbericht über die Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre*

SCHRÖTER, K. & R. WITTER 1998: *Hydrodynamische Verhältnisse in einer Enclosure-Versuchsanlage zur Simulation der Wachstumsbegrenzung des Phytoplanktons durch Umwälzung und Untersuchungen für eine großtechnische Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre.* In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen*. Projektträger Wassertechnologie und Schlammbehandlung (PtWT) im Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Außenstelle Dresden

WAALS, J. M. J. 1982: *Een waterkwalitietsmodel voor het spaarbekken Panheel.* APO 82-07. Allgemene Project Organisatie Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Voverburg

WITTER, R. & K. SCHRÖTER 1996: *Berichtsteil Strömung.* In: *Zwischenbericht 1995 – Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre*

WITTER, R. 1997: *Berichtsteil Strömung.* In: *Zwischenbericht – Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre im BMBF-Forschungsverbundvorhaben Stehende Gewässer*

WITTER, R. 1999 a: *Hydrodynamische Untersuchungen.* In: *Zwischenbericht – Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre im BMBF-Forschungsverbundvorhaben Stehende Gewässer*

WITTER, R. 1999 b: *Auswirkungen eines Blasenschleiers auf die hydraulischen Verhältnisse einer Talsperre. Kolloquium Hydraulik im Wasserbau zwischen numerischer Simulation und Experimentalhydraulik.* Bauhaus-Universität Weimar, Institut für Wasserwesen

WITTER, R., J. KRANAWETTREISER, H.-P. HACK 1999: *Velocity Profiling by GPS located Drogues.* 3rd International Symposium on Ecohydraulics, Salt Lake City, Utah, USA

3.5 Abkürzungsverzeichnis

A	Fläche	[m^2]
An	Anlegestelle	[-]
A_o	Gewässeroberfläche,Anströmfläche der Boje	[m^2]
A_u	Anströmfläche des Driftkreuzes	[m^2]
c	Widerstandsbeiwert	[-]
c_o	Widerstandsbeiwert der Boje	[-]
c_u	Widerstandsbeiwert des Driftkreuzes	[-]
c_v	volumenbezogene spezifische Wärmekapazität des Wassers	[MJ/(m^3K)]
F	Widerstandskraft	[N]
F_o	Widerstandskraft der Strömung an der Boje	[N]
F_s	Widerstandskraft am Verbindungsseil zwischen Boje und Driftkreuz	[N]
F_u	Widerstandskraft am Driftkreuz	[N]
F_w	Widerstandskraft des Windes an der Boje	[N]
g	Erdbeschleunigung	[m/s^2]
GPS	*Global Positioning System*	[-]
H_A	advektiver Wärmestrom: ober- bzw. unterirdische Zu- bzw. Abflüsse	[W/m^2]
$H_{AA,zmix}$	advektiver Wärmestrom: Ablauf (bezogen auf z_{mix})	[W/m^2]
$H_{AA,zmix,korr}$	korrig. advektiver Wärmestrom: Ablauf (bezogen auf z_{mix})	[W/m^2]
H_K	für die fühlbare Wärme benötigte Energie (konvektiver Wärmestrom)	[W/m^2]
Hs	Heinrichstein	[-]
H_T	Zunahme der im Wasserkörper gespeicherten Wärmeenergie	[W/m^2]
H_V	für die Verdunstung benötigte Energie (latenter Wärmestrom)	[W/m^2]
i	Zähler	[-]
Kü	Einmündung Kühnsdorfer Bucht	[-]
Lh	Lemnitzhammer	[-]
m	Masse des Wasserkörpers	[kg]
Ma	Staumauer	[-]
Mb	Mühlberg	[-]
ME	Messebene	[-]
MP	Messpunkt	[-]
n	Anzahl der Volumensegmente	[-]
Nh	Neuhammer	[-]
NO	Nordost	[-]
NW	Nordwest	[-]
Pb	Einmündung Pößnigbucht	[-]
Pi	Piere	[-]
Q	Wärmemenge	[MJ]
Q_L	Luftvolumenstrom (N: Normkubikmeter)	[m^3/s, Nm^3/h]
Q_W	vom Blasenschleier induzierter Wasservolumenstrom	[m^3/s]
R_A	langwellige Ausstrahlung des Wasserkörpers	[W/m^2]
Rb	Remptendorfer Bucht	[-]
R_G	einfallende langwellige Strahlung der Atmosphäre	[W/m^2]
R_{Gr}	reflektierte langwellige Strahlung	[W/m^2]
R_S	auf die Wasseroberfläche gerichtete Globalstrahlung	[W/m^2]
R_{Sr}	reflektierte Globalstrahlung	[W/m^2]
S	Stabilität	[Nm]
Sa	Slipanlage	[-]
Sb	Saalburg	[-]
Sd	Saaldorf	[-]
S_o	auf die Gewässeroberfläche bezogene Stabilität	[Nm/m^2]
SO	Südost	[-]
SW	Südwest	[-]
Sz	Schanze	[-]
t	Zeit	[s]
To	Totenfels	[-]
T_w	Wasseroberflächentemperatur	[°C]
T_{wkorr}	korrigierte Wasseroberflächentemperatur	[°C]
u	(Strömungs-) Geschwindigkeit	[m/s]
u_d	Geschwindigkeit des Drifters	[m/s]
u_{do}	Relativgeschwindigkeit der Oberflächenströmung zum Drifter	[m/s]
u_{du}	Relativgeschwindigkeit der Strömung in der Messebene zum Drifter	[m/s]
$u_{dx,dy}$	Komponenten der Geschwindigkeit des Drifters	[m/s]
u_o	Oberflächenströmungsgeschwindigkeit	[m/s]
$u_{ox,oy}$	Komponenten der Oberflächenströmungsgeschwindigkeit	[m/s]
u_u	Strömungsgeschwindigkeit in der Messebene	[m/s]
$u_{ux,uy}$	Komponenten der Strömungsgeschwindigkeit in der Messebene	[m/s]
V	Volumen	[m^3]
V_{An}	Volumen: Segment Anlegestelle	[m^3]
V_{ges}	Gesamtvolumen	[m^3]
V_{Hs}	Volumen: Segment Heinrichstein	[m^3]
$V_{Kü}$	Volumen: Segment Einmündung Kühnsdorfer Bucht	[m^3]
V_{Ma}	Volumen: Segment Mauer	[m^3]
V_{Nh}	Volumen: Segment Neuhammer	[m^3]
V_{Pb}	Volumen: Segment Einmündung Pößnigbucht	[m^3]
V_{Pi}	Volumen: Segment Piere	[m^3]
V_{Rb}	Volumen: Segment Remptendorfer Bucht	[m^3]
V_{Sa}	Volumen: Segment Slipanlage	[m^3]
V_{Sb}	Volumen: Segment Saalburg	[m^3]
V_{Sd}	Volumen: Segment Saaldorf	[m^3]
V_{Sz}	Volumen: Segment Schanze	[m^3]
V_{To}	Volumen: Segment Totenfels	[m^3]
Wb	Temperaturmesspunkt Wetterabucht	[-]
WS	Wasserstand	[mNN]
WS_u	untere Gültigkeitsgrenze der Segment-Wasserstands-Volumenbeziehungen	[mNN]
x	Rechtswert	[m]
y	Hochwert	[m]
z	vertikaler Schwerpunkt	[m]
z_g	vertikaler Schwerpunkt im geschichteten Zustand	[m]
z_i	vertikaler Schwerpunkt des Volumensegments i	[m]
z_{mix}	Einblastiefe, Durchmischungstiefe	[m]
ZPR	Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal GmbH & Co. KG, Blankenstein	[-]
z_s	vertikaler Schwerpunkt im homothermen Zustand	[m]
Δm_i	Masse des Volumensegments i	[kg]
ΔT	Temperaturänderung	[K]
α	Anströmwinkel	[°]
β	Bewegungsrichtung	[°]
ρ	Dichte	[kg/m^3]

Drei Jahre Erfahrung mit einer künstlichen Destratifikation in der Bleilochtalsperre

Limnologisch-biologische Reaktionen im Gewässer

Andreas Herschel
Thüringer Landesanstalt für Umwelt · Jena

Eintauchstelle der Druckluftleitung – östlicher Festpunkt

Inhalt

4.1 Einleitung 64
4.2 Analytische Methoden 65
4.3 Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen 66
4.3.1 Temperatur- und Schichtungsverhältnisse .. 66
4.3.2 Physikalisch-chemische Kriterien 67
4.3.3 Beurteilung des Lichtklimas in der Talsperre 70
4.3.4 Chlorophyll 73
4.3.5 Patchiness des Chlorophylls 75
4.3.6 Modell zum Phytoplanktonaufkommen 78
4.3.7 Phytoplanktonstruktur 80
4.3.8 Zooplankton 83
4.3.9 Fische 85
4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 85
4.5 Schema zur Entscheidungsfindung zum Einsatz eines Destratifikationssystems 91
4.6 Literatur 93

Zusammenfassung

Um die Wirkung einer Destratifikation mittels eines diffusen linienförmigen Blasenschleiers auf die Limnologie der hypertrophen Bleilochtalsperre zu klären, wurden für drei Vegetationsperioden verschiedene physikalisch-chemische und biologische Parameter untersucht und mit Ergebnissen aus unbeeinflussten Jahren verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage unter bestimmten Randbedingungen eine Begrenzung der autotrophen Biomasse erreicht werden kann. Eine Zirkulation in der Wassersäule, die ausreicht, um das Wachstum des Phytoplanktons zu begrenzen, war jedoch zeitlich begrenzt und nur im Bereich des Hauptwasserkörpers möglich. Eine wirkungsvolle Destratifizierung war dabei sehr stark von meteorologischen Randbedingungen abhängig. Der Vergleich der mittleren monatlichen Chlorophyllkonzentrationen zeigt, dass bei vergleichbarer Trophie die oberflächennahe Biomasseentfaltung in den Destratifikationsjahren im Bereich der Referenzjahre lag. Der Eintrag von thermisch belastetem Abwasser über den Hauptzufluss der Talsperre ermöglichte die Herausbildung einer wärmeren Oberflächenlamelle, die über der eigentlichen Mischschicht lag und mit der

installierten technischen Anlage nur sehr unzureichend beeinflusst werden konnte.

Infolge des Betriebes der Destratifikationsanlage konnten sich die Cryptoflagellaten gegenüber den Bacillariophyceen und Chlorophyceen größere Biomasseanteile erobern. Die in den Jahren vor Inbetriebnahme der Destratifikation wiederholt beobachteten Massenentwicklungen von Cyanobakterien (insbesondere *Microcystis* spec.) wurden sehr deutlich zurückgedrängt. Obwohl der mittlere Chlorophyllgehalt des Epilimnions keine gesicherten Unterschiede zwischen den Jahren vor und mit Betrieb der Destratifikationsanlage zeigte, verringerte sich in den Destratifikationsjahren das Phytoplanktonbiovolumen auf etwa ein Drittel. Mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage kam es bei allen untersuchten wasserchemischen Parametern zu der erwarteten Vergleichmäßigung in der Durchmischungsschicht, so dass es in der euphotischen Schicht zu keiner Nährstoffverarmung kam. Ein Teil der über den Blasenschleier eingetragenen Luft wurde im Wasserkörper gelöst, so dass sich der Sauerstoffgehalt in der Talsperre stabilisierte. Das Zooplankton – als potentieller Grazer für das Phytoplankton – wurde durch den Betrieb der Destratifikationsanlage nicht beeinträchtigt. Bei den cyclopiden Copepoden konnten im Vergleich zu den Jahren ohne Destratifikation sogar Biomassezuwächse beobachtet werden.

Mit der Auswertung und ausführlichen Diskussion der Ergebnisse wurde eine wissenschaftlich begründete Empfehlung für die Einsetzbarkeit einer Destratifikation zur Begrenzung des Phytoplanktonwachstums und zur Beeinflussung von deren Artenstruktur geben. Gleichzeitig wurden benutzerfreundliche und allgemeingültige Bewertungs- und Entscheidungshilfen formuliert.

Summary

At the hypertrophic Bleiloch reservoir a destratification with a bubble column of finely spread air during three seasons was tested, aiming to control the mass-developments of algae. The limnology of the reservoir was described before and after artificial destratification. Algal populations, nutrient levels and potential grazers were always checked in the reservoir.

The artifical circulation caused an overall reduction in the physical stability of the water column, making the main water body subject to alternating periods of weak stratification and mixing. The artifical circulation system did not completely prevent stratification in the reservoir. However, even with incomplete mixture, many of the chemical properties will be more uniform and barriers to the distribution of fish will be minimised. Phytoplankton biomass decreased temporarily during reservoir mixing, but the artificial circulation was not effective in reducing the average monthly value of chlorophyll in the surface layer. The phytoplankton was dominated by cryptoflagellates as well by numerous coccal greens and diatoms during treatment. The phytoplankton community of the unmanipulated reservoir was often dominated by cyanobacteria (*Microcystis* sp.) during the warmer months of the year. The results showed an increase in phytoplankton diversity and a shift from cyanobacteria (blue-green algae) to cryptomonads. The average of phytoplankton volume during the period of vegetation was in the treatment years only about 30 percent of the volume in the control year. The operation of an artificial destratification system did not disturb the zooplankton. However, the results show, that the biomass of copepods increased significantly during season of circulation.

The observed seasonal differences of biological parameters demonstrate the great significance of meteorologically determined factors.

The artificial destratification added dissolved oxygen to the water and oxidized any reduced substances.

The results of the studies were used to design a scheme to decide if artificial destratification is a suitable solution for a lake restoration to reduce algal growth by light limitation.

4.1 Einleitung

Die anthropogen bedingte Eutrophierung stehender Gewässer stellt heute weltweit eines der vordringlichsten wassergütewirtschaftlichen Probleme dar. Zu den Folgeerscheinungen überhöhter Nährstoffeinträge aus den Einzugsgebieten gehören das massenhafte Auftreten von Phytoplankton (Algenblüten), Sauerstoffdefizite und Fischsterben. In den letzten Jahren wurde wiederholt versucht, der Eutrophierung bzw. ihren Konsequenzen mit Restaurierungsmaßnahmen zu begegnen. Dabei wurde eine Vielzahl von Techniken eingesetzt (DUNST et al. 1974). Wie auch immer, die ökotechnischen Maßnahmen zur Seenrestaurierung befinden sich noch in einem frühen Stadium der Entwicklung und erfordern weiterhin detaillierte Studien an der Vielfalt von Seentypen und geographischen Örtlichkeiten.

Ein vielversprechendes Verfahren zur Minderung von Eutrophierungsfolgen ist die künstliche Destratifikation des Standgewässers (vgl. Teil 1). Es muss davon ausgegangen werden, dass ab einer bestimmten Durchmischungstiefe das Licht für die Photosynthese zum limitierenden Faktor wird. Auch in der hypertrophen Bleilochtalsperre wurde versucht, durch eine künstliche Erhöhung der Durchmischungstiefe die Algenentwicklung unabhängig vom Nährstoffangebot im Stausee zu begrenzen. Im vorliegenden Teil 4 werden die Auswirkungen dieser Restaurierungsmaßnahme auf

das Gewässer und dessen Güte nach der dreijährigen Versuchsphase dargestellt. Nach einer Generalisierung der an der Bleilochtalsperre gewonnenen Versuchsergebnisse steht das Ziel, eine wissenschaftlich begründete Empfehlung der Einsetzbarkeit der Destratifikation zur Begrenzung des Phytoplanktonwachstums und Beeinflussung der Artenstruktur auch für andere sanierungsbedürftige Großgewässer geben zu können.

4.2 Analytische Methoden

Probenahme: Im Untersuchungszeitraum wurde die Bleilochtalsperre in einem zwei- bis dreiwöchigen Abstand an den 6 Probenahmeorten Mühlberg, Saaldorf, Totenfels, Piere, Saalburg und Staumauer beprobt. Im Winter beschränkte sich die Probenahme auf Saaldorf, Saalburg und Staumauer. Für die Erhebung der wasserchemischen Daten wurde der Wasserkörper an den einzelnen Probenahmeorten mit Hilfe eines RUTTNER-Schöpfers – neben einer 2 m-Probe – von 0 m bis zum Gewässergrund in 5 m-Intervallen beprobt. Für die Bestimmung der gelösten Nährstoffe wurde sofort ein Teil des Wassers filtriert (Glasfaser SM 13400 von SARTORIUS). Daneben erfolgte eine Sofortbestimmung der freien Kohlensäure in den entsprechenden Wasserproben. Außerdem wurden direkt im Gewässer mit Hilfe einer Multifunktionssonde Tiefenprofile der Temperatur, der Leitfähigkeit, der Chlorophyllfluoreszenz und des pH-Wertes in einer Auflösung von 0,2 m aufgezeichnet. Die Sichttiefe wurde mit einer SECCHI-Scheibe nach DIN EN 27027 gemessen.

Die Proben für die Phytoplanktonauswertung wurden der euphotischen Schicht entnommen, in 250 ml-Glasflaschen abgefüllt und sofort mit LUGOLscher Lösung konserviert; die Zooplanktonproben jeweils mit einem Vertikalnetzzug (Maschenweite: 250 µm) über die gesamte Wassertiefe gewonnen und sofort mit einem Formol-Saccharose-Gemisch (HANEY & HALL 1972) fixiert.

An ausgewählten Terminen wurde das Unterwasserlichtklima *in situ* mit einem LI-COR-Spektralradiometer LI-1800 UW / 22 mit Standard-Cosinussensor gemessen. Dafür wurde in verschiedenen Wassertiefen das Spektrum von 350 nm bis 750 nm in 1 nm-Schritten gescannt. Der photosynthetisch relevante Photonenflux im Spektralbereich von 400 nm bis 700 nm und der vertikale Attenuationskoeffizient (k_d) wurden mit Hilfe der aufgezeichneten Spektren kalkuliert.

Probenauswertung, Abundanz- und Biomasseberechnung: Zur Charakterisierung der physikalischen und chemischen Verhältnisse kamen die in der **Tabelle 4.1** zusammengestellten Untersuchungs- bzw. Messmethoden zur Anwendung. Die nicht direkt am Gewässer gemessenen Parameter wurden schnellstmöglich im Labor bestimmt.

Die Untersuchung der biologischen Proben erfolgte quantitativ und qualititiv, da nur so auch Aussagen zur Nahrungskette und damit zu den Stoffflüssen im Pelagial möglich sind. Das Phytoplankton wurde nach der Sedimentation in Absetzkammern (LUND et al. 1958) nach der Methode von UTERMÖHL (1958) an einem inversen Mikroskop gezählt. Eine eindeutige taxonomische Zuordnung aller Phytoplanktonarten war mit Hilfe des fixierten Materials nicht in jedem Falle möglich und sollte auch nicht Gegenstand der Arbeit sein. Seltene Arten wurden bei der Zählung mit berücksichtigt, auch wenn sie statistisch nicht ausreichend genau erfaßt werden konnten. Diese Vorgehensweise hat meist wenig Einfluss auf die Gesamtbiovolumina, gibt aber andererseits Auskunft über das Auftreten seltener Arten (ROTT 1981). Das Zellvolumen der einzelnen Arten berechnet sich über angepasste einfache geometrische Körper (vgl. dazu DOKULIL et al. 1983, EDLER 1979, LEWIS 1974, ROTT 1981, WILLEN 1976), nachdem die Zelldimensionen mit einem geeichten Okularmikrometer vermessen wurden. Mit einer entsprechenden Häufigkeit der Messung wurde den Größenunterschieden Rechnung getragen (mindestens 25 Organismen).

Die Diversität der Phytoplanktonbiozönose wurde mit Hilfe der SHANNON-WEAVER-Funktion (SHANNON & WEAVER 1949) entsprechend der Gleichung 4.1 und der Biozönoseindex Gleichförmigkeit (*Similarity*) entsprechend der Gleichung 4.2 (SØRENSEN 1948) kalkuliert.

$$Div = \sum_{N} \frac{BV_n}{BV_{tot}} \log_2 \frac{BV_n}{BV_{tot}} \qquad (4.1)$$

$$Sim_i = \frac{\sum_{N} min(BV_{n,i},\ BV_{n,i\text{-}1})}{\sum_{N} (BV_{n,i} + BV_{n,i\text{-}1})} \qquad (4.2)$$

Div Artendiversität
Sim Gleichförmigkeit der Arten zwischen den Probenahmen
BV Biovolumen
n eine Spezies
N Gesamt-Artenanzahl
i Kennzeichnung des Probetages (*i*-1 ist die vorangegangene Probenahme)
min Funktion, die das Minimum zweier Werte ausgibt

Die Auswertung der fixierten Zooplanktonproben erfolgte unter einem Lichtmikroskop, wobei die Crustaceen und der Rotator *Asplanchna* durch Zuordnung zu Größenklassen in 50 µm-Intervallen mittels eines geeichten Maßstabes am Bildschirm gezählt wurden. Die Biomasseberechnung erfolgte anhand der ermittelten Biovolumina unter der Annahme, dass die Dichte des Zooplanktons 1 g/cm^3 beträgt. Die der Biovolumina-berechnung zugrunde liegenden Formeln sind den Arbeiten von BOTTRELL et al.(1976), HORN (1978), HORNIG (1983) und den Ausgewählten Methoden der Wasseruntersuchung (1982), Band II entnommen.

Tab. 4.1: *Zusammenstellung der verwendeten Analysemethoden zur Bestimmung der wasserchemischen Daten und des Chlorophyllgehaltes (AMW: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung 1986)*

Kriterium	Symbol	Methode
Orthophosphat-Phosphor	PO_4-P	Molybdänblau nach DIN 38405 D11-1
Gesamtphosphor	P-ges	nach Peroxodisulfat-Aufschluss (Mikrowelle) als Molybdänblau-Komplex
Nitrat-Stickstoff	NO_3-N	mit Natriumsalicylat entsprechend AMW Bd. I
Nitrit-Stickstoff	NO_2-N	DIN 38405 D10
Ammonium-Stickstoff	NH_4-N	DIN 38406 E5
gelöste Kieselsäure	SiO_2	als Silicomolybdänblau entsprechend AMW Bd. I
Spektraler Attenuations-koeffizient	k_w	Mittel von 400 nm bis 700 nm; angelehnt an DIN 38407 Teil 1; in 10 cm-Küvette (KNESCHKE 1980)
Wasserstoffionenkonzentr.	pH	elektrometrisch nach DIN 38404
gelöster Sauerstoff	O_2	iodometrisch nach DIN EN 25813
Chlorophyll a	Chl-a	Heißextraktion mit Ethanol nach DIN 38412 T16 oder fluorometrisch bei 863 nm nach einer Anregung bei 380 nm bis 540 nm

4.3 Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen

4.3.1 Temperatur- und Schichtungsverhältnisse

Für die Interpretation der nachfolgenden Ergebnisse ist die Kenntnis der Durchmischungsverhältnisse in der Talsperre von besonderem Interesse. Temperaturprofile bzw. -gradienten im Gewässer sind sehr gut geeignet, um eine Beschreibung der Schichtungsverhältnisse vorzunehmen. An dieser Stelle sollen anhand kontinuierlicher Temperaturmessungen im Jahre 1999 am Probenahmeort Staumauer (auch Standort der meteorologischen Feldstation) einige allgemeine Aussagen zum Schichtungsverlauf in einem Jahr mit Destratifikation getroffen werden. Gleichzeitig wird auf die detaillierten Ausführungen zum Temperatur- und Schichtungsverlauf im Teil 3 dieses Berichtes verwiesen, wo zusätzlich auf horizontale Gradienten innerhalb des Gewässers eingegangen wird.

Mitte Februar war die Talsperre aufgrund einer Frostperiode und der damit verbundenen oberflächigen Abkühlung mit Eis bedeckt, das jedoch Anfang März verschwand. Anschließend kam es zur natürlichen Frühjahrsvollzirkulation (homotherme Verhältnisse). In der ersten Aprildekade ermöglichten Tagestemperaturen bis über 17 °C eine beginnende Stratifizierung des Gewässers. Daraufhin wurde am 13. April die Anlage zur künstlichen Destratifikation in Betrieb genommen. In der **Abbildung 4.1** ist exemplarisch der Temperaturverlauf für die Vegetationsperiode in drei ausgewählten Tiefen am Probenahmeort Staumauer wiedergegeben. Je kleiner die Temperaturdifferenz zwischen den Messtiefen ist, um so ausgeprägter ist die Zirkulation im Gewässer. Gleichzeitig sind die Zeiträume markiert, in denen die Temperaturdifferenz zwischen der Oberfläche

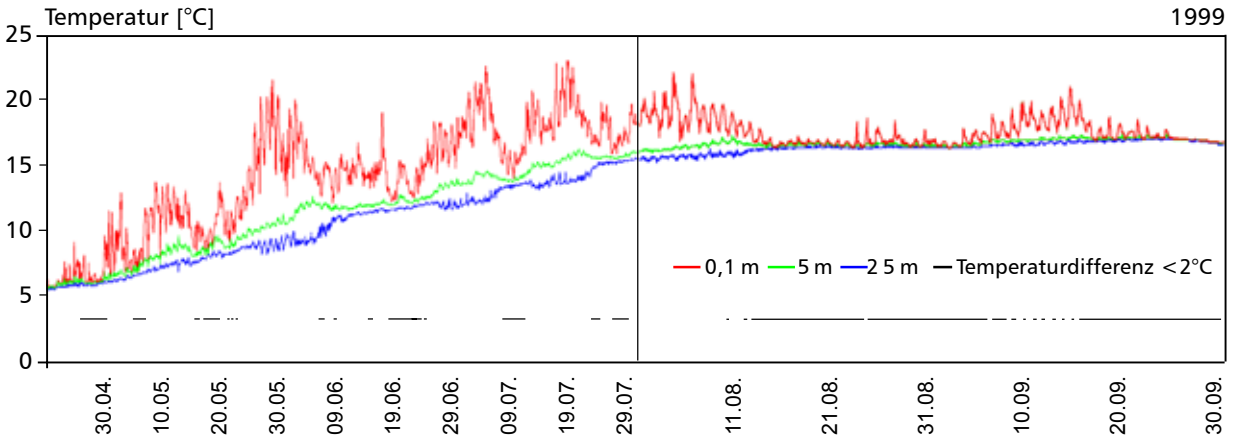


Abb. 4.1: *Darstellung der kontinuierlich gemessenen Wassertemperaturen in drei Tiefen am Probenahmeort Staumauer für einen ausgewählten Zeitraum (Temperaturdifferenzen kleiner als 2 °C wurden jeweils unterhalb der Kurvenzüge markiert)*

und einer Gewässertiefe von 20 m kleiner als 2 °C war. In diesen Phasen muss mit einer Zirkulation gerechnet werden, die ausreicht, das Phytoplankton auch in größere Tiefen einzumischen.

Nach der Inbetriebnahme der Destratifikationsanlage schufen ein Kälteeinbruch (mittlere Tagestemperaturen < 5 °C) und die künstliche Destratifikation vorerst wieder weitgehend homotherme Verhältnisse im Wasserkörper weiter Teile der Talsperre. Der Wärmeeintrag über Abwässer der Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal GmbH & Co. KG (ZPR) in Blankenstein am Talsperrenzulauf ermöglichte die Herausbildung einer bereits aus den beiden vorangegangenen Destratifikationsjahren bekannten wärmeren Oberflächenlamelle, die infolge einer warmen Witterung Anfang Mai auch im Hauptwasserkörper zunehmend stabilisiert wurde. Die ausgeprägte Eigenfärbung des Wassers unterstützte eine rasche Absorption der auf das Gewässer auftreffenden langwelligen Strahlung. Die Mächtigkeit dieser Oberflächenschicht reichte über 2 m Gewässertiefe hinaus, erreichte jedoch den 5 m-Horizont im Hauptwasserkörper nicht (s. **Abb. 4.1** und Teil 3). Der aus Gründen der Übersichtlichkeit in der **Abbildung 4.1** nicht mit eingezeichnete Temperaturverlauf in 2 m Tiefe zeigt wie die Oberflächentemperatur eine deutliche diurnale Rhythmik. Im Gegensatz zur 0 m-Schicht erreichten jedoch die nächtlichen Minimalwerte zeitweise die Temperatur der Mischschicht, so dass auch mit Austauschprozessen zu rechnen war. Diese Oberflächenschicht konnte durch den Betrieb der Destratifikationsanlage nicht aufgelöst werden, da das mit dem Blasenschleier aufsteigende kühlere Wasser nach Erreichen der Oberfläche bereits im Nahbereich der Anlage unter diese abtauchte.

Im Verlaufe des Sommerhalbjahres schwankte der Temperaturgradient innerhalb der Wassersäule stärker (s. **Abb. 4.1** und Teil 3), wobei der Gradient in Richtung Stauwurzel insgesamt zunahm. Die Schichtungsphasen wurden insbesondere im Bereich des Hauptwasserkörpers von Perioden unterbrochen, in denen die erwärmte Oberflächenschicht vorübergehend abgebaut werden konnte. Im Bereich des Probenahmeortes Staumauer wurden sogar Abschnitte weitgehender Homothermie beobachtet (vgl. **Abb. 4.1**). Diese Abschnitte korrelieren sehr gut mit Starkwindereignissen und/oder kühlerer Witterung. Der Abbau des Temperaturgradienten in den Zeiträumen 16. bis 19. Mai (Wind und kühle Witterung), 21. bis 22. Mai (kühle Witterung), 19. bis 23. Juni (kühle Witterung), 09. bis 12. Juli (kühle Witterung) und 27. bis 29. Juli (kühle Witterung) kann klar mit den genannten meteorologischen Ereignissen in Verbindung gebracht werden. Aufgrund der Morphometrie des Talsperrenumfeldes trugen insbesondere Winde aus südöstlicher und nordwestlicher Richtung zum Abbau der Schichtung bei. Damit wird klar, dass unter den Bedingungen eines erwärmten Zuflusses die meteorologischen Einflußgrößen eine dominierende Bedeutung für das Funktionieren der Destratifikation haben.

In der dritten Julidekade wurde die Produktion in der ZPR für eine Verfahrensumstellung unterbrochen. Ab diesem Zeitpunkt kam es bis in den Dezember 1999 hinein zu keiner Abwassereinleitung durch die ZPR. Die Initiierung einer erwärmten Oberflächenschicht blieb somit in dieser Zeit aus. Das Saale-Zuflußwasser schichtete sich jetzt unter der Oberflächenlamelle der Bleilochtalsperre ein. Infolge einer allgemeinen Abkühlung und mit hoher Wahrscheinlichkeit auch durch die ausbleibende Stabilisierung der Oberflächenschicht (Stillstand der ZPR) wurde bereits ab Mitte August auch die oberflächennahe Wasserschicht von der künstlichen Umwälzung erfasst und in die Zirkulation einbezogen. Nun war die Destratifikationsanlage in der Lage, weitgehend homotherme Verhältnisse in der Durchmischungstiefe aufrechtzuerhalten, so dass der Wasserkörper weiter Teile der Talsperre ausreichend zirkulierte.

Die erneute Herausbildung bzw. nochmalige Stabilisierung der Dichteschichtung gegen Mitte September im Wasserkörper der Talsperre demonstrierte, dass die Wirkung der Destratifikationsanlage auch bei günstigeren Randbedingungen (Produktionsstillstand der ZPR, keine erwärmten Abwässer, jedoch noch deutlich sichtbare Eigenfärbung durch schwerabbaubare Gelbstoffe) nur unzureichend ist. Für die Ausprägung der Oberflächenschicht kann ein sehr warmer Witterungsabschnitt verantwortlich gemacht werden. Dies zeigt, dass unter bestimmten Umständen (z. B. wenig Wind) allein die langwellige Einstrahlung für das Bilden einer Schichtung genügt.

Die Schichtung wurde durch die unterstützende Wirkung der Destratifikationsanlage jedoch spätestens Ende September mit homothermen Verhältnissen über die gesamte Wassersäule endgültig aufgelöst. Von diesem Zeitpunkt an folgte eine stete Abnahme der Wassertemperatur.

4.3.2 Physikalisch-chemische Kriterien

Trophie und Nährstoffe: Ein Blick auf die gegenwärtige Belastung der Talsperre mit Nährstoffen, insbesondere mit Phosphat, zeigt die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen. Die Phosphorflächenbelastung der Talsperre verblieb mit 4,8 g PO_4^{3-}-P/m^2 a (1997), 5,3 g PO_4^{3-}-P/m^2 a (1998) bzw. 4,5 g PO_4^{3-}-P/m^2 a (1999) auch in den letzten Jahren auf einem sehr hohen Niveau. Die Talsperre befand sich ausschließlich im hypertrophen Zustand (vgl. **Abb. 4.2**). Auch die Klassifizierung nach OECD (Vollenweider & Kerekes 1982) ergab für die Bleilochtalsperre hinsichtlich der Jahresmittelwerte des Gesamt-Phosphors, des anorganischen Stickstoffs und der Chlorophyll-a-Konzentration die Bewertung „eutroph“. Aufgrund der Struktur und Größe des Einzugsgebietes ist man auch in den nächsten Jahren nicht in der Lage, die angestrebten schwach eutrophen Verhältnisse (ca. 0,5…1 g PO_4^{3-}-P/m^2 a) zu ermöglichen. Damit wird klar, dass es notwendig ist, die nicht nährstofflimitierte Primärproduktion in der Tal-

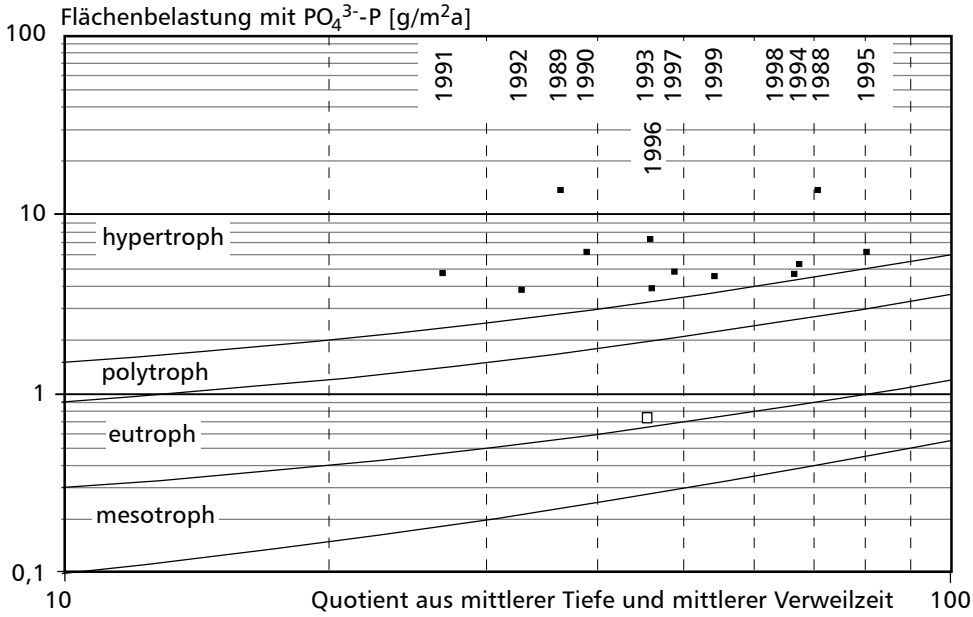


Abb. 4.2: *Trophiestatus der Bleilochtalsperre seit 1988 (lt. VOLLENWEIDER-Modell) und der naturnahe Erwartungswert (□) für ein Normaljahr; Orthophosphat-Version nach BENNDORF 1979 und STEINBERG, BERNHARDT & KLAPPER 1995*

sperre durch gewässerinterne Maßnahmen deutlich zu begrenzen.

In den Jahren ohne künstliche Destratifikation wirkte das Hypolimnion der Talsperre als Nährstofffalle, so dass das gelöste Orthophosphat in der durchlichteten Zone insbesondere im Bereich des Hauptwasserkörpers zeitweise bis nahe an die analytische Nachweisgrenze (1 µg PO_4^{3-}-P/l) aufgebraucht wurde. Gleichzeitig konnte während der Stagnation im oberen Bereich des Hypolimnions eine Akkumulation von Orthophosphat beobachtet werden.

Mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage kam es zu einer Vergleichmäßigung der wasserchemischen Parameter in der Durchmischungsschicht. Dadurch wurden in der euphotischen Schicht während der gesamten Vegetationsperiode Nährstoffkonzentrationen vorgefunden, die das Wachstum des Phytoplanktons zu keiner Zeit beschränkten.

Während der Vegetationszeit (April bis Oktober) des Jahres 1999 stellte sich in weiten Teilen der Talsperre (Staumauer bis Totenfels) eine mittlere Phosphatkonzentration um 23 µg PO_4^{3-}-P/l (n = 361) in der durchmischten Schicht (20 m-Lamelle) ein (vgl. **Tab. 4.2**). Dass es auch in der Oberflächenschicht zu keiner Nährstoffverarmung kam, zeigt die mittlere Phosphatkonzentration von 20 µg PO_4^{3-}- P/l (n=66) in den 0 m-Proben. Bei Verwendung des t-Testes zum Mittelwertvergleich (α=0,05) zeigt die Phosphatkonzentration in der Oberflächenschicht an allen Probenahmeorten keinen statistisch gesicherten Unterschied zur Konzentration in der 20 m-Schicht (vgl.**Tab. 4.2**).

Die Vergleichmäßigung des gelösten Phosphates innerhalb der Wassersäule konnte bis in die Stauwurzel hinein verfolgt werden. Gleichzeitig zeigte sich die Bedeutung dieser besonders während des Sommers wie eine große Vorsperre wirkenden Stauwurzel für die Phosphorelimination. Obwohl die Phosphatkonzentration im Saalewasser ähnliche Werte wie in den Vorjahren aufwies, konnte aufgrund des verbesserten Lichtklimas (vgl. Abschn. 4.3.3) eine größere Menge Phosphat in der autotrophen Biomasse gebunden werden, so dass die mittleren Gehalte im zentraleren Teil der Talsperre deutlich unter denen der Vorjahre lagen. Die Inkorporation von Phosphat zeigt sich auch bei dem Gesamt-Phosphor-Werten, die in der Stauwurzel reichlich doppelt so hoch wie im Hauptwasserkörper sind, während das gelöste Phosphat nur etwa ein Drittel höher liegt. Die über die Vegetationszeit berechneten Mittelwerte und die entsprechenden Standardabweichungen sind in **Tabelle 4.2** zusammengefasst.

Probenahmeort	Gesamt-P durchmischte Schicht [µg/l]	o-Phosphat-P durchmischte Schicht [µg/l]	o-Phosphat-P Oberfläche [µg/l]
Staumauer	38 ± 24 (n=84)	24 ± 11 (n=91)	19 ± 11 (n=17)
Saalburg	47 ± 12 (n=76)	23 ± 11 (n=92)	21 ± 12 (n=17)
Piere	54 ± 18 (n=74)	23 ± 13 (n=93)	20 ± 13 (n=17)
Totenfels	56 ± 22 (n=73)	23 ± 12 (n=85)	20 ± 13 (n=15)
Saaldorf	99 ± 54 (n=51)	32 ± 20 (n=57)	26 ± 18 (n=15)

Tab. 4.2: *Mittlere Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor während der Vegetationszeit 1999 (April bis Oktober) in der durchmischten Schicht (20 m, bei Saaldorf nur bis maximal 10 m) und an der Oberfläche der Bleilochtalsperre*

Zusammenfassend sei festgestellt, dass auch bei Betrieb der Destratifikationsanlage die Stauwurzel bei entsprechendem Lichtklima als Nährstofffalle und Sedimentationsraum wirken kann. Gleichzeitig ist durch die Destratifikation der Stoffaustausch in der Talsperre so groß, dass sich keine dauerhafte Schichtung mit einem deutlichen Konzentrationsgradienten einstellen kann.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde in der Talsperre neben dem Phosphat ausreichend Nitratstickstoff vorgefunden. Der Minimalwert lag im Jahre 1997 bei 3,5 mg/l, 1998 bei 2,1 mg/l und 1999 bei knapp 3 mg/l NO_3^--N, so dass davon ausgegangen werden muss, dass das Phytoplankton zu keinem Zeitpunkt nährstofflimitiert war. Die geringsten Werte wurden dabei auch in grundnahen Wasserschichten der Stauwurzel gemessen, wo es im Spätsommer zu einer Denitrifikation kam.

Im Zusammenhang mit anderen Nährstoffen stellt gelöste Kieselsäure (SiO_2) einen wichtigen Faktor für die Diatomeen-Sukzession dar (TILMAN 1977). In der Talsperre wurden jeweils im ersten Viertel des Jahres mit Konzentrationen zwischen 8 mg/l und 10 mg/l SiO_2 die höchsten Werte gefunden. Mit der Entfaltung von Diatomeen-Blüten sank der SiO_2-Gehalt in der durchlichteten Schicht ab, wurde jedoch durch den zirkulierenden Wasserkörper schnell wieder ausgeglichen. Der Minimalwert für die Jahre mit Destratifikation lag noch immer bei 2 mg/l. Damit hatte das Kieselsäureangebot keinen wachstumslimitierenden Einfluss auf die Diatomeen.

Sauerstoff: Die Destratifikation hatte eine stabilisierende Wirkung auf den Sauerstoffhaushalt der Talsperre. Die Extremwerte im typischen Verlauf der Sauerstoffkonzentration in den Jahren ohne künstliche Destratifikation (deutliche Übersättigungen im Epilimnion, starke Sauerstoffzehrung bis hin zur zeitweisen Sauerstofffreiheit im Hypolimnion) waren in den Destratifikationsjahren nicht zu beobachten. Dennoch konnten zur Vegetationszeit in der dünnen erwärmten Oberflächenschicht kurzzeitige epilimnische Übersättigungen registriert werden. Diese Peaks kommunizierten mit der Frühjahrs- und Sommer-Phytoplanktonentwicklung und waren Ausdruck der photosynthetischen Aktivität im Gewässer.

Tab. 4.3: *Kenngrößen zur Bewirtschaftung und Belastung der Bleilochtalsperre für die Jahre 1994 und 1998*

	1994	1998
mittl. Wasserstand [m ü. NN]	404,3	402,75
Jahreszufluss [hm^3]	507,2	487,3
Aufenthaltszeit [a]	0,328	0,316
P-Belastung [g/m^2a]	4,8	5,3
Jahresfracht CSV-Mn [t]	6.170	5.960

Ein positiver Nebeneffekt der Destratifikation muss im Eintrag an gelöstem Sauerstoff durch den Luftblasenschleier gesehen werden. Die exakte Abschätzung des eingetragenen Sauerstoffs gestaltet sich äußerst schwierig, da eine Referenz unter identischen Bedingungen fehlt bzw. die Simulation sauerstoffzehrender und -bildender Prozesse sehr komplex und nur mit sehr großem Aufwand möglich ist. Wenn man dennoch das bewirtschaftungs- und belastungsmäßig ähnliche Jahr 1994 ohne Destratifikation (s. **Tab. 4.3**) zum Vergleich heranzieht, so kann während der Destratifikationszeit 1998 ein Sauerstoffeintrag von ca. 290 t O_2 kalkuliert werden. Grundlage für die Kalkulation ist der Vergleich des Sauerstoffdefizits, das durch Abbauprozesse in der Talsperre entsteht. Die **Abbildung 4.3** zeigt den jahreszeitlichen Verlauf des Sauerstoffinhalts der Talsperre (volumengewichtet, als Summe aus vier Teilabschnitten), wobei in Durchmischungsschicht und Hypolimnion unterschieden wurde. Zum Zweck der Vergleichbarkeit wurde für das Jahr 1994 der Sauerstoffinhalt der oberen Wasserlamelle („Epilimnion") bis zum Niveau von 378 m ü. NN (Lage der Düsenleitung) berechnet.

In der Mischschicht wurde der gelöste Sauerstoff durch den Betrieb der Destratifikationsanlage in Rich-

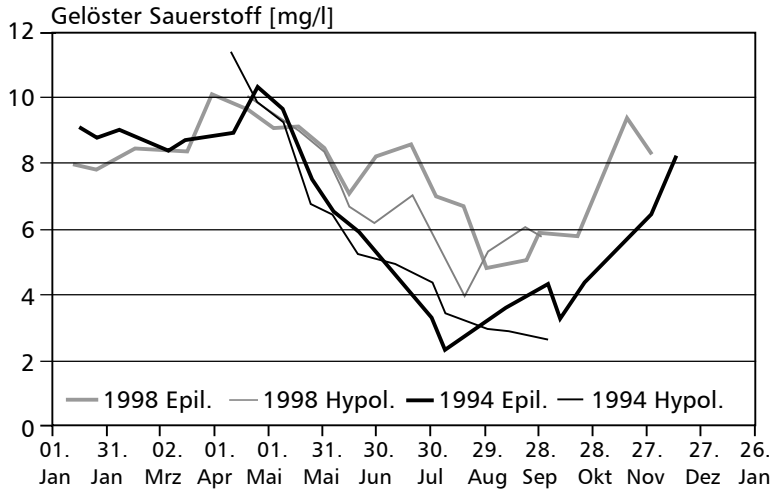


Abb. 4.3: *Vergleich der Konzentration an gelöstem Sauerstoff für das Epi- und Hypolimnion der Bleilochtalsperre in den Jahren 1994 und 1998 auf der Grundlage einer volumengewichteten Berechnung aus Sauerstoffprofilen der Probenahmeorte Staumauer, Saalburg, Totenfels und Saaldorf*

tung Stauwurzel verfrachtet. Legt man die Segmentierung in vier Teilabschnitte zugrunde, dann wurden im Abschnitt Staumauer 39 %, im Abschnitt Saalburg 35 %, im Abschnitt Totenfels 25 % und im Abschnitt Saaldorf unter 1 % des eingetragenen Sauerstoffs vorgefunden. Unmittelbar in der Stauwurzel wurde der Sauerstoffhaushalt offensichtlich stärker durch den Zufluss als durch die Mischschicht bestimmt. Aber noch im Bereich Totenfels konnte eine nennenswerte Verbesserung des Sauerstoffinhaltes erreicht werden.

Neben der Kalkulation des Sauerstoffeintrages über Konzentrationsmesswerte aus dem Gewässer wäre eine Bilanzierung über einen naturwissenschaftlich begründeten Ansatz sinnvoll. Die theoretische Ermittlung des Stoffüberganges zwischen den Medien Luft und Wasser und damit die Berechnung des Sauerstoffeintrages scheitert jedoch daran, dass die Verteilung der Luftblasengröße, die Verteilung der Schlupfgeschwindigkeit zwischen der Gas- und der Flüssigkeitsphase und das Zusammenwirken einer großen Anzahl von Blasen nicht erfasst oder sinnvoll abgeschätzt werden können. Zieht man jedoch die bei KRANAWETTREISER & SCHRÖTER (1987) aufgestellte empirische Formel (Gl. 4.3) zur Sauerstoffausnutzung bei Tiefschachtbelüftungen heran, dann müssten bei einer mittleren Durchmischungstiefe von 23,66 m etwa 30 % des eingetragenen Sauerstoffs im Talsperrenwasser gelöst werden.

$$a = 1{,}60166 - 0{,}014952 \cdot T + 0{,}0000526 \cdot T^2 \qquad (4.3)$$

a Sauerstoffausnutzung je Kontaktmeter (%/m)
T Tiefe (m)

Damit liegt die Sauerstoffausnutzung pro laufendem Meter in dem Bereich, der bei KALBSKOPF (1961) für eine Druckluftbelüftung mit Einblastiefen von 0 m bis 4 m angegeben wird. In dieser Untersuchung wurden je nach Blasengröße Werte zwischen 1,78 %/m und 3,57 %/m ermittelt. Bei größeren Tiefen ist eine Abnahme der auf den laufenden Meter bezogenen prozentualen Ausnutzung zu erwarten, da eine Ausnutzung von mehr als 100 % unmöglich ist.

Während des Betriebszeitraumes der Destratifikationsanlage wurden insgesamt 7 Mio. m^3 Luft in die Talsperre gefördert. Wenn man den Sauerstoffgehalt der Luft mit rund 0,28 kg/m^3 (bei Atmosphärendruck) ansetzt, dann wurden nach dem oben genannten Ansatz im Jahr 1998 etwa 588 t Sauerstoff gelöst und dem Wasserkörper zugefügt. Dieser Wert liegt zwar etwa doppelt so hoch wie bei der Kalkulation über den Sauerstoffgehalt im Wasser, bleibt aber bei einem zweiten, unabhängigen Ansatz in der selben Größenordnung.

pH-Wert: Auch auf den pH-Wert hatte die Destratifikation eine vergleichmäßigende Wirkung. Die Extreme wurden in ihren Absolutwerten verringert und auf sehr kurze Zeiträume begrenzt. Der pH-Wert bewegte sich während des Untersuchungszeitraumes im Bereich zwischen pH 6,2 und pH 9,3. Die höchsten pH-Werte (>9) wurden in den Jahren 1997 und 1998 ausschließlich im mittleren Teil der Talsperre (Piere/Totenfels) und 1999 hauptsächlich in der Stauwurzel während Phasen verstärkter Primärproduktion beobachtet. Sie sind ein Resultat der Kohlenstofffixierung während der Phytoplanktonblüten. Während der Vegetationszeit wurden Werte kleiner pH 6,5 ausschließlich in Tiefenproben nahe des Gewässergrundes beobachtet. Sie dokumentieren eine erhöhte CO_2-Akkumulation infolge des Abbaus von organischer Substanz.

4.3.3 Beurteilung des Lichtklimas in der Talsperre

Die Primärproduktion im Wasserkörper wird entscheidend von der Eindringtiefe des Lichts bestimmt. Wasserinhaltsstoffe begrenzen letztere durch die von ihnen bedingte Farbe und Trübung.

Eine künstliche Lichtlimitierung während des Sommers kann man nur dadurch erreichen, dass die Durchmischungstiefe über die Durchlichtungstiefe hinaus vergrößert wird. Die Verfrachtung des Phytoplanktons in die undurchlichtete Wasserschicht führt dazu, dass es in der Bioproduktion zu keiner positiven Nettobilanz kommt. Um die potentielle Wirksamkeit der Destratifizierung zur Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse abzuschätzen, wurden Messungen zum Lichtklima im Gewässer ausgewertet.

Die Eigenfärbung des Wassers wurde in starkem Maße von den organischen Stoffen (Ligninsulfosäurederivaten) aus den Abwässern der Zellstoff- und Papierindustrie bestimmt. Diese Stoffe zeigen ein Absorptionsmaximum für die photosynthesisch aktive Strahlung (PhAR) im kürzerwelligen Bereich (400…500 nm). Das Licht in diesem Wellenlängenbereich wird bereits im ersten Meter fast vollständig absorbiert (**Abb. 4.4**). Dies könnte von erheblicher Bedeutung für die Zusammensetzung des Phytoplanktons sein, da die verschiedenen Phytoplanktongruppen bestimmte Spektralbereiche unterschiedlich nutzen.

In der dritten Juli-Dekade 1999 wurde die Produktion in der ZPR für eine Verfahrensumstellung unterbrochen. In dieser Pause kam es bis in den Dezember 1999 hinein zu keiner Abwassereinleitung durch die ZPR. Dies hatte einen positiven Einfluss auf die Eigenfärbung des Wasserkörpers der Bleilochtalsperre und führte insbesondere in der Stauwurzel und im mittleren Teil der Talsperre zu einem deutlichen Rückgang der Braunfärbung des Wassers. Trotzdem blieb aufgrund der schlechten Abbaubarkeit der farbgebenden Inhaltsstoffe noch ein beachtliches Sockelniveau erhalten.

Das Jahresmittel des spektralen Attenuationskoeffizienten der filtrierten Wasserprobe (Maß für die Färbung des Wassers) ging folgerichtig in der gesamten Talsperre zurück und die horizontalen Gradienten innerhalb der Talsperre verringerten sich. Die **Tabelle 4.4** fasst die Situation bei der Färbung des Wassers für die letzten vier Jahre zusammen und zeigt durch die Unterteilung des Jahres 1999 den Einfluss der Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal deutlich.

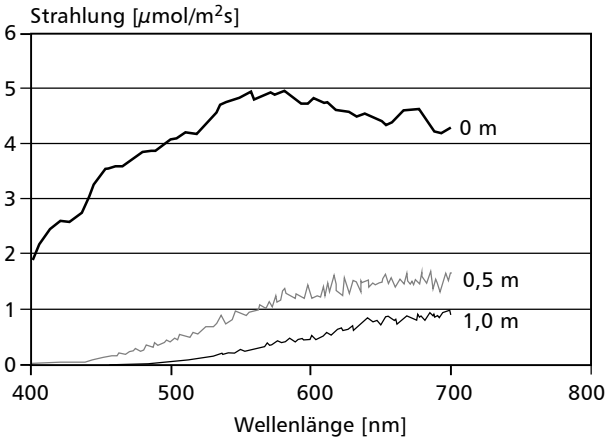


Abb. 4.4: *Spektralverteilung der Strahlung (PhAR) in 0 m, 0,5 m und 1 m Gewässertiefe am 24. September 1997 am Probenahmeort Piere bei minimalen Chlorophyllkonzentrationen von <1 µg/l*

Der mittlere spektrale Attenuationskoeffizient der filtrierten Wasserprobe wies einen deutlichen horizontalen Gradienten auf (vgl. **Tab. 4.4**). Während der Vegetationsperiode 1999 betrug der Attenuationskoeffizient im Hauptwasserkörper, dort, wo die größte Wirkung der Destratifizierung zu erwarten ist, im Mittel 0,49 m^{-1}. Daraus kann bei der mittleren Durchmischungstiefe 27,05 m die Extinktionstiefe (das Produkt aus Durchmischungstiefe und mittlerem Attenuationskoeffizienten des Wassers) mit >13 kalkuliert werden. Nach OSKAM (1978 a) ist eine Lichtlimitierung gegeben, wenn die Extinktionstiefe den Wert 4,6 übersteigt (vgl. dazu auch BENNDORF & BAUMERT 1981). Erreicht die Extinktionstiefe einen Wert von 8 oder größer, dann ist mit einer deutlichen Hemmung des Algenwachstums zu rechnen. Bei einem Wert > 20 ist es für Algen theoretisch unmöglich, zu existieren (OSKAM 1978 b).

Neben der Eigenfärbung des Wassers wird die Eindringtiefe des Lichtes in der Bleilochtalsperre auch durch das Phytoplankton und chlorophyllfreie Partikel (mineralische Trübe, Detritus) bestimmt. Eine Regressionsanalyse des Zusammenhangs zwischen der Transparenz des Wassers und der Phytoplanktonbiomasse zeigt einen schwachen linearen Zusammenhang zwischen dem Attenuationskoeffizienten (k_d) und der Chlorophyllkonzentration. Für das Jahr 1999 kann dieser Zusammenhang mit der Funktion in Gleichung 4.4 beschrieben werden.

$$k_d = 0{,}016\ Chl\ (\mathrm{mg \cdot m^{-3}}) + 1{,}16 \qquad (4.4)$$

Der Wert 1,16 m^{-1} kann dabei als „Hintergrund-Attenuation" (k_H) aufgefasst werden, d.h. als Jahresmittel des Attenuationskoeffizienten des Talsperrenwassers ohne Phytoplankton, aber mit allen anderen Inhaltsstoffen. Der Wert 0,016 m^{-1}/mg *Chl* m^{-3} kann als Jahresmittel des spezifischen Attenuationskoeffizienten (k_C) des Chlorophylls in der Bleilochtalsperre betrachtet werden. Zum Vergleich sind die Werte der „Hintergrund-Attenuation" (k_H) und des spezifischen Attenuationskoeffizienten des Chlorophylls (k_C) für die Vorjahre in der **Tabelle 4.5** zusammengestellt.

In den Jahren mit Destratifikation lag die „Hintergrund-Attenuation" (k_H) in der Talsperre gegenüber dem Referenzjahr ohne Destratifikation bis zu 30 % höher, was mit einer erhöhten Eigenfärbung der Wassers (1997/1998 aufgrund der Stauspiegelabsenkung) und insgesamt einem erhöhten Anteil nicht chlorophyllhaltiger Partikel aufgrund der Destratifikation erklärt werden kann. Gleichzeitig zeigt sich, dass die Hintergrund-Attenuation im starken Maße durch die Eigenfärbung der Wassers und weniger durch einen erhöhten Anteil chlorophyllfreier Partikel bestimmt wurde. Demgegenüber ist der Wert für den spezifischen Attenuationskoeffizienten des Chlorophylls (k_C) im Mehrjahresvergleich kaum Schwankungen unterworfen gewesen und ohne signifikante Unterschiede. Die Güte des errechneten Zusammenhanges hängt jedoch sehr stark vom Grad der Jahresschwankungen bei der Eigenfärbung des Wassers (k_W) und der Konzentration an Partikeln ab. Die Grundbelastung durch das Abwasser der Zellstoff- und Papierindustrie war insbesondere im Jahr 1999 durch einen Produktionsstillstand einer messbaren Veränderung unterworfen (vgl. **Tab. 4.4**), so dass bei der Güte des Zusammenhanges Abstriche hinggenommen werden müssen. Darüber hinaus wurde der genannte Zahlenwert für die Hintergrund-Attenuation (Mittel) in Phasen hoher Zooplanktondichte verringert und nach Starkregenereignissen erhöht.

Der bei einer Destratifizierung (minimaler Chlorophyllgehalt im Wasserkörper) zu erwartende vertikale Attenuationskoeffizient k_d würde unter den Bedingungen der drei untersuchten Destratifikationsjahre eine

Tab. 4.4: *Mittlerer spektraler Attenuationskoeffizient k_W [m^{-1}] und die Standardabweichung in der oberen 5 m-Gewässerlamelle aus filtrierten Wasserproben (geometrischer Mittelwert) entlang des Horizontalprofils Hauptwasserkörper – Stauwurzel in der Bleilochtalsperre*

	1996	1997	1998	1999	1999 vor ZPR-Stillstand	1999 bei ZPR-Stillstand
Staumauer	0,53 ± 0,06	0,70 ± 0,14	0,75 ± 0,07	0,49 ± 0,09	0,44 ± 0,07	0,54 ± 0,07
Piere	0,75 ± 0,18	0,88 ± 0,19	0,96 ± 0,16	0,60 ± 0,12	0,63 ± 0,13	0,57 ± 0,09
Saaldorf	1,00 ± 0,47	1,14 ± 0,29	1,02 ± 0,28	0,80 ± 0,27	0,96 ± 0,30	0,66 ± 0,17

Tab. 4.5: *„Hintergrund-Attenuation" (k_H) und spezifischer Attenuationskoeffizient des Chlorophylls (k_C) in der Bleilochtalsperre und deren Standardabweichungen sowie die Güte des Zusammenhanges für die Jahre 1996 bis 1999*

Jahr	„Hintergrund-Attenuation" [m^{-1}]	Attenuationskoeffizient des Chlorophylls [$m^{-1}/mg\,Chl \cdot m^{-3}$]	Korrelationskoeffizient
1996	1,05 ± 0,08	0,016 ± 0,003	0,82
1997	1,35 ± 0,11	0,016 ± 0,003	0,71
1998	1,37 ± 0,07	0,013 ± 0,002	0,56
1999	1,16 ± 0,11	0,016 ± 0,004	0,58

mittlere Durchlichtungstiefe z_{eu} (Tiefe mit 1 % Lichtintensität der Oberfläche) zwischen 3,4 m und 4,0 m zulassen. Mit der installierten partiellen Destratifikation ergibt sich ein Quotient aus Durchmischungstiefe und Durchlichtungstiefe von etwa 6 bis 7, bei dem mit einer Begrenzung des Algenwachstums zu rechnen ist. Damit wird nochmals die Richtigkeit der Einbautiefe der Düsenleitung zur Destratifizierung auf 378 m ü. NN bestätigt. TALLING (1971) führt aus, dass für die meisten natürlichen Phytoplanktonpopulationen Lichtlimitation einsetzt, wenn $z_{mix} : z_{eu} = 5$ beträgt. OSKAM (1978 b) stellt fest, dass bei einem Verhältnis von $z_{mix} : z_{eu} > 2{,}5$ das Licht zum limitierenden Faktor für das Algenwachstum wird.

RILEY (1957) beobachtete, dass Phytoplankton bei einer mittleren täglichen Strahlung $\bar{I}$ von weniger als 167 J/cm²d nicht mehr wächst.

$$\bar{I} = \frac{I_0}{\varepsilon \cdot z_{mix}} \left(1 - e^{-\varepsilon \cdot z_{mix}}\right) \qquad (4.5)$$

BARLOW (1958), GIESKES & KRAAY (1975) und HITCHCOCK & SMAYDA (1977), die ihre Ergebnisse mit marinem und Küstenplankton gewannen, bestätigen diesen Wert. RAMBERG (1979) untersuchte im Gegensatz dazu Plankton in Seen und kam zu ähnlichen Schlussfolgerungen. Jedoch fand er auch Chrysophyceen, die in der Lage waren, sich noch bei einer mittleren täglichen Strahlung von 84 J/cm²d zu entwickeln. Wenn man das Strahlungsangebot während der drei Vegetationsperioden zur Grundlage nimmt, dann würde man bei den vorgefundenen mittleren Attenuationskoeffizienten nie einen Wert von 160 J/cm²d für die mittlere tägliche Strahlung erreichen (vorausgesetzt: 1 µmol/m²s PhAR = 0,25 W/m²). Wenn man den kritischen Wert von 80 J/cm²d ansetzt, dann wäre während der Betriebszeit der Destratifikationsanlage 1997 an 24 Tagen (13 %), 1998 an nur einem Tag und 1999 an 42 Tagen (23 %) mit einem besseren Lichtklima im Gewässer zu rechnen gewesen. Diese Kalkulation spricht für die theoretische Möglichkeit, eine Algenentwicklung weitgehend zu unterdrücken. Voraussetzung für die angestellten Überlegungen ist jedoch, dass die Phytoplankter zu jeder Zeit gleichmäßig in der durchmischten Schicht verteilt sind bzw. zirkulieren und die Durchmischungstiefe auch an jeder Stelle des Gewässers gegeben ist. Die Ausprägung einer witterungsabhängigen, nicht an der Zirkulation teilhabenden Oberflächenlamelle ist maßgeblich für die vorgefundene hohe Primärproduktion verantwortlich.

Sichttiefe: In der **Tabelle 4.6** sind die mittleren Sichttiefen während der Vegetationszeit (Mai bis September) für den Messpunkt Staumauer, die Standardabweichung sowie Minimal- und Maximalwert für die letzten Jahre zusammengestellt. Es zeigt sich, dass mit dem Betrieb der Destratifikation die Sichttiefen im Hauptwasserkörper nicht spürbar vergrößert werden konnten. Sowohl die Mittelwerte, als auch die Extremwerte lassen keinen Trend erkennen. Die bei allen Parametern vorgefundenen niedrigen Werte im Jahr 1997 gehen auf eine sehr markante Stauspiegelabsenkung im betrachteten Zeitraum um ca. 12 m gegenüber Vollstau zurück. Das verkleinerte Talsperrenvolumen und die damit verringerte Aufenthaltszeit bedingte eine Zunahme der Eigenfärbung des Wasserkörpers durch die Ligninsulfosäurederivate aus der Zellstoff- und Papierindustrie (Gelbstoffe) und erhöhte den Anteil an mineralischer Trübe im Wasserkörper. Bei den anderen Jahren mit Destratifikation muss man davon ausgehen, dass die Vergrößerung der Transparenz in Phasen geringer Chlorophyllgehalte durch höhere Gehalte an Detritus bzw. durch anorganische Partikel (eingeschränkte Sedimentation) kompensiert wurde.

Das Ziel, im Zeitraum der vorrangigen Erholungsnutzung (Mai bis September) durchgängig eine Sichttiefe von mindestens zwei Metern zu gewährleisten, konnte nicht erreicht werden. Im relativ engen Spielraum zwischen der geforderten und der aufgrund der vorhandenen Hintergrund-Attenuation maximal möglichen Sichttiefe hätte man den Chlorophyllgehalt während der Vegetationszeit auf sehr niedrigem Niveau halten müssen. Die vorgestellten Sichttiefen wurden in der Gewässermitte gemessen. Zum Ufer hin nahmen sie ab. Für die Badegäste herrschen dabei nur etwa 70 % bis 80 % des uferfernen Wertes, wenn man Sichttiefen der Badegewässerüberwachung durch das Landratsamt Saale-Orla (Sachgebiet Hygiene) heranzieht. Prinzipiell stehen die ufernahen Werte jedoch nicht im Widerspruch zu den Freiwasserwerten.

Der Attenuationskoeffizient (k_d) steht entsprechend der Gleichung 4.6 in Beziehung zur Sichttiefe (ST),

$$k_d = a + b / ST \qquad (4.6)$$

wobei a und b Regressionskoeffizienten sind. Nutzt man entsprechende in der Bleilochtalsperre gewonnene Messdaten (n=116), wobei Attenuationskoeffizienten der oberen 2 m-Lamelle aus *in-situ*-Messungen und die dazugehörige Sichttiefe eingingen, dann erhält man die numerischen Werte $a = 2{,}858$ und $b = -0{,}044$. Für die Güte des Zusammenhanges steht der Regressions-

Tab. 4.6: *Mittlere Sichttiefen [m] während der Vegetationszeit (Mai – September) am Probenahmeort Staumauer und die entsprechenden statistischen Maßzahlen sowie die über den jeweiligen Hintergrund-Attenuationskoeffizienten (k_H) berechnete maximal mögliche Sichttiefe*

	1994	1995	1996	1997	1998	1999
mittlere Sichttiefe	2,07	2,05	2,29	1,59	1,84	2,15
Standard-abweichg.	0,43	0,61	0,67	0,47	0,45	0,83
Minimum	1,1	1,0	1,3	0,8	1,0	1,2
Maximum	2,9	3,1	4,0	2,7	2,8	4,0
max. mögl. Sichttiefe			3,1	2,4	2,3	2,8

koeffizient $r = 0{,}7$. Nutzt man die für die Destratifikationsjahre ermittelten Hintergrund-Attenuationskoeffizienten k_H, so kann man mit Hilfe der Regressionsgleichung eine maximal mögliche Sichttiefe zwischen 2,3 m und 2,8 m in der Talsperre kalkulieren (vgl. **Tab. 4.6**). Dass die tatsächlich gemessenen maximalen Sichttiefen zum Teil deutlich über den theoretischen Maximalwerten lagen, zeigt, dass in Klarwasserphasen die partikuläre chlorophyllfreie Fraktion z.B. durch den Zooplanktonfraß über das mittlere Maß hinaus entnommen wurde. Auch wenn die partikuläre chlorophyllfreie Fraktion eliminiert würde, bliebe der Hintergrund-Attenuationskoeffizient so hoch, dass selbst bei einer wirksamen Destratifikation und der damit verbundenen Lichtlimitation die Sichttiefen nicht wesentlich über 4 m ansteigen würden.

4.3.4 Chlorophyll

Chlorophyll a ist als Hauptpigment der pflanzlichen Photosynthese in allen photosynthetisierenden Organismen, mit Ausnahme der anaeroben photosynthetisierenden Bakterien, vorhanden. Zwischen dem Chlorophyll-a-Gehalt und der Biomasse des Phytoplanktons besteht eine (schwache) lineare Korrelation. Auch wenn dieses Verhältnis Schwankungen unterliegt, kann man anhand des Chlorophyll-a-Gehaltes die autotrophe Produktion im Gewässer beurteilen und daraus Nutzungsmöglichkeiten abschätzen.

In der **Abbildung 4.5** sind die Chlorophyllgehalte der Oberflächenproben „Saaldorf“ (Stauwurzel), „Piere“ (mittlerer Bereich der Talsperre) und „Staumauer“ (Hauptwasserkörper) für das Jahr 1999 exemplarisch wiedergegeben, da im langgestreckten Rinnenstausee ein deutlicher Horizontalgradient bei der Umwälzwirkung und in der Trophie entlang des alten Saalelaufes und damit letztendlich in der Chlorophyllkonzentration beobachtet werden konnte. Die Messwerte zeigen eine hohe Kurzzeitdynamik bei der Chlorophyllkonzentration und damit bei der Phytoplanktonabundanz in der Bleilochtalsperre. Das stark schwankende Niveau der Chlorophyllkonzentrationen soll in Verbindung mit meteorologischen und physikalischen Randbedingungen diskutiert und wiederkehrende Verteilungsmuster herausgearbeitet werden.

Die jahreszeitlichen Ganglinien der Chlorophyll-a-Konzentration zeigen, dass es im Jahre 1999 neben dem Frühjahrspeak zu einer mehrgipfligen Sommer-Phytoplanktonentwicklung kam, die in allen Bereichen der Bleilochtalsperre, die Stauwurzel ausgenommen, ähnliche zeitliche Muster aufwies. Im September 1999 konnte ein weiterer Chlorophyll-Peak im gesamten Talsperrenkörper beobachtet werden. Die Stauwurzel weist aufgrund der geringen Tiefe ein etwas verändertes Peakmuster mit einer weniger ausgeprägten Dynamik auf.

Infolge des geringen Strahlungsangebotes war in den Wintermonaten die Chlorophyll-a-Konzentration der Talsperre mit Werten unter 6 µg/l erwartungsgemäß

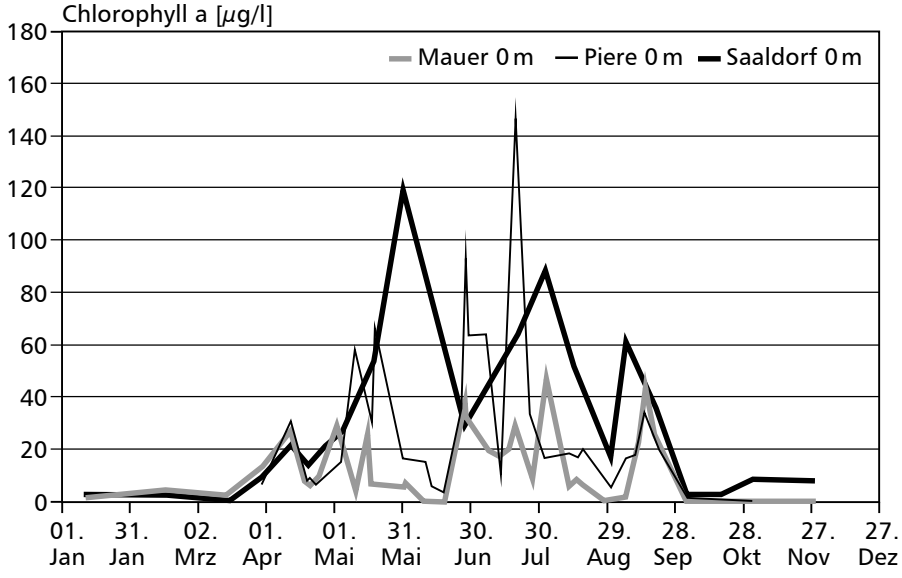


Abb. 4.5: *Jahreszeitlicher Verlauf der Chlorophyll-a-Konzentration an der Gewässeroberfläche im Hauptwasserkörper (Probenahmeort Staumauer) und im mittleren Teil der Bleilochtalsperre (Probenahmeort Piere) sowie in der Stauwurzel (Probenahmeort Saaldorf) im Untersuchungsjahr 1999*

sehr gering. Zur Frühjahrsvollzirkulation (homotherme Verhältnisse) kam es im März.

In der ersten Aprildekade ermöglichte eine Periode warmer Witterung mit Tagestemperaturen bis über 17 °C eine beginnende Stratifizierung des Gewässers, die zu einer sprunghaften Zunahme des Chlorophyllgehaltes führte. Daraufhin wurde am 13. April die Anlage zur künstlichen Destratifikation in Betrieb genommen. Zurückgehende Tagestemperaturen und die künstliche Destratifikation schufen in weiten Teilen der Talsperre wieder weitgehend homotherme Verhältnisse im Wasserkörper. Damit verbunden war ein deutlicher Rückgang der Chlorophyllkonzentration auf Werte um 10 µg/l an der Oberfläche des Wasserkörpers.

Die warme Witterung Ende April / Anfang Mai führte zur Herausbildung einer wärmeren Oberflächenlamelle, die von der künstlichen Destratifikation nur unzureichend erfasst wurde. Neben der Stratifizierung der produktiven Schicht gestatteten hohe Strahlungswerte (Mehrtagemittel der PhAR bei 413 µmol/m^2s) eine rasche Zunahme der autotrophen Biomasse. Während der Frühjahrsentwicklung mit dem Höhepunkt in der ersten Maihälfte wurden im unmittelbaren Bereich der Destratifikationsanlage Chlorophyllkonzentrationen bis 35 µg/l, im Hauptwasserkörper (bis Saalburg) um 50 µg/l und im Bereich der Piere bis 60 µg/l gemessen. Kräftige Winde aus nördlichen und westlichen Richtungen zwischen dem 17. und 19. Mai unterstützten die künstliche Destratifizierung und zerstörten insbesondere im Hauptwasserkörper die Oberflächenschicht. Die Zumischung der erwärmten und algenreichen Oberflächenlamelle beendete die Frühjahrsentwicklung und erhöhte in tieferen Wasserschichten die Temperatur und die Futterkonzentration, so dass das herbivore (das algenfressende) Zooplankton günstige Wachstums- und Reproduktionsbedingungen vorfand. Allein in der Stauwurzel kam es zu einem weiteren Anstieg des Chlorophyllgehaltes mit einem Höhepunkt Ende Mai. Dafür war maßgeblich die durch die erwärmten Abwässer der ZPR stabilisierte Oberflächenschicht und die geringe mögliche Durchmischungstiefe verantwortlich. Eine sehr warme Witterungsperiode Ende Mai/Anfang Juni (Wochenmittel der Lufttemperatur bei 18,3 °C und ein maximales Stundenmittel bei 27,7 °C) führte zu einer erneuten raschen Stabilisierung der Dichteschichtung in der gesamten Talsperre. Trotz einer stabilen Oberflächenlamelle (max. Temperaturdifferenz zwischen 0 m und 20 m: >11°C) nahm aufgrund eines verstärkten Fraßdruckes durch das herbivore Zooplankton (s. Abschn. 4.3.8) die Chlorophyllkonzentration weiter ab. Bis zur dritten Junidekade konnte man ein deutliches Klarwasserstadium mit Chlorophyllwerten kleiner als 1 µg/l im Hauptwasserkörper und kleiner als 5 µg/l im Bereich der Piere vorfinden. In der Stauwurzel kam es deutlich später, erst Ende Juni, zu einer kurzen Chlorophylldepression.

Die sommerliche Phytoplanktonentwicklung wurde durch Chlorophyll-Peaks Ende Juni und Mitte Juli sowie eine räumlich begrenzte Entfaltung im Bereich der Destratifikationsanlage Anfang August repräsentiert. In der Stauwurzel fehlte die hohe sommerliche Dynamik. Auf einem hohen Sockelniveau entfaltete sich für diesen Bereich Anfang August das Sommermaximum bei über 90 µg/l. Im Bereich der Destratifizierungsanlage (Station Staumauer) wurden Chlorophyll-Spitzenwerte zwischen 30 µg/l und 60 µg/l registriert, während es im mittleren Teil der Talsperre (Piere) Werte zwischen 100 µg/l und 160 µg/l waren. Die Chlorophyll-Peaks fallen dabei in Phasen, in denen es zu einer Stabilisierung der Dichteschichtung und zur Ausprägung einer erwärmten Oberflächenschicht in der Bleilochtalsperre kam. Die Stabilität der Oberflächenschicht wird dabei ganz entscheidend durch die vorherrschenden meteorologischen Randbedingungen (hohe langwellige Einstrahlung, geringer Wind) bestimmt. Ausreichend vorhandene Nährstoffe gestatteten dann einen sprunghaften Anstieg der Algenbiomasse. Die Chlorophyll-Depressionen zu Mitte und Ende Juli korrespondierten mit Zirkulationsphasen, die durch kühlere, regnerische und strahlungsarme Witterung (Tagesmittel der Lufttemperatur von mindestens 4 aufeinanderfolgenden Tagen: <16 °C) ermöglicht wurden. Während dieser Phase konnte mit der Destratifikationsanlage der Hauptwasserkörper durchmischt werden. Ende Juli war durch die Wirkung der Destratifikationsanlage die Umwälzung in deren Umfeld besonders intensiv, so dass es im Vergleich zum mittleren Teil der Talsperre zu einer deutlichen Nährstoffanreicherung in der oberflächennahen Gewässerschicht kam. Die erneute Ausprägung einer erwärmten Oberflächenschicht Anfang August ermöglichte das explosionsartige Phytoplanktonwachstum insbesondere im Bereich der Destratifikationsanlage.

Zurückgehende Tagestemperaturen, verbunden mit Windereignissen, und die fehlende Abwassereinleitung durch die ZPR führten ab der zweiten Augustdekade dazu, dass mit Hilfe der Destratifikationsanlage weite Teile der Talsperre zunehmend durchmischt werden konnten. Somit erreichte Ende August die Chlorophyllkonzentration in der gesamten Talsperre Minimalwerte mit Gehalten unter 10 µg/l bzw. in der Stauwurzel (Probenahmeort Saaldorf) mit Konzentrationen um 20 µg/l. Die sich herausbildende Klarwasserphase wurde dabei durch den Fraß des herbivoren Zooplanktons verstärkt (Jahresmaximum).

Der Chlorophyll-Peak Mitte September in der gesamten Talsperre demonstriert, dass die Wirkung der Destratifikationsanlage auch bei günstigeren Randbedingungen (Produktionsstillstand in der ZPR; keine erwärmten Abwässer, jedoch noch vorhandene Braunfärbung) nur unzureichend ist. Ein strahlungsreicher und wärmerer Abschnitt ermöglichte in der Talsperre bei einem verbesserten Lichtklima ein nochmaliges Phytoplanktonwachstum mit Chloropyllwerten bis zu 50 µg/l. Unmittelbar an der Stauwurzel, außerhalb des Wirkungsbereiches der Destratifikationsanlage, wurden sogar Werte bis 100 µg/l erreicht. Im Oktober überlagerte die natürliche Herbstzirkulation die künstliche Destratifikation. Die Chlorophyll-a-Konzentration erreichte in

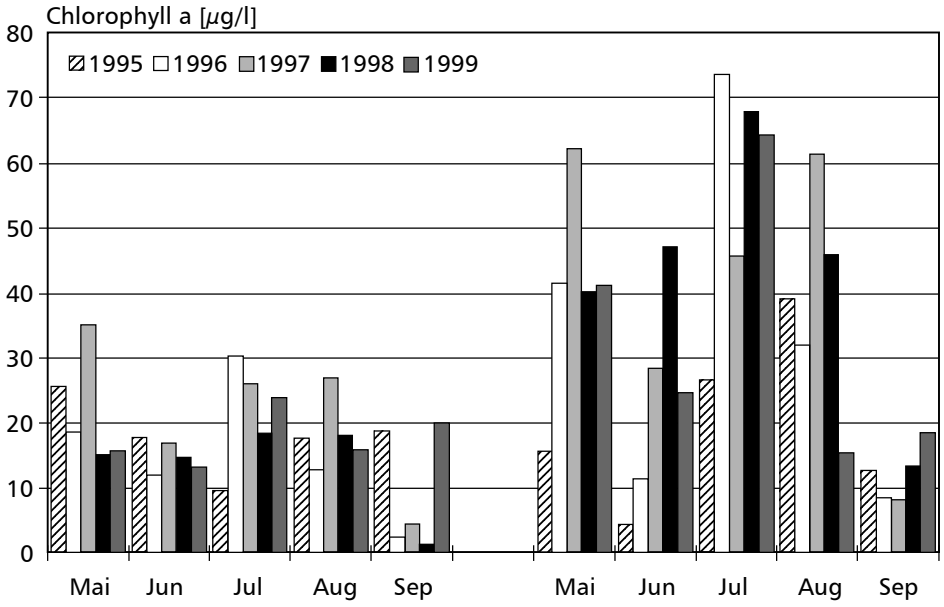


Abb. 4.6: *Vergleich der mittleren monatlichen Chlorophyllkonzentrationen an der Oberfläche der Bleilochtalsperre (Probenahmeorte Staumauer und Piere) für die Vegetationszeit von 1995 bis 1999*

der gesamten Talsperre das sehr niedrige winterliche Niveau.

Ein Vergleich der mittleren monatlichen Chlorophyllkonzentrationen in der **Abbildung 4.6** und der Jahresmittelwerte über die Vegetationszeit in der **Tabelle 4.7** zeigen, dass die oberflächige Phytoplanktonentfaltung auch im Jahre 1999 im Bereich der Vorjahre lag. Die angestrebte deutliche Reduzierung der Phytoplanktons in der oberflächennahen Gewässerschicht konnte nicht erreicht werden. Der hohe Wert für 1997 gründet sich auf den eingeschränkten Betrieb der Destratifikationsanlage in diesem Jahr und die Ausbildung eines biomassestarken Frühjahrspeaks (Maximalwert für die Vegetationszeit; s.a.**Tab. 4.7**) noch vor Inbetriebnahme der Destratifikationsanlage. Die geringen Chlorophyllkonzentrationen während der vermehrten und verlängerten Klarwasserstadien wurden durch Phytoplanktonmassenentwicklungen in den Schichtungsphasen kompensiert (s. Chlorophyll-Maximalwerte in **Tab. 4.7**). Die zirkulationsbedingte und wiederholte Nährstofferneuerung wirkte sich besonders fördernd auf eine sprunghafte und ungehinderte Biomasseentfaltung während der Stratifikation aus. Bei der Bewertung der mittleren und maximalen Chlorophyllkonzentrationen müssen die Veränderungen im Lichtklima Beachtung finden (vgl. **Tab. 4.4**). Eine zurückgehende Eigenfärbung des Wasserkörpers, insbesondere im Jahre 1999, ermöglichte potentiell eine höhere Phytoplanktonbiomasse bzw. Chlorophyllkonzentration, die jedoch in diesem Umfange nicht auftrat.

4.3.5 Patchiness des Chlorophylls in der Bleilochtalsperre

Die Messungen der Chlorophyllkonzentration haben während der Destratifikationsjahre eine starke räumliche und zeitliche Heterogenität gezeigt. Dieses Phänomen wurde auch bei WILHELM et al. (1998, 1999) ausführlich dokumentiert. Die beobachteten Heterogenitäten waren bislang nur unzureichend erklärbar und es blieb unklar, ob die Destratifikationsanlage für diese Heterogenitäten gesorgt hatte. Die bisherigen Daten erlauben auch keine Bewertung dieses Ergebnisses hinsichtlich des Restaurierungserfolges, weil das Auftreten einer „Patchiness“ bei einem so großen Gewässer mit dieser Morphometrie auch ohne künstliche Beeinflussung zu erwarten ist.

Mit konventioneller Probenahme- und Analysentechnik ist es nicht möglich, ein ausreichend dichtes Datennetz zu gewinnen, um gesicherte Aussagen ableiten zu können. Demgegenüber bietet das *in-situ*-Multisensor-Messsystem MINIBAT (STÜBEN et al.1994) die Möglichkeit, mit vertretbarem Aufwand eine aussagekräftige Datendichte zu gewinnen. Mit Hilfe dieses Systems wurden deshalb 1999 in drei Messeinsätzen Chlorophyllkonzentrationen in der Talsperre aufgenom-

	1994	1995	1996	1997	1998	1999
mittleres Chlorophyll a	11,2	18,1	18,4	21,4	13,8	17,9
maximales Chlorophyll a	39,7	54,3	49,5	102,4	58,5	53,5

Tab. 4.7: *Mittlere monatliche Chlorophyllkonzentration (in µg/l; harmonisches Mittel) an der Oberfläche der Bleilochtalsperre (Probenahmeort Staumauer) für die Vegetationszeit (April bis September) von 1994 bis 1999*

men (Bestimmung über die Chlorophyllfluoreszenz). Dafür wurde in ausgewählten Talsperrenbereichen ein Raster aus 12 Horizontalprofilen je Messtiefe abgefahren und nach einer linearen Interpolation (Triangulation) die Chlorophyllkonzentrationen in Isoplethendarstellungen visualisiert. In den **Abbildungen 4.7 a-c** sind die Ergebnisse aus einer Gewässertiefe von 0,5 m für das Hauptbecken der Talsperre zusammengestellt. Die Auswertung der 2 m-Ebene brachte ähnliche Verteilungsmuster der Chlorophyllkonzentration, so dass auf deren zusätzliche Darstellung verzichtet wurde. Durch die hohe Auflösung der Parameter liegt eine Darstellung vor, die mit Strömungsbildern (GPS-Bojen) verglichen werden kann (vgl. Abschn. 3.3.6).

An den drei Messterminen erkennt man wiederkehrende Muster, die auf typische Chlorophyllverteilungen hindeuten. Obwohl sich alle drei Untersuchungstage durch kräftigen Wind (Stundenmittel bis 6 m/s) jeweils aus anderen Richtungen auszeichneten (am 29. Juni aus Nord bis Nordnordost, am 29. Juli aus Süd bis Südwest und am 01. September aus Ost bis Ostsüdost), sind die Muster nicht so verschieden, dass man die Chlorophyllverteilung ausschließlich mit einer windinduzierten Verdriftung erklären könnte. Darüber hinaus wurden die Muster bei einem sehr unterschiedlichen Niveau der Primärproduktion beobachtet (eine Zehnerpotenz Unterschied bei der Chlorophyllkonzentration).

Im Bereich der Düsenleitung wurden Chlorophyllgehalte am unteren Ende der jeweiligen Konzentrationsskala gefunden. Im Nahbereich des Blasenschleiers wurde eine turbulente Durchmischung vorgefunden (vgl. Abschn. 4.3.1), die ständig zu einem Abtransport und einer Verdünnung der Phytoplanktonbiomasse führte. In diesem Bereich waren die Mechanismen der Lichtlimitation im vollem Umfange wirksam. Die Ergebnisse deuten auch an, dass eine windinduzierte oberflächennahe Strömung die räumliche Ausformung des Nahbereiches beeinflusste. Während nördliche Winde am 29. Juni eine an Plankton arme Fahne südlich des Blasenschleiers bei gleichzeitig höheren Planktongehalten nördlich davon bewirkten (vgl. **Abb. 4.7 a**), brachten Winde zwischen Südwest und Ost am 29. Juli und 01. September eher geringere Phytoplanktonkonzentrationen nördlich des Blasenschleiers (in Richtung der Staumauer; vgl. **Abb. 4.7 b,c**).

Die Strömungsberechnungen in Teil 3 zeigten für 1999, dass die westlich in das Hauptbecken hineinreichende Landzunge die Strömung vom Blasenschleier ablenkte und in südöstliche Richtung auf den Bereich Kloster führte. Erst dort wurde die Strömung umgelenkt und der Talform folgend wieder nach Südwest geleitet. Im Bereich der Landzunge und unmittelbar südlich davon bildeten sich Räume mit verminderter Turbulenz. Gleichzeitig stellt die unterseeische Landzunge (vgl.

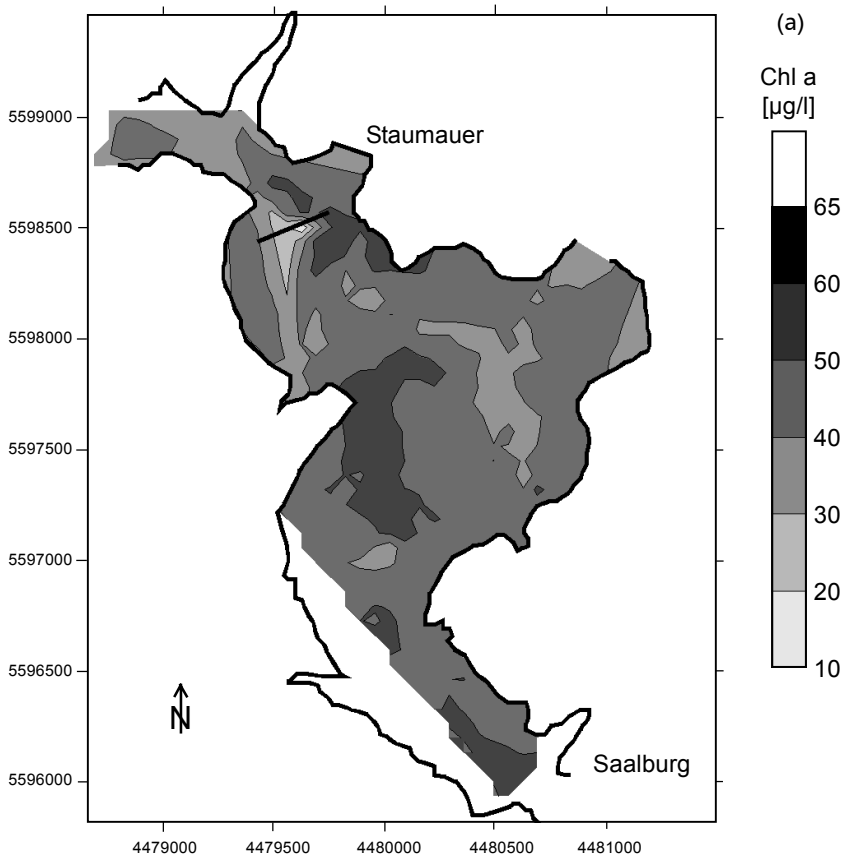
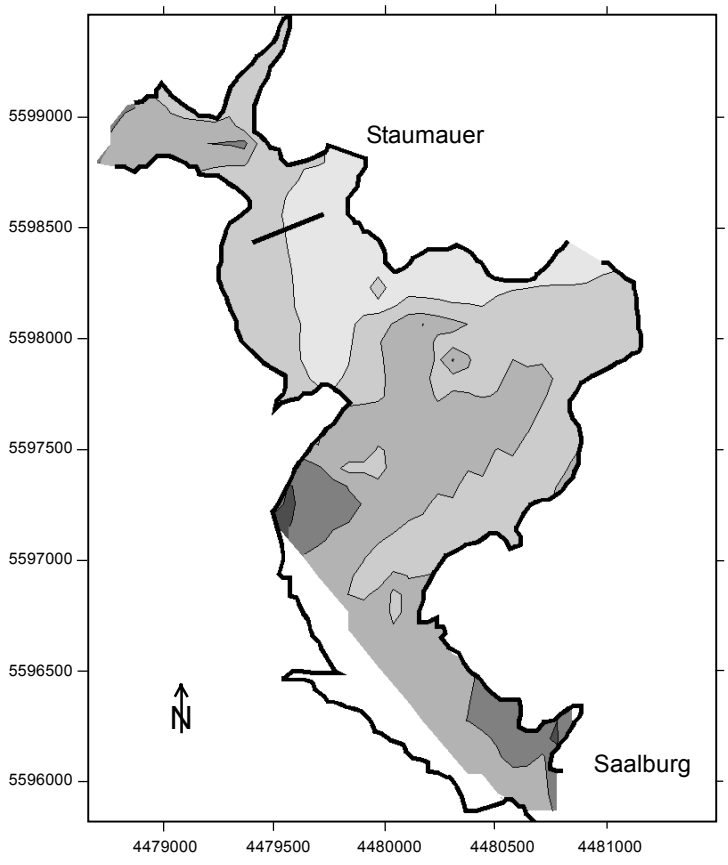


Abb. 4.7: *Isopletenbild der Chlorophyllkonzentration im Hauptbecken der Bleilochtalsperre am 29. Juni (a), 29. Juli (b) und 01. September 1999 (c) in 0,5 m Gewässertiefe*



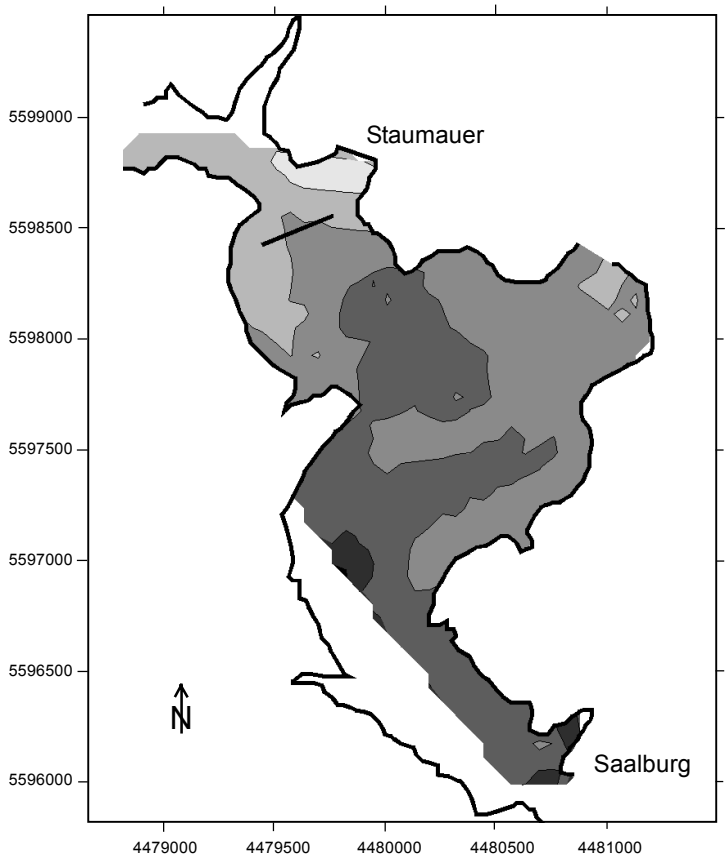


Abb. 4.7: *Fortsetzung (b, c)*

Abb. 2.4) ein Auftriebsgebiet dar, in dem die gewünschte Durchmischungstiefe morphologisch nicht erreicht werden konnte. Im genannten kritischen Bereich wurden folgerichtig an allen drei Messtagen erhöhte Chlorophyllkonzentrationen gemessen. Darüber hinaus kann insbesondere am 29. Juni und am 29. Juli das in Teil 3 herausgearbeitete Strömungsmuster mit niedrigen Chlorophyllgehalten verfolgt werden. Das Ablenken der vom Blasenschleier ausgehenden Strömung in Richtung Bucht Kloster hatte zumindestens zeitweilig einen positiven Einfluss auf die Wasserqualität des dortigen Badestrandes. Die aus der geringen Gewässertiefe in Ufernähe zu erwartenden höheren Chlorophyllkonzentrationen wurden damit teilweise kompensiert.

Im Endbereich des Hauptwasserkörpers (Saalburg) wurden in der Mischschicht die Strömungsvektoren sehr gering (vgl. **Abb. 3.52**). Das Phytoplankton konnte sich durch Eigenbeweglichkeit zunehmend der Zumischung in größere Tiefen widersetzen bzw. seine Verluste unter günstigen Wachstumsbedingungen (hohe Nährstoffverfügbarkeit in der Oberflächenlamelle;vgl.auch Abschn. 4.3.2) ausgleichen. Dies schlug sich in höheren Chlorophyllwerten ab dem Bereich Saalburg nieder, wie auch aus den **Abbildungen 4.7 a - c** hervorgeht.

Dies alles deutet darauf hin, dass nicht die Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton kleinräumig unterschiedlich waren, sondern dass die vorhandene Biomasse unterschiedlich stark von der Zirkulation erfasst und durch aufsteigende planktonarme Wassermassen verdünnt wurde. Die Orte erhöhter Chlorophyllgehalte wurden durch eine unzureichende Zirkulation hervorgerufen. Offenbar nimmt die Umwälzwirkung der Anlage nicht

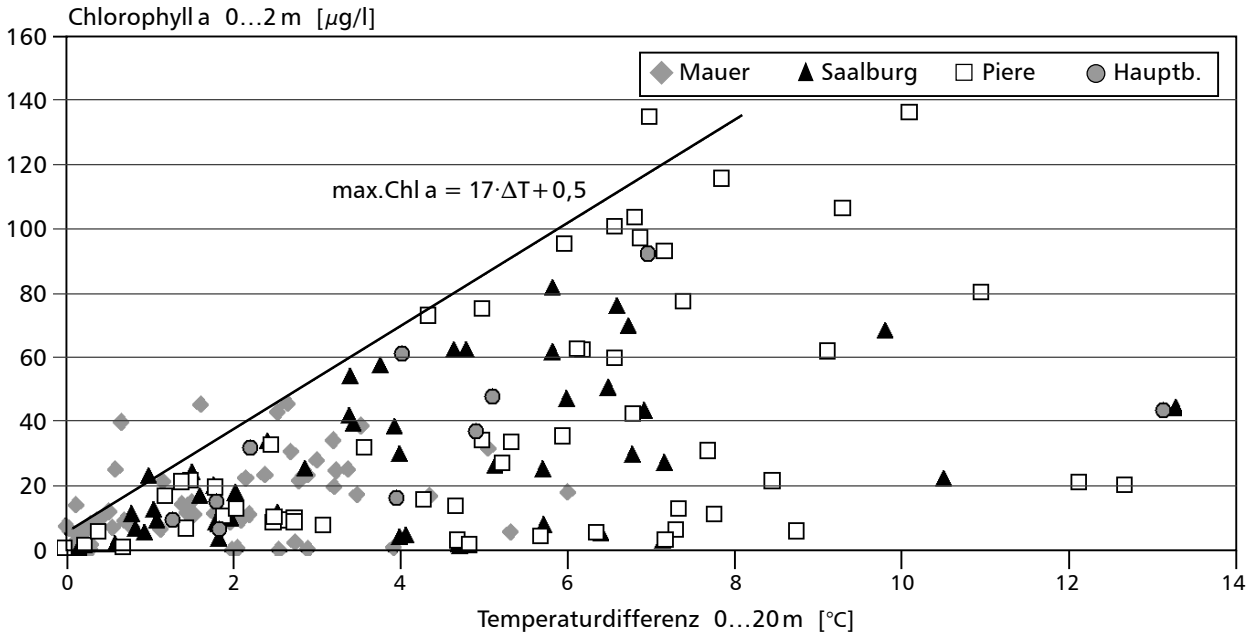


Abb. 4.8: *Temperaturdifferenz zwischen 0 m und 20 m Gewässertiefe und der zeitgleiche Gehalt an Chlorophyll a im Epilimnion (als Mittelwert aus 0 m und 2 m)*

nur in Richtung Stauwurzel stark ab. Sie wird auch an und hinter unterseeischen Barrieren entscheidend abgeschwächt.

4.3.6 Modell zum Phytoplanktonaufkommen

Mit Hilfe eines einfachen statistischen Simulationsmodells sollen die wichtigsten Steuergrößen herausgearbeitet werden, die Einfluss auf die sich in der Bleilochtalsperre entwickelnde Phytoplanktonbiomasse nehmen.

In der **Abbildung 4.8** wurde die mittlere Chlorophyllkonzentration als Maß für die gebildete Phytoplanktonbiomasse zu den Temperaturdifferenzen in der Wassersäule als Maß für die Stabilität der Oberflächenschicht ins Verhältnis gesetzt. Jeder Datenpunkt repräsentiert dabei einen Verhältniswert aus der Temperaturdifferenz zwischen 0 m und 20 m Tiefe und dem arithmetischen Mittel der Chlorophyllkonzentration aus 0 m und 2 m in der entsprechenden Probe. In die **Abbildung 4.8** fanden Messwerte aus den drei Jahren mit Destratifikation (1997 bis 1999) von vier verschiedenen Probenahmeorten Eingang. Die größte Anzahl der Werte liegt unter einer Diagonalen, die man mit der Geradengleichung 4.7 beschreiben kann.

$$max.Chl\,a = \Delta T_{(0\text{-}20m)} \cdot 17 + 0{,}5 \qquad (4.7)$$

$max.Chl\,a$ Maximalkonzentration an Chlorophyll a im Epilimnion (µg/l)
$\Delta T_{(0\text{-}20m)}$ Temperaturdifferenz zwischen 0 m und 20 m Gewässertiefe (°C)

Bei den Datenpunkten, die deutlich unter der Geraden für die maximal mögliche Chlorophyllkonzentration liegen, müssen neben den Destratifikationseffekten weitere Verlustprozesse berücksichtigt werden. Da in der Talsperre nicht von einer wirksamen und längeranhaltenden Nährstofflimitation ausgegangen werden kann (vgl. auch Abschnitt 4.3.2), muss die oft erhebliche Dezimierung des Phytoplanktons dem Einfluss des Zooplanktons zugeschrieben werden. Für die Simulation des Chlorophyll-Jahresganges wurde deshalb das Zooplanktongrazing mit einem Verlustterm berücksichtigt. Aufgrund der herbivoren Ernährungsweise und der hohen Filterleistung fand nur das Grazing der Cladoceren im Modell Eingang. Die Grazing-Intensität errechnet sich in Abhängigkeit von der vorhandenen Futterkonzentration und der Zooplanktondichte. Der Fraß pro Cladocerenbiomasse wurde dabei mit der sigmoiden Kurvengleichung 4.8 beschrieben.

$$Chl_{Fraß} = \frac{63{,}5}{1+(5930 \cdot C_{Futter}{}^{-2{,}4})} \qquad (4.8)$$

$Chl_{Fraß}$ ingestierte Menge an Chlorophylla (µg/l)
C_{Futter} Futterkonzentration als Chlorophyll a (µg/l)

Die Regressionskoeffizienten der Gleichung 4.8 wurden mit Daten (n=37) aus der Bleilochtalsperre erstellt, wobei die ingestierte Chlorophyllmenge (Fraß) der Differenz aus der lt. Gleichung 4.7 maximal möglichen und der im Gewässer tatsächlich vorgefundenen Chlorophyllkonzentration entsprach. Die Futterkonzentration wurde der maximal möglichen Chlorophyllkonzentration

gleichgesetzt. Für die Güte des Zusammenhanges steht das Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0{,}66$.

In der **Abbildung 4.9** sind die Ergebnisse der Modellrechnungen für die Jahre 1998 und 1999 graphisch wiedergegeben. Die Simulation stützt sich auf Tagesmittelwerte der Wassertemperatur (gebildet aus im 10 min-Takt gewonnenen Loggerdaten) und Tageswerte der Cladoceren-Biomasse nach einer linearen Interpolation der vorhandenen Datensätze (HERSCHEL 1999, s. Abschn. 4.3.8). Für beide simulierten Jahre zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung zwischen dem gemessenen und dem modellierten Jahresgang der Chlorophyllkonzentration. Die Abfolge von partiellen Minima und Maxima wird richtig widergespiegelt. Die Differenzen in den Absolutwerten gehen auf die Einfachheit des verwendeten Modellansatzes mit nur zwei statistisch begründeten Gleichungen zurück. So fanden z.B. die Temperaturabhängigkeit der Fraßintensität und die Arten- und Größenstruktur der Cladoceren-Population keine Berücksichtigung im Modell.

Im Gewässer lag die Chlorophyllkonzentration der Frühjahrsentwicklung (erste Maihälfte 1998 und Maipeaks 1999) jeweils deutlich unter der Simulation. Da Cladoceren zu dieser Zeit nur in sehr geringen Abundanzen vorhanden waren (vgl. HERSCHEL 1999 und Abschn. 4.3.8), wurde kein nennenswerter Fraß simuliert. In der Talsperre konnte aber in diesem Zeitraum eine hohe Copepoden-Dichte beobachtet werden, die offensichtlich einen spürbaren Fraßdruck auf das Phytoplankton ausübte. Am 18. Mai 1999 wurden bei den cyclopiden Copepoden über 5 mg FM/l in der Wassersäule vorgefunden, was mehr als das 60-fache der Daphnien-Biomasse ausmachte. Größere Differenzen zwischen den Messwerten und der Simulation traten nochmals am Ende der sommerlichen Entwicklung (zweite Augusthälfte 1998, erste Augusthälfte 1999) auf. In dieser Phase baute sich im Gewässer die Oberflächenschicht relativ rasch ab, was wenig später zu einer tiefreichenden Zirkulation und damit zur Lichtlimitierung des Phytoplanktons führte. In den Wechsel zwischen Stratifizierung und Zirkulation konnten sich kleine Cryptomonaden (*Rhodomonas minuta*) bzw. sehr kleine zentrische Diatomeen (*Stephanodiscus* spec.) etablieren und kurzzeitig hohe Biomassen bilden. Diese Arten folgen dem Stratifikationsmuster nur unzureichend (s. Gl. 4.7), da sie durch ihre hohen Wachstumsraten (SOMMER 1981) kurzfristig Habitate besetzen können. Die Cryptomonaden sind durch ihre hohe Eigenbeweglichkeit (SOMMER 1988) sehr gut an eine schwache Zirkulation angepasst und können im Gewässer aktiv Vorzugshorizonte aufsuchen. Außerdem sind die vorgefundenen Algen auch tolerant gegenüber einem eingeschränkten Lichtklima (REYNOLDS et al. 1984) und tolerieren eine Verfrachtung in Gewässerhorizonte mit einem geringen Strahlungsangebot. Wie LUND (1964) fand, sind Diatomeen in der Lage, über Monate hinweg unter extrem geringen Lichtintensitäten und hypolimnischen Temperaturen ohne Verlust ihrer Aktivität zu überleben. Für die relativ große Phytoplanktonbiomasse im Verhältnis zum Temperaturgradienten könnte auch eine gewisse Trägheit in der Reaktion des Phytoplanktons auf die veränderten hydrostatischen Verhältnisse eine Rolle spielen.

Der Vergleich der Modellwerte mit den gemessenen Konzentrationen kann für die Zeiträume zwischen den Probenahmen eine Abschätzung liefern, inwiefern alle Maxima und Minima erfasst wurden. Bei der durch den Betrieb der Destratifikationsanlage hervorgerufenen

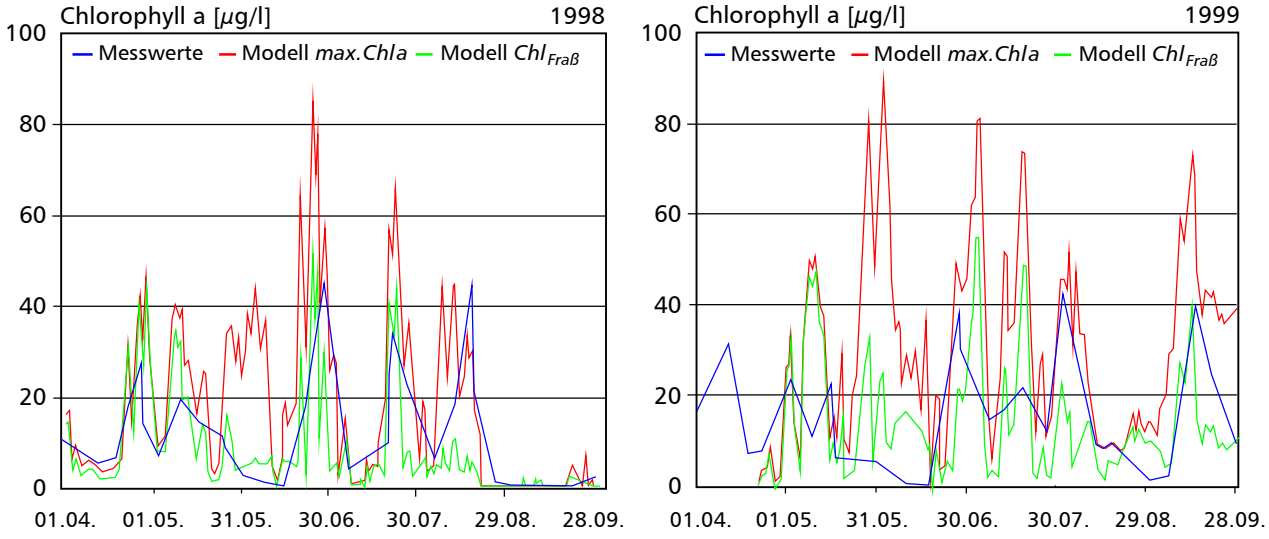


Abb. 4.9: *Jahresgang der Chlorophyll-a-Konzentration im Epilimnion an der Staumauer (Messwerte), die entsprechend der Temperaturdifferenz maximal mögliche Chlorophyllkonzentration (Modell max. Chl a) und die mit dem einfachen Modell simulierte Chlorophyllkonzentration (Modell $Chl_{Fraß}$) im Untersuchungsjahr 1998 (links) und 1999 (rechts)*

extrem hohen Dynamik ist dies ein nicht zu unterschätzender Vorteil. Für 1998 zeigt sich, dass mit den Probenahmen die Dynamik und der Verlauf gut erfasst werden konnten. Auch 1999 wird der Verlauf mit den vorhandenen Messpunkten hinreichend widergespiegelt, auch wenn möglicherweise Anfang Juli ein Chlorophyll-Peak nicht voll erfasst wurde.

Zusammenfassend kann vermerkt werden, dass das Modell einen überzeugenden Hinweis darauf gibt, dass das Phytoplanktonwachstum in der Bleilochtalsperre entscheidend durch die Schichtungsstabilität und den Zooplanktonfraß gesteuert wurde. Eine weitere Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse wird nur über eine weiter Verringerung des Temperaturgradienten in der Wassersäule (mit allen seinen Implikationen) möglich werden.

4.3.7 Phytoplanktonstruktur

Als Primärproduzenten stehen die Phytoplankter an der Basis der Nahrungskette. Ihre Entwicklung ist sowohl hinsichtlich der Gesamtbiomasse als auch der Artenzusammensetzung im Jahresverlauf großen Schwankungen unterworfen. Das Wachstum dieser Organismen wird neben biologischen Interaktionen, z.B. Konkurrenzverhältnisse zwischen den Phytoplanktern, hauptsächlich vom Nährstoffgehalt im Habitat, dem Lichtklima im Gewässer und der Zooplanktondichte bestimmt. Unter Berücksichtigung aller Randbedingungen erlauben die saisonale Dynamik und der Umfang der Phytoplanktonbiomasse eine trophische Charakterisierung und Trendanalyse des Wasserkörpers.

Die saisonale Aufeinanderfolge der Hauptformen des Phytoplanktons soll anhand der von SOMMER et al. (1986) aufgestellten Sukzessionsreihe (PEG-Model*;* PEG: *Plankton ecology group*) exemplarisch für das Jahr 1999 diskutiert werden. Hierbei sind die nicht klar bestimmbaren Picoplankter mit ihren Anteilen am gesamten Phytoplankton nicht mit berücksichtigt worden.

Winterplankton: In den Wintermonaten war die Phytoplanktonabundanz in der Talsperre entsprechend des Chlorophyllgehaltes gering. In diesem Winterplankton dominierten neben Bacillariophyceen (*Chrysococcus* und *Stephanodiscus*) insbesondere Chlamydomonaden und *Rhodomonas minuta*. Daneben konnten sich dank ihrer Größe Dinophyceen (hauptsächlich *Peridinium* spec.) einen Biomasseanteil von über 20 % erobern.

Frühjahrsplankton: Mit der Stratifizierung des Gewässers Anfang April verstärkten *Rhodomonas minuta*, Chlamydomonaden, *Chrysococcus* und eine kleine zentrische Diatomee aus der Gattung *Stephanodiscus* ihre Abundanz und leiteten die typische Frühjahrsentfaltung der sogenannten r-Strategen ein. Die r-Strategen sind in der Lage, sehr rasch unbesetzte Habitate einzunehmen und auf günstige Bedingungen schnell mit sehr hohen Wachstumsraten zu reagieren. Der Höhepunkt der Frühjahrsalgenentwicklung wurde nach einer Biomassedepression in der ersten Maihälfte erreicht, die im Hauptwasserkörper hauptsächlich durch Cryptomonaden (*Rhodomonas minuta*) mit Abundanzen über 5 Mio. Zellen pro Liter und Diatomeen (*Stephanodiscus* und *Melosira*) geprägt war. In Richtung Stauwurzel eroberten sich neben den dominanten Arten des Hauptwasserkörpers kurzzeitig auch Grünalgen (*Ankistrodesmus angustus*) einen nennenswerten Anteil. Am Ende der Frühjahrsentwicklung wurden in weiten Teilen der Talsperre die Hauptanteile der Biomasse durch wenige kleine Arten gestellt (*Rhodomonas minuta* bis 22 Mio. Zellen/l; *Stephanodiscus* [*hantzschii*?] bis 6 Mio. Zellen/l; Chlamydomonaden bis 2 Mio. Zellen/l).

Klarwasserstadium: Ein verstärktes Aufkommen an effektiven Filtrierern im Zooplankton (wie im PEG-Modell bei SOMMER et al. 1986 beschrieben) führte zwischen Ende Mai und Mitte Juni zu einem ausgeprägten Klarwasserstadium. Trotz ihrer guten Fressbarkeit wurde die verbleibende autotrophe Biomasse zum Klarwasserstadium von *Rhodomonas minuta* und Richtung Stauwurzel auch von größeren Cryptomonaden (z.B. *Cryptomonas ovata* und *Cryptomonas erosa*) und kokkalen Grünalgen aus der Gattung *Scenedesmus* beherrscht. Ihre hohen Wachstumsraten versetzten diese Phytoplankter offensichtlich in die Lage, die Grazing-Verluste zu kompensieren. Gleichzeitig wurden während dieser Phase erste Cyanobakterien aus der Gattung *Microcystis* in der Talsperre nachgewiesen.

Frühsommerplankton: In der zweiten Junihälfte kam es zu einem erneuten sprunghaften Biomassezuwachs. In diesem Stadium dominierten im Hauptwasserkörper kleine zentrische Diatomeen (*Stephanodiscus* [*hantzschii*?]), die bei Abundanzen über 65 Mio. Zellen/l einen Biomasseanteil von fast 50 % stellten. Weitere 35 % fielen auf die Gruppe der Cryptomonaden. Auch in Richtung Stauwurzel blieb *Stephanodiscus* die abundanz- und biomassestärkste Spezies (94 Mio. Zellen/l an der Piere). Die Cryptomonaden traten mit einem Biomasseanteil von noch 13 % an der Piere zugunsten der Chlorophyceen (*Scenedesmus* spec., *Ankistrodesmus angustus*, *Tedraedron minimum*, Chlamydomonaden) mit 45 % zurück. Die vorhandene Startpopulation von *Microcystis* unterlag den schnellwüchsigen Arten aus den Familien der Diatomeen und Chlorophyceen (r-Strategen) im Konkurrenzkampf. Die Biomasseanteile der Cyanophyceen blieben äußerst gering.

Dieser frühsommerlichen Phytoplanktonentwicklung folgte Mitte Juli ein zweites, weniger deutlich ausgeprägtes Klarwasserstadium.

Sommerplankton: Die sommerliche Entwicklung im Hauptwasserkörper wurde mit der erneuten Entfaltung beweglicher Formen aus der Gruppe der Cryptomonaden in der dritten Juli-Dekade eingeleitet. Daneben stellten noch Chlorophyceen mit etwa 23 % einen nennenswerten Biomasseanteil. In Richtung Stauwurzel

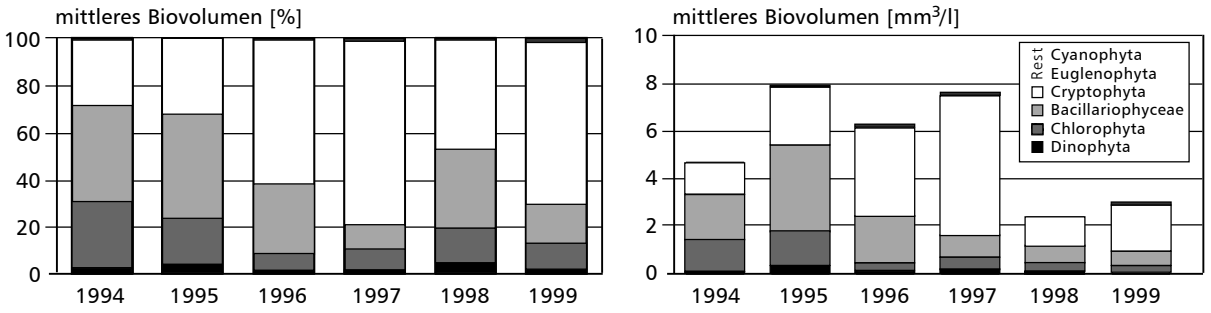


Abb. 4.10: *Prozentuale (links) und absolute (rechts) mittlere Biovolumen der einzelnen Phytoplanktonfamilien für den Vegetationszeitraum (01. April bis 30. September) in der Oberflächenschicht der Bleilochtalsperre am Probenahmeort Staumauer*

nahm der Diatomeenanteil an der Artenkomposition deutlich zu. Im Bereich der Piere blieben Cryptomonaden zwar weiter die biomassestärkste Familie, doch wuchs der Anteil der Diatomeen auf etwa 34 % an. Das Bild bei den Diatomeen wurde wiederholt von zentrischen Formen (*Stephanodiscus* [*hantzschii*?] und *Cyclotella* spec.) bestimmt. Bei den Chlorophyceen zeigte sich im Vergleich zu vorsommerlichen Entwicklungen insgesamt eine größere Artendiversität (vgl. dazu auch TILZER et al. 1982; VANNI 1987).

Der Phytoplanktonpeak Anfang August beschränkte sich auf den Hauptwasserkörper und wurde fast ausschließlich durch Cryptomonaden (Biomasseanteil bei 95 %) gebildet, die Abundanzen von über 15 Mio. Zellen/l erreichten.

Cyanobakterien (*Microcystis aeruginosa* und *Oscillatoria* spec.) konnten im Verlaufe des Sommers nur in sehr geringen Abundanzen gefunden werden und spielten bei der Strukurierung des Phytoplanktons im Untersuchungsjahr keine Rolle.

Herbstliche Phytoplanktonentwicklung: Die durch eine allgemeine Abkühlung und durch die künstliche Destratifikation ausgelöste Zirkulation ließ bereits ab Mitte August in weiten Teilen der Talsperre die Phytoplanktonabundanzen deutlich zurückgehen. Die Artenstruktur war ähnlich dem Sommerplankton und wurde durch die drei großen Gruppen Cryptomonaden, kokkale Grünalgen und Diatomeen bestimmt.

Eine strahlungsreiche und wärmere erste Septemberhälfte gestattete in weiten Teilen der Talsperre trotz einer relativ guten Zirkulation den Cryptomonaden noch einmal deutliche Zuwächse zu realisieren und die autotrophe Produktion mit Biomasseanteilen von über 80 % zu beherrschen.

Zum Jahresende hin verschob sich die Artenstruktur zugunsten der Bacillariophyceen, die im Dezember bei geringen absoluten Werten den größten Biomasseanteil stellten.

Die Phytoplanktonuntersuchungen zeigten für das Untersuchungsjahr, dass in der Talsperre neben Diatomeen und Chlorophyceen insbesondere Cryptoflagellaten dominierten. Die größten Biomasseanteile erreichten die Cryptoflagellaten dabei im Hauptwasserkörper. In Richtung Stauwurzel nahm der Anteil der Diatomeen und Chlorophyceen prozentual zu. Die Entwicklung von Cyanobakterien wurde auch im Jahre 1999 trotz einer vorhandenen Startpopulation nahezu vollständig unterdrückt. Damit war 1999 die Zusammensetzung des Phytoplanktons der Bleilochtalsperre sehr ähnlich der der vorangegangenen Jahre.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die Phytoplanktonbiomasse während der Sommermonate extremen Schwankungen unterlag, die in weniger durchmischten Seen höchstens in abgeschwächter Form auftreten. Dennoch beobachtet man in der Bleilochtalsperre auch bei partieller Destratifikation einen für eutrophe Gewässer typischen Sukzessionsverlauf, der in weiten Zügen dem PEG-Modell folgt. In allen drei Destratifikationsjahren folgte der mit der Umwälzung nicht vollständig zu unterdrückenden Frühjahrsentwicklung ein von der Stabilität der Dichteschichtung unabhängiges Klarwasserstadium.

Mehrjahresvergleich: In der **Abbildung 4.10** ist das mittlere Biovolumen der einzelnen Phytoplanktonfamilien für den Vegetationszeitraum (vom 01. April bis zum 30. September) am Probenahmeort Staumauer aufgezeichnet. Es zeigt sich in der Mehrjahresreihe (**Abb. 4.10**), dass sich das Biovolumen trotz eines annähernd gleichbleibenden mittleren Chlorophyllgehaltes während dieses Zeitabschnittes (s. Abschn. 4.3.4) in den Destratifikationsjahren auf etwa ein Drittel verringert hat. Im Jahre 1997 etabliert sich jedoch ein Phytoplanktonvolumen mit dem Niveau der Jahre ohne Destratifikation. Der Grund für dieses Ergebnis ist im nur eingeschränkten Betrieb der Destratifikationsanlage (Abschn. 1.3.3) zu suchen. Ein biomassestarker Frühjahrspeak konnte sich noch in der Zeit vor Inbetriebnahme der Destratifikationsanlage ausbilden. Auch der frühsommerlichen Planktonentwicklung konnte noch nicht mit einer der Konzeption entsprechenden Umwälzung begegnet werden. Damit blieb das mittlere Biovolumen für die Vegetationsperiode 1997 erwartungsgemäß hoch. Die **Abbildung 4.10** demonstriert, dass das vorgefundene Phytoplankton fast vollständig von den Fa-

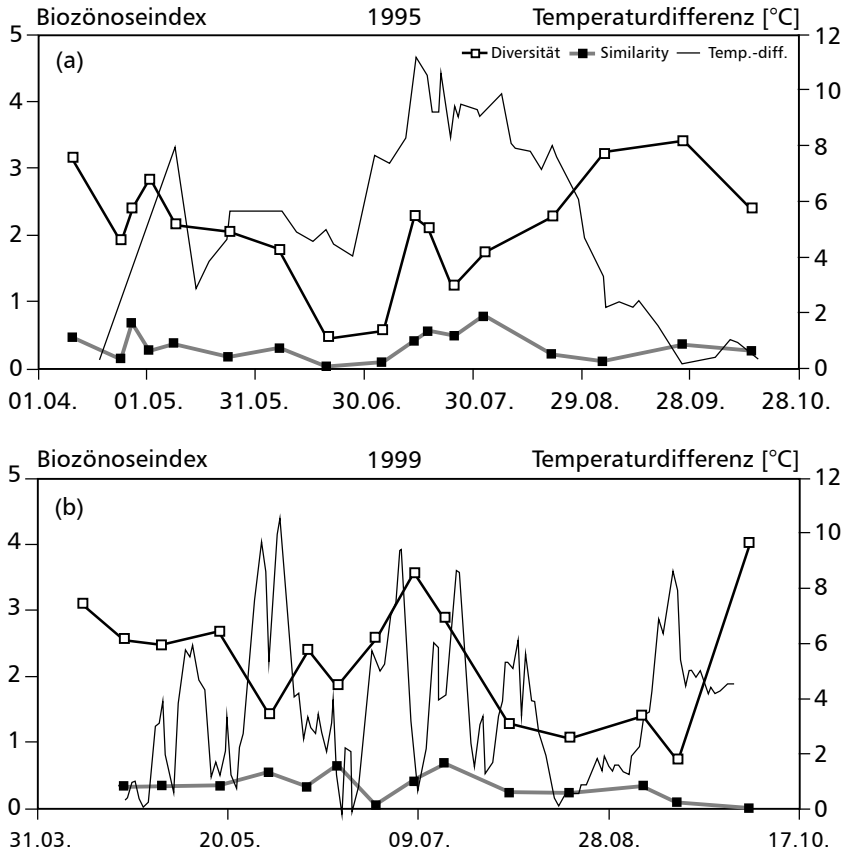


Abb. 4.11: *Phytoplanktondiversität und -gleichförmigkeit (similarity) in der Oberflächenschicht sowie die Temperaturdifferenz im Wasserkörper zwischen 0 m und 20 m Tiefe für (a) die Vegetationsperiode 1995 (ohne Destratifikation) und (b) die Vegetationsperiode 1999 (mit Destratifikation) am Probenahmeort Staumauer*

milien der *Bacillariophyceae*, *Chlorophyta* und *Cryptophyta* gestellt wurde. Darüber hinaus ist zu erkennen, dass sich mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage die Cryptoflagellaten größere Biomasseanteile erobern konnten. Die vergrößerten Biomasseanteile der *Cryptophyta* gingen dabei in etwa gleichen Teilen zu Lasten der beiden anderen dominanten Planktonfamilien. Nimmt man einen Einfluss der Destratifikation an, dann würden sich die steigenden Biomasseanteile der *Bacillariophyceae* und *Chlorophyta* mit zunehmender Entfernung von der Destratifikationsanlage folgerichtig einordnen.

Obwohl Cyanobakterien (insbesondere *Microcystis* spec.) in dem sich entfaltenden Sommerplankton des Hauptwasserkörpers regelmäßig gefunden werden konnten, gelangten sie nie zu einer aspektbildenden Dominanz innerhalb der Algenstruktur. Auch wenn die Cyanobakterien bei der Planktonzählung und der anschließenden Volumenberechnung unterschätzt wurden, zeigen HPLC-Pigmentanalysen (WILHELM et al. 1998, 1999), dass der Anteil der Cyanobakterien in der Oberflächenschicht des Hauptwasserkörpers stets unter 5 % lag. Die oft beobachtete Kleinheit der Zellen und schlechtes Sedimentierverhalten in der Zählkammer sind als mögliche Ursachen für die unterrepräsentative Zählung und Fehler bei der Volumenberechnung anzusehen. Im mittleren Bereich (Piere) und der Stauwurzel entwickelten sich im Sommerplankton die Cyanobakterien etwas stärker, als dies im Hauptwasserkörper der Fall war.

Diversität und Gleichförmigkeit des Phytoplanktons: Der Einfluss der Destratifikation auf die biologische Strukturierung des Systems soll auch anhand der Diversität und Gleichförmigkeit (*Similarity*) des Phytoplanktons diskutiert werden. Die Nebeneinanderstellung beider Indizes erlaubt eine Indikation der Überlebensstrategie des Phytoplanktons (r- oder k-Stratege) und des Grades der Konkurrenz im System. Exemplarisch für ein Jahr ohne Destratifikation wurden in der **Abbildung 4.11 a** die beiden Biozönoseindizes für die Vegetationsperiode 1995 (Referenz) aufgetragen, während die Vegetationsperiode 1999 in der **Abbildung 4.11 b** die Situation bei Betrieb der Destratifikationsanlage widerspiegelt. Gleichzeitig ist in den **Abbildungen 4.11 a** und **b** die Temperaturdifferenz im Wasserkörper zwischen 0 m und 20 m Tiefe hinterlegt, um die Güte der Destratifikation beurteilen zu können.

Im Jahre 1995 kam es mit der progressiven Stabilisierung der Wasserschichten im April zu einer explosionsartigen Zunahme der autotrophen Biomasse, die von wenigen r-Strategen dominiert wurde. Folgerichtig fiel die Diversität deutlich ab. Die Frühjahrsalgenentwicklung wurde von eben diesen Phytoplanktonarten bestimmt, so dass eine große Gleichförmigkeit registriert werden konnte. Im Juni verstärkte sich der Fraß-

druck des Zooplanktons auf das Phytoplankton, so dass sich nur wenige Spezies im Wasserkörper halten konnten. Damit verbunden war ein drastischer Abfall bei der Gleichförmigkeit und ein weiterer deutlicher Rückgang bei der Artendiversität bis zum Höhepunkt des Klarwasserstadiums. Beendet wurde diese Phase im Juli mit einer sehr stabilen Schichtung, die eine Etablierung des Sommerplanktons gestattete (Diversitätssprung). Während der sommerlichen Entwicklung konnte ein Rückgang der Diversität (Mittsommer-Depression) bei einem gleichzeitigen kontinuierlichen Anstieg der Gleichförmigkeit beobachtet werden. Dies zeigt den Konkurrenzausschluss von Arten durch persistente, dominante Spezies (k-Strategen) an. Wiederholte Mischungsereignisse (Konvektionsströmungen) im August führten zum Anstieg der Diversität und zum Absinken der Gleichförmigkeit, was die Rückkehr von Sommerarten, die besser an turbulente Bedingungen angepasst sind (Diatomeen), anzeigt. Der letzte Diversitätspeak geht auf eine artenreiche herbstliche Phytoplanktonentwicklung während einer sehr strahlungsreichen Periode zurück.

Mit dem Einsetzen der Stratifikation und dem Beginn des Betriebes der Destratifikationsanlage 1999 folgt die Diversität dem selben Muster wie in einem Jahr ohne Destratifikation. Die Invasion und das Etablieren von r-Strategen zur typischen Frühjahrsentwicklung Anfang Mai führte zu einem Absinken der Diversität. Ein weiterer Abfall der Diversität konnte im Klarwasserstadium von Ende Mai/Anfang Juni beobachtet werden. Jedoch wurden mit Betrieb der Destratifikationsanlage deutlich abgeschwächtere Diversitätsverluste beobachtet, was auch mit einer höheren Gleichförmigkeit konform ging. In der zweiten Junihälfte kam es mit einer Stabilisierung der Dichteschichtung zu einem sprunghaften Biomassezuwachs (Sommerplankton), was sich in einem Anstieg der Diversität und einem abrupten Abfall der Gleichförmigkeit niederschlug. Der Wechsel von Zirkulations- und Schichtungsphasen während des Sommers führte zu einem Anwachsen der Diversität auf ein hohes Niveau bei gleichzeitig wieder ansteigender Gleichförmigkeit. Dieser Wechsel erlaubte die konkurrierende Koexistenz von r- und k-Strategen und festigte die Stabilität des Systems. Eine wirksame Destratifikation begrenzte ab Mitte August das Phytoplankton durch eine Lichtlimitation und ließ die Diversität spürbar absinken. Die Herbstentwicklung des Phytoplanktons im September wurde zum größten Teil durch Cryptomonaden (r-Strategen) gestellt, die rasch in der Lage waren, günstigere Bedingungen auszunutzen. Diese sehr einseitige Artenstruktur schlug sich in der niedrigsten Diversität im Verlaufe der Vegetationsperiode nieder. Erst die Rückkehr des deutlich artenreicheren Spätherbst- bzw. Winterplanktons brachte wieder eine hohe Diversität bei gleichzeitigem Verlust der Gleichförmigkeit.

4.3.8 Zooplankton

Die Zooplanktonbiomasse bewegte sich im Jahr 1999 auf ähnlichem Niveau wie in den Vorjahren mit Betrieb der Destratifikationsanlage, nachdem es 1997 im Jahresmittel einen sprunghaften Abundanz- und Biomassezuwachs bei den cyclopiden Copepoden gegeben hatte. Die Veränderungen innerhalb der Zooplanktonbiomasse im Verlaufe der letzten Jahre werden in der **Tabelle 4.8** noch einmal zusammengefasst.

Auch beim Zooplankton kann ein typisches, jährlich wiederkehrendes Sukzessionsmuster mit saisonalen Wechseln in der Zusammensetzung und Abundanz des Planktons beobachtet werden. In der **Abbildung 4.12** sind die Biomasse und die Zusammensetzung des Crustaceenplanktons für den Hauptwasserkörper der Talsperre während des Jahres 1999 zusammengestellt. Die angegebenen Biomassen stellen Mittelwerte über eine 40 m-Wassersäule dar und berücksichtigen eine mögliche vertikale Zonierung nicht.

Das Winterzooplankton der Bleilochtalsperre bewegte sich auf einem geringen Biomasseniveau (um 0,2 mg FM/l Crustaceenbiomasse ohne Nauplien), wobei cyclopoide Copepoden dominierten. Die beginnende Erwärmung des Gewässers in der ersten Aprilhälfte verbesserte die Reproduktionsbedingungen und erhöhte die Konzentration an fressbaren Partikeln. Dies wurde insbesondere durch die Copepoden effektiv genutzt und in Biomasse umgesetzt, so dass in der zweiten Aprilhälfte bei den cyclopoiden Copepoden ein erstes lokales Maximum mit mehr als 1,7 mg FM/l beobachtet werden konnte. Die weitere Erwärmung des Wasserkörpers im Mai und eine günstige, aus der Phytoplanktonfrühjahrsentwicklung (vgl. Abschn. 4.3.7) resultierende Futterstruktur (*Stephanodiscus hantzschii* und *Rhodomonas minuta*) schufen nun auch günstige Reproduktionsbedingungen für das übrige Zooplankton. Folgerichtig war eine rasche Abundanz- und Biomassezunahme sowohl bei den cyclopoiden Copepoden als auch bei den Cladoceren zu beobachten. Die cyclopoiden Copepoden erreichten noch im Mai sehr schnell ihr Biomassemaximum für das Untersuchungsjahr mit deutlich über 5 mg FM/l. Gegen Ende Mai folgten die Bosminen mit ihrem Biomassemaximum (um 0,5 mg FM/l). Da die Daphnien in der Lage waren, den einsetzenden Fraßdruck durch die Jungfische (0+ Jahrgang) über eine sehr hohe Reproduktion zu kom-

Tab. 4.8: *Zeitgewichtete Jahresmittelwerte der Biomasse für die drei wichtigsten Zooplanktongruppen in der Bleilochtalsperre (repräsentativ für den Hauptwasserkörper) [mg FM/l]*

	Daphnia Diaphanosoma	*Eudiaptomus*	*Cyclops*
1994	0,30	0,10	0,27
1995	0,27	0,11	0,26
1996	0,31	0,09	0,35
1997	0,26	0,15	1,26
1998	0,28	0,13	0,72
1999	0,35	0,11	1,04

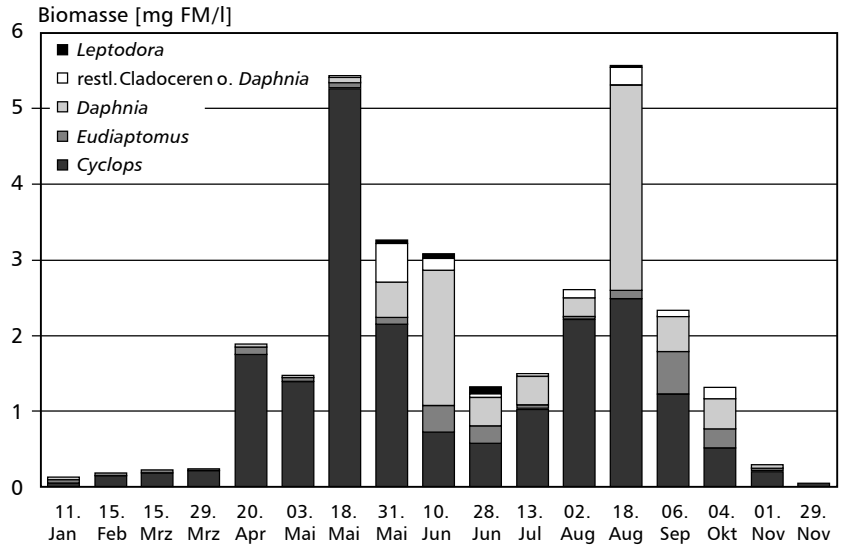


Abb. 4.12: *Darstellung der Biomassen der wichtigsten taxonomischen Gruppen des Zooplanktons der Bleilochtalsperre im Untersuchungszeitraum als Mittelwerte über eine 40 m-Wassersäule (repräsentativ für den Hauptwasserkörper)*

pensieren (maximale Gelegegröße von 14 bzw. 20 Eiern bei den Daphnien am 18. bzw. 31. Mai), nahm mit fortschreitender Zeit der Anteil der Daphnien stetig zu. Sie wurden in der ersten Juni-Dekade zur biomassestärksten Gattung innerhalb des Crustaceenplanktons und erreichten am 10. Juni mit einem Anteil von fast 58 % an der Crustaceenbiomasse ein erstes lokales Maximum mit etwa 1,8 mg FM/l in der Wassersäule. Folgerichtig wurde zu dieser Zeit auch das Klarwasserstadium in der Bleilochtalsperre beobachtet.

In der zweiten Junihälfte waren offensichtlich die Futterressoucen erschöpft und/oder der Fraßdruck auf das Zooplankton war so groß, dass es zu einer Depression der Zooplanktonbiomasse kam. Der Fraßdruck dokumentierte sich auch in einer Verschiebung der Cladocerenstruktur hin zu den kleineren *Diaphanosoma*. Die geringeren Abundanzen bei den cyclopoiden Copepoden im Juni könnten zum Teil auch auf die typische sommerliche Diapause zurückgeführt werden (SANTER 1990). Der Phytoplankton-Peak gut fressbarer Algen Anfang August verbesserte die Futtergrundlage für das Zooplankton im Hauptwasserkörper noch einmal spürbar, was sofort mit einem Reproduktionsschub beantwortet wurde. Deutliche Biomassezuwächse, insbesondere bei den Daphnien, mündeten in einem zweiten Crustaceen-Maximum. Zu diesem Zeitpunkt (am 18. August) entfalteten die Daphnien mit 2,7 mg FM/l ihr Biomassemaximum im Untersuchungsjahr und stellten damit fast 50 % der Gesamtbiomasse.

Mit der herbstlichen Abkühlung und geringen Phytoplanktonkonzentrationen ab Ende September (vgl. Abschn. 4.3.4) kam es zu einem deutlichen Rückgang des Zooplanktons. Eine Ephippienbildung und das Auftreten von Männchen bei den Daphnien waren Ausdruck verschlechterter Lebensbedingungen für das Zooplankton und gingen mit dem Biomasserückgang konform.

In der **Abbildung 4.13** wird die Zooplanktonstruktur und -biomasse zwischen dem Hauptwasserkörper und der Piere (mittlerer Teil der Talsperre) während der Vegetationszeit 1999 verglichen. Die Abbildung zeigt, dass sich die Crustaceen-Biomasse an der Piere ausgeglichener präsentiert. Die teilweise hohen Abundanzen und Biomassen bei den cyclopoiden Copepoden des Hauptwasserkörpers wurden nicht gefunden. Für den dargestellten Zeitraum lag an der Piere deren mittlere Biomasse nur bei 80 % des Wertes im Hauptwasserkörper. Es kann vermutet werden, dass im Wirkungsbereich der Destratifikationsanlage durch eine behinderte Sedimentation eine höhere Konzentration an größeren organischen Partikeln (Detritus, Algen) gewährleistet und damit die partikelgreifenden Copepoden besser ernährt wurden. Dem gegenüber betrug die mittlere Daphnienbiomasse an der Piere 134 % des vergleichbaren Wertes im Hauptbecken. Außerdem war die Populationsstruktur durch größere Individuen geprägt. Mit 0,986 mm lag die mittlere Daphnienkörpergröße um 20 % über den Werten im Hauptwasserkörper. Zur Erklärung müssen sowohl die höhere Konzentration an fressbaren Algen (vgl. Abschn. 4.3.4) als auch ein geringerer Fraßdruck durch die Fische herangezogen werden. Zum einen könnte aufgrund der niedrigeren Sauerstoffkonzentration an der Piere die Fischabundanz geringer gewesen sein, zum anderen bot die größere Hintergrund-Attenuation (das schlechtere Lichtklima) an der Piere im Vergleich zum Hauptwasserkörper eine bessere Tarnung für das Zooplankton (eine geringere Beuteerkennung für die Fische).

Zwischen Ende März und Anfang Oktober konnte der räuberische Rotator *Asplanchna priodonta* nachgewiesen werden. Bis auf die Probenahme am 18. Mai trat er nur in geringen Abundanzen auf und blieb für die Strukturierung des herbivoren Zooplanktons ohne entscheidene Bedeutung. Dies traf auch für den invertebraten Räuber *Leptodora kindtii* zu, der in einem ähnlichen Zeitraum wie *Asplanchna* in der Talsperre gefunden wurde. Die *Leptodora*-Population wurde weit-

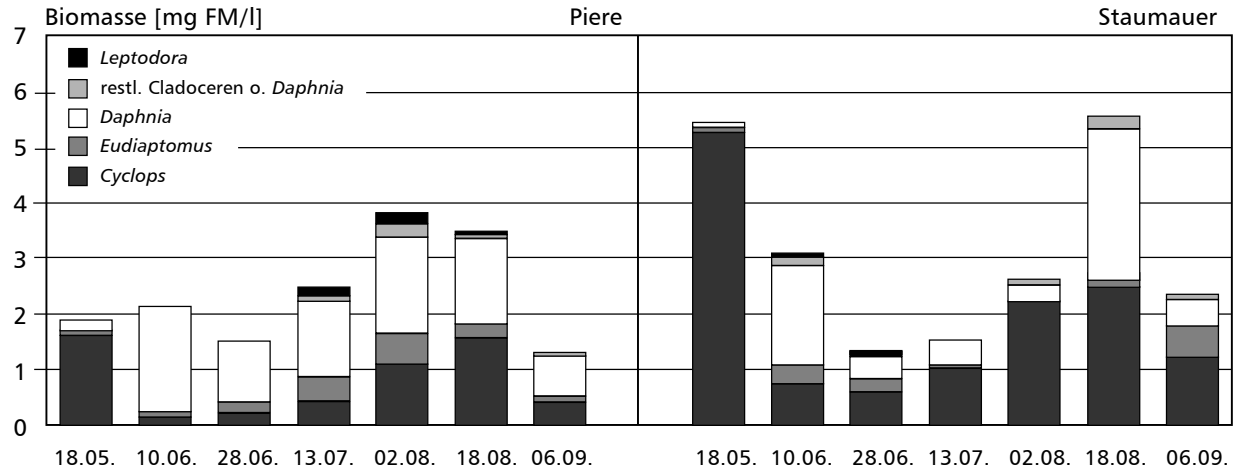


Abb. 4.13: *Vergleich der Biomassen der wichtigsten taxonomischen Gruppen des Zooplanktons zwischen den Probenahmeorten Piere und Staumauer während der Vegetationsperiode 1999 (Mittelwerte über die Wassersäule)*

gehend von kleineren Formen dominiert. Nach CUMMINS et al. (1969) sind aber für *Leptodora* unter 5 mm Körperlänge Bakterien, Detritus und Algen die Hauptnahrungskomponenten. Die insgesamt relativ geringe Zooplanktonbiomasse und die geringe mittlere Körpergröße insbesondere bei den Daphnien (die mittlere jährliche Körpergröße für 1999 betrug 812 µm) deuten einen stärkeren Fraßdruck durch Fische auf diese Organismengruppe an.

4.3.9 Fische

Eine Destratifikation ist für Warmwasserfische als förderlich anzusehen, auch wenn deren Einfluss noch wenig dokumentiert wurde. Im Gegensatz dazu haben verschiedene Autoren gezeigt, dass bei einer Destratifikation die Fische über einen größeren Tiefenbereich vorgefunden werden (BRYNILDSON & SERNS 1977, GEBHART & SUMMERFELT 1975). Gleichzeitig ist mit einem Produktionszuwachs bei der bentischen Fauna zu rechnen (WIRTH et al. 1970, FAST 1973), die als Futter wiederum positive Rückkopplungen auf den Fischbestand haben dürfte. WIELGOSZ (1983) konnte mit seinen Untersuchungen zeigen, dass durch eine Destratifikation die Zoobenthosabundanz im Versuchsgewässer um das 3-fache und die Biomasse um das 1,5-fache anstieg.

Nach Aussage des Fischereipächters (POSSELT pers. Mitt.) kam es mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre zu keiner Beeinträchtigung des Fischbestandes. Die Vergrößerung der Sauerstoffkonzentration in der Mischschicht vergrößerte den Lebensraum auch für empfindlichere Arten. Die natürliche Reproduktion der Fische war stärker durch Stauspiegelschwankungen als durch den Betrieb der Destratifikation (verringerte Wassertemperaturen) gefährdet. Insbesondere die Weißfisch- und Flussbarschbestände zeigten in den letzten Jahren hohe natürliche Reproduktionsraten. Die in den Destratifikationsjahren gefundene größere Zooplanktonbiomasse dürfte als Nahrungskomponente insbesondere für die Jungfische deren Futtergrundlage gestärkt haben. Zur Erhaltung des Gleichgewichtes im System wird in der Bewirtschaftung der Raubfischbestand durch erhöhten Besatz sowie durch Anheben der Schonmaße und eine Verlängerung der Schonzeit gefördert.

Alle Messungen im Gewässer zeigen, dass beim Betrieb der Destratifikation keine gesetzlichen Bestimmungen der THÜRINGER VERORDNUNG ÜBER DIE QUALITÄTSANFORDERUNGEN AN FISCHGEWÄSSER verletzt werden.

4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die künstliche Destratifikation von Seen und Talsperren wird hauptsächlich mit zwei Zielen angewendet: a) zur Belüftung und b) zur Vermeidung bzw. Abschwächung von Phytoplanktonblüten. Die Möglichkeit eines zusätzlichen Sauerstoffeintrages durch eine Zwangsumwälzung des Gewässers ist unumstritten. In der Literatur herrschen jedoch kontroverse Ansichten über den Erfolg einer künstlichen Destratifikation zur Bekämpfung von Algenmassenentwicklungen. PASTOROK et al.(1980) listen 40 Beispiele einer kompletten Destratifikation auf und stellen fest, dass die Wirkung auf das Chlorophyll und das Phytoplankton zwischen den Gewässern erheblich variiert. Bei einer Umfrage der AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1971) bei 26 Betreibern von Destratifikationsanlagen ergaben sich die folgenden Aussagen: bei 7 % führte die Destratifikation zu einer Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse, während 12 % eine Zunahme quittierten. 81 % der Be-

fragten sahen keine Veränderungen während des Betriebes des Destratifikation. Die bei der Umfrage recherchierten Destratifikationsanlagen unterschieden sich sehr stark in ihren Leistungsparametern.

Die Phytoplanktonbiomasse kann mittels einer künstlichen Destratifikation prinzipiell durch mehrere Mechanismen reduziert bzw. verändert werden. Im einfachsten Falle kann durch die Einmischung des Phytoplanktons in eine vergrößerte Wassersäule deren Konzentration reduziert werden, ohne dass es zu einer Abnahme der gewachsenen Biomasse kommt. Eine vergrößerte Durchmischungstiefe kann auch zu einer Lichtlimitation führen (LORENZEN & MITCHELL 1975), wenn die Gewässertiefe über eine kritische Tiefe hinaus geht. Die Erhaltung aerober Bedingungen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone kann den Nährstoffnachschub für den Fall herabsetzen, dass der interne Phosphorkreislauf über die Redoxreaktionen des Eisens gesteuert wird. Eine *Shift* in der Algendominanz von den stärker nutzungseinschränkenden Cyanobakterien hin zu den weniger problematischen Grünalgen oder Diatomeen kann auch durch eine vergrößerte CO_2-Konzentration und geringere pH-Werte (SHAPIRO 1979, 1984, TALLING 1976) sowie verringerte epilimnische Temperaturen und/oder durch minimierte Sedimentationsverluste bei schwereren Arten wie Diatomeen (ANDERSSON et al. 1994, KNOECHEL & KALFF 1975) ausgelöst werden. Eine künstliche Zwangsumwälzung kann also dazu führen, dass sich ein Wechsel zwischen oder eine Mischung aus Winter-/Frühlingsphytoplankter und frühsommerlichen r-Strategen einstellt, die Entwicklung der spätsommerlichen k-Strategen (z.B. Cyanobakterien) sich verzögert und deren Populationsmaximum unter der nährstoffbestimmten Kapazität bleibt (REYNOLDS et al. 1984).

In der **Tabelle 4.9** sind Destratifikationsexperimente aus der Literatur zusammengestellt, in denen Aussagen zur Phytoplanktonentwicklung gemacht wurden. Auch in dieser Zusammenstellung wird deutlich, dass die Reaktionen des Phytoplanktons auf eine Destratifikation sehr unterschiedlich ausfallen können. Die Auswirkungen einer Destratifikation wurden dabei hauptsächlich in kleineren (Fläche kleiner als 100 ha) und flacheren (Maximaltiefe kleiner als 20 m) Gewässern untersucht. Man muss davon ausgehen, dass in verschiedenen Flachgewässern die notwendige Durchmischungstiefe fehlte, um das Phytoplankton über das Licht zu limitieren. In diesen Fällen wirkte die Nährstoffrückführung in die euphotische Schicht sogar wachstumsfördernd (z.B. Crystal Lake). Gleichzeitig war die Destratifikationsanlage im Falle des Crystal Lake unterdimensioniert, so dass schwache Stratifizierungen nicht verhindert werden konnten. HAWKINS & GRIFFITHS (1993) konstatierten bei einer kontinuierlichen Zirkulation einen Wechsel in der Phytoplanktonstruktur von Cyanobakterien hin zu Diatomeen, solange die Diatomeen nicht selbst durch Kieselsäuremangel limitiert wurden. Die Arbeiten am Fischkaltersee (STEINBERG & TILLEBACKHAUS 1990, STEINBERG & ZIMMERMANN 1988, STEINBERG & HARTMANN 1988) zeigten, dass mit einer kontinuierlichen Umwälzung die Dominanz von Cyanobakterien vorübergehend unterbrochen werden konnte. Nach einer Adaptationsphase konnten sich andere Cyanobakterien gut an die kontinuierliche Zirkulation anpassen und in den Wasserkörper zurückkehren. Erst die intermittierende Zirkulation brachte einen länger anhaltenden Erfolg bei der Cyanobakterienbekämpfung. Dieses Beispiel zeigt einmal mehr, dass ökologische Veränderungen erst mit einem längerfristigen Untersuchungsprogramm zu erfassen sind. Untersuchungen über mehrere Jahre gibt es auch vom Tegeler See, der von seiner Fläche her schon zu den größeren Gewässern gezählt werden muss. Übereinstimmend zu den Ergebnissen am Fischkaltersee wurde auch am Tegeler See der intermittierende Betrieb als das wirkungsvollste Instrument zur Unterdrückung von Cyanobakterienmassenentwicklungen angesehen. Verschiedene Untersuchungen, die in der **Tabelle 4.9** aufgeführt sind, leiten Schlussfolgerungen aus Ergebnissen einer einzelnen Vegetationsperiode ab (LACKEY 1973, FAST et al. 1973, SCHARF et al. 1995, SYMONS et al. 1970). In diesen Fällen muss man von einer eingeschränkten Aussagekraft ausgehen.

Studien zur Destratifikation an deutlich größeren und tieferen als den in der **Tabelle 4.9** aufgeführten Gewässern findet man in der Literatur kaum. Eine relativ frühe Untersuchung an der Talsperre El Capitan in Kalifornien/USA (FAST 1968) zeigt, dass man auch ein mit der Bleilochtalsperre vergleichbares Gewässer (Maximalvolumen 139 hm^3) durchmischen und homotherme Verhältnisse einstellen kann. Leider trifft diese Studie keine Aussagen zum Phytoplankton. Später wurde bei FAST & LORENZEN (1978) in einer Zusammenstellung angemerkt, dass es 1970 und 1971 in der Talsperre El Capitan zu keiner Einbeziehung der Algen in die Zirkulation kam. JUNGO & VISSER (1995) kalkulierten die Durchmischung, die notwendig ist, um das Populationswachstum von *Microcystis aeruginosa* im Nieuwe Meer (Niederlande) zu unterdrücken. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Umwälzung bis in 25 m Gewässertiefe das Lichtangebot soweit einschränkt, dass eine Massenentwicklung dieser unerwünschten Spezies ausgeschlossen wird. Sowohl in den Pumpspeicherbecken der Londoner Wasserversorgung (Großbritannien) als auch in den Biesbosch Speicherbecken (Niederlande) wird das Phytoplankton nach dem Prinzip der Lichtlimitierung durch Destratifikation erfolgreich im Wachstum gehemmt und durch das Grazing des Zooplanktons auf niedrigem Niveau gehalten (OSKAM & VAN BREEMEN 1992, TOMS 1987). In beiden Fällen handelt es sich um mehrere größere Becken (Fläche >100 ha, Maximaltiefe >20 m) von einfacher Morphometrie, in denen die erforderliche Durchmischungstiefe etwa der Maximaltiefe entspricht.

Bei der Bleilochtalsperre handelt es sich um einen wesentlich tieferen Rinnenstausee, der in zahlreiche Buchten gegliedert ist (vgl. auch Abschn. 1.1.2 und **Abb. 1.2**). Mit den Untersuchungen zur Wirkung einer

Tab. 4.9: *Zusammenstellung von Destratifikationsexperimenten in kleineren und flacheren Seen sowie Talsperren und die Auswirkungen auf das Phytoplankton (nach LINDENSCHMIDT 1998, verändert und erweitert)*

Gewässer Trophie	Größe [ha]	max./ mittlere Tiefe[m]	Umwälztyp	Reaktionen	Referenz
Section Four Lake[1] unproduktiv	1,2	19,1 9,7	intermitt. 8 h/d	> Produktionspotential kaum Veränderungen bei Algenbiomasse	FAST et al. 1973
Fischkaltersee[2] eutroph	3,4	11,2 5,7	kontinuierl. intermitt.	vorübergehend <Cyanobakterien, nach Adaptation Rückkehr < Cyanobakterien	STEINBERG 1983 STEINBERG & ZIMMERMANN 1988, STEINBERG & TILLE-BACKHAUS 1990
Badeweiher Neuhofen[2] polytr.	5,8	17,0 8,4	intermitt.	> *Microcystis* spec.	SCHARF et al. 1995
Solomon Damm[3]	6,9	14,4	kontinuierl.	>Cyanobakterien bei Si-Limitation, >Chlorophyta u. Diatomeen	HAWKINS & GRIFFITHS 1993
Coldingham Loch[4] eu- bis hypertr.	8,5 2,9	12,3		<Cyanobakterien, >Diatomeen	BAILEY-WATTS 1987
Lake Brooker[5] hypertroph	10,5	5,2 4	kontinuierl.	keine Veränderungen bei Primärproduktion und mittlerem Chlorophyll, <mittlere Biovolumen, <Cyanobakt., >Artendiversität	COWELL et al. 1987
Parvin Lake[6] mesotroph	19	10,0 4,4		<Chlorophyta, <Diatomeen, >=Cyanobakterien	LACKEY 1973
Eichbaumsee[2] eutroph	24	16,0 6,5	kontinuierl. intermitt.	>Cladoceren, deshalb <Algenbiomasse, weiterhin Cyanobakterien weiterhin Cyanobakterien	THEISS & MEYER-JENIN 1995
Crystal Lake[7] hypertroph	30,9	10,4 3	kontinuierl.	>Chlorophyll, >Cyanobakterien	OSGOOD & STIEGLER 1990
Vesuvius Lake[8]	40,4	9,1 3,8	kontinuierl.	<Phytoplanktonzellzahlen, Shift zu *Chlorophyta*, keine Cyanobakt.	SYMONS et al. 1970
Boltz Lake[9]	38,8	18,9 9,2	intermitt.	größerer Erfolg bei intermittier. Umwälzung	SYMONS et al. 1970
Falmouth Lake[9]	91	12,8 6,2	intermitt.	größerer Erfolg bei intermittier. Umwälzung	SYMONS et al. 1970
East Sidney Lake[10] eutr.	85	15,7 4,9	kontinuierl.	gleichbleib. hohe Cyanobakterienentwicklung im Sommer	BARBIERO et al. 1996
Tegler See[2] eutroph	396	15,9 6,6	kontinuierl. intermitt.	>*Microcystis* spec. <*Microcystis* spec.	LINDENSCHMIDT & CHORUS 1997 LINDENSCHMIDT 1998

1 Michigan / USA, 2 Deutschland, 3 Australien, 4 Schottland, 5 Florida / USA, 6 Colorado / USA, 7 Minnesota / USA, 8 Ohio / USA, 9 Kentucky / USA, 10 New York / USA

Destratifikation während dreier Vegetationsperioden in der Bleilochtalsperre können erstmals Ergebnisse für diesen Gewässertyp präsentiert werden.

Die Untersuchungen belegen, dass es mit einer wirksamen künstlichen Destratifikation in der Bleilochtalsperre zu einer Reduzierung der autotrophen Biomasse in der Wassersäule kam. Die Phasen, in denen das Phytoplankton einer Lichtlimitierung unterlag, waren jedoch räumlich und zeitlich begrenzt. Obwohl die Wirkung des Blasenschleiers bis in die Stauwurzel nachweisbar war (vgl. Teil 3), blieben messbare biologische Reaktionen auf die Destratifizierung auf den Hauptwasserkörper bis Saalburg einschließlich der Remptendorfer Bucht beschränkt.

Die jahreszeitlichen Ganglinien der oberflächigen Chlorophyll-a-Konzentration dokumentieren jedoch auch, dass es auch in den Destratifikationsjahren neben der Frühjahrsentwicklung zu ausgeprägten sommerlichen Phytoplanktonentwicklungen kam. Ein Vergleich der mittleren monatlichen Chlorophyllkonzentrationen zeigt, dass bei vergleichbarer Trophie die oberflächige Phytoplanktonentfaltung in den Destratifikationsjahren im Bereich der Referenzjahre lag. Somit kam es nicht zu der angestrebten deutlichen Reduzierung des Phytoplanktons in der oberflächennahen Gewässerschicht, auch wenn das Jahresmittel der Biomasse unter der nährstoffbestimmten Kapazität blieb (vgl. das empirische Modell von VOLLENWEIDER & KEREKES 1982). Die geringen Chlorophyllkonzentrationen während der vermehrten und verlängerten Klarwasserstadien (Zirkulationsphasen) wurden durch Phytoplanktonmassenentwicklungen in den Schichtungsphasen kompensiert. Die zirkulationsbedingte Nährstofferneuerung wirkte sich besonders fördernd auf eine sprunghafte und ungehinderte Biomasseentfaltung während der Stratifikation aus.

Dies zeigte sich auch bei der Sichttiefe, die mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage im Hauptwasserkörper nicht spürbar vergrößert werden konnte. Sowohl die Mittelwerte, als auch die Extremwerte lassen keinen Trend erkennen. Ein exakter Vergleich zwischen den verschiedenen Jahren wird jedoch auch durch eine schwankende hohe Hintergrund-Attenuation (schubartige und qualitativ unterschiedliche Abwassereinleitungen durch die ZPR) erschwert. Der Betrieb der Destratifikationsanlage schränkte durch eine größere Turbulenz die Sedimentation im Wasserkörper ein, so dass höhere Gehalte an Detritus bzw. anorganischen Partikeln einer Vergrößerung der Transparenz entgegenwirkten. Das Ziel, im Zeitraum der vorrangigen Erholungsnutzung (etwa von Mai bis September) durchgängig eine Sichttiefe von mindestens zwei Metern zu gewährleisten, wurde nicht erreicht. Jedoch konnte der Grenzwert für die Sichttiefe gemäß der RICHTLINIE DES RATES ÜBER DIE QUALITÄT DER BADEGEWÄSSER eingehalten werden. Im relativ engen Spielraum zwischen der geforderten und der aufgrund der vorhandenen Hintergrund-Attenuation maximal möglichen Sichttiefe hätte man den Chlorophyllgehalt während der Vegetationszeit auf einem sehr niedrigen Niveau halten müssen.

Mit der installierten Destratifikationsanlage gelang es nicht, den Hauptwasserkörper der Bleilochtalsperre in dem Maße zirkulieren zu lassen, um zur Vegetationszeit die Biomasse des Phytoplanktons durchgängig zu begrenzen. Der Wärmeeintrag über das Abwasser der Papier- und Zellstoffindustrie am Zulauf der Talsperre ermöglichte die Herausbildung einer wärmeren, über der eigentlichen Mischschicht liegenden Oberflächenlamelle. Die Temperatur der Oberflächenlamelle lässt eine deutliche diurnale Rhythmik erkennen. Die ausgeprägte Eigenfärbung des Wassers unterstützte die rasche Absorption der auf das Gewässer auftreffenden langwelligen Strahlung und wirkte somit stabilisierend auf diese. In dieser Oberflächenschicht mit einer Mächtigkeit von über 2 m wurde ein Großteil der autotrophen Produktion realisiert. Diese Oberflächenschicht konnte durch den bloßen Betrieb der Destratifikationsanlage nicht aufgelöst werden, da das mit dem Blasenschleier aufsteigende kühlere Wasser nach Erreichen der Oberfläche bereits im Nahbereich der Anlage unter diese abtauchte. Im Verlaufe der Vegetationsperiode unterlag die Stabilität der Oberflächenschicht jedoch Schwankungen, wobei in Richtung Stauwurzel die Stabilität insgesamt zunahm. Die Schichtungsphasen wurden insbesondere im Bereich des Hauptwasserkörpers von Perioden unterbrochen, in denen die erwärmte Oberflächenschicht vorübergehend abgebaut werden konnte. Im Bereich der Destratifikationsanlage konnten sogar Abschnitte mit weitgehender Homothermie beobachtet werden. Diese Phasen waren durch minimale Chlorophyllkonzentrationen gekennzeichnet, die den Modellen für eine Lichtlimitation entsprachen. Diese Abschnitte korrelierten sehr gut mit Starkwindereignissen und/oder kühlerer Witterung. Damit wird klar, dass unter den Bedingungen eines erwärmten Zuflusses die meteorologischen Randbedingungen eine ausschlaggebende Bedeutung für das Funktionieren der Destratifikation haben. Um eine Destratifikationsanlage wirtschaftlich betreiben zu können, erscheint aus heutiger Sicht deren Einsatz nur in windexponierten Gewässern sinnvoll. Ein umfassender Restaurierungserfolg wird dann sehr wahrscheinlich, wenn es gelingt, die Ausbildung einer erwärmten Oberflächenlamelle zu verhindern.

In der dritten Juli-Dekade 1999 wurde die Produktion der ZPR für eine Verfahrensumstellung unterbrochen. In dieser Pause kam es bis in den Dezember 1999 hinein zu keiner Einleitung thermisch belasteten bzw. verunreinigten Abwassers durch die ZPR. Dies führte zu einer Verringerung der Stabilität in der 20 m-Gewässerschicht, die nicht mit meteorologischen Verhältnissen erklärt werden kann. Der Stabilitätsabbau führte jedoch nicht sofort zu homothermen Verhältnissen in der Talsperre, da insbesondere im mittleren Talsperrenbereich und im Hauptwasserkörper die vorhandene Oberflächenschicht nur schrittweise zerstört wurde. Die Menge des zufließenden thermisch unbelas-

teten Saale-Wassers war im Vergleich zum Talsperrenvolumen während der verbliebenen Vegetationszeit sehr gering (15 % bis Ende September), so dass verallgemeinernde Rückschlüsse und die Abschätzung von biologischen Reaktionen schwierig bleiben. Ursächliche Zusammenhänge könnten zwischen der fehlenden Abwassereinleitung durch die ZPR und dem relativ frühen Schichtungsabbau ab der zweiten August-Dekade 1999 sowie der damit verbundenen geringen Phytoplanktonbiomasse in der Talsperre bestehen. Auf jeden Fall deutet sich an, dass sich ohne thermische Belastung eine stabile Oberflächenschicht während eines wesentlich kürzeren Zeitraumes ausbilden würde (Ausbildung einer Mikroschichtung nur im Hochsommer). Eine verringerte Eigenfärbung des Wasserkörpers würde zusätzlich zu einer abgeschwächten Wärmeabsorption an der Gewässeroberfläche führen. Da sich thermisch belastete Zuflüsse merklich auf die Schichtungsverhältnisse bzw. Stratigraphie im Gewässer auswirken, sollte man bei vergleichbaren Anwendungen das mögliche Einschichtungsverhalten des Zuflusses genau analysieren.

Mit dem Betrieb der Destratifikation kam es bei allen untersuchten wasserchemischen Parametern zu einer Vergleichmäßigung über die Durchmischungstiefe. Die zirkulationsbedingte Nährstofferneuerung in der euphotischen Schicht erlaubte dem Phytoplankton bei vorübergehender Schichtungsstabilisierung ein explosionsartiges Wachstum. Selbst in Schichtungsphasen ist davon auszugehen, dass es durch strömungsinduzierte Scherkräfte an der Grenzfläche zwischen der Oberflächen- und der Mischschicht zum Stoffaustausch kam. Das Phytoplankton war offensichtlich zu keinem Zeitpunkt nährstofflimitiert. Vor dem Einsatz einer Destratifikation in anderen Gewässern sollte deshalb zunächst geprüft werden, ob die Rückführung von Nährstoffen in die euphotische Schicht das Potential für Phytoplankton-Massenentwicklungen vergrößert bzw. Schichtungsphasen ausgeschlossen werden können.

Obwohl der während der Vegetationsperiode gefundene mittlere Chlorophyllgehalt des Epilimnions keine gesicherten Unterschiede zwischen den Jahren vor und mit Betrieb der Destratifikationsanlage zeigte, verringerte sich in den Destratifikationsjahren das Biovolumen auf etwa ein Drittel. Dies kann nur mit einer stärkeren Pigmentierung der Zellen (mehr Chlorophyll a pro Zelle) oder mit einer Veränderung in der Phytoplanktonbiozönose (großvolumigere Zellen mit kleinen Chloroplasten) erklärt werden. Es ist naheliegend, dass sich die Phytoplanktonzelle mit einer kompakteren Pigmentierung an ein aufgrund der Umwälzung verschlechtertes Lichtklima angepasst hat. Die Erhöhung des Chlorophyll-a-Gehaltes in Schwachlichtzellen soll zu einer verbesserten Lichtabsorption beitragen und dadurch die Photosyntheseleistung der Zellen steigern. Zahlreiche Laboruntersuchungen (FALKOWSKI et al. 1981, FALKOWSKI & OWENS 1980, FRIEDMAN & ALBERTE 1986, JØRGENSEN 1969, NEALE & MELIS 1986, PERRY et al. 1981, WILHELM & WILD 1984) zeigten, dass schwachlichtadaptierte Zellen limnischer Chlorophyceen bis zu 4,5 und mariner Bacillariophyceen bis zu 2,2 mal mehr Chlorophyll a als die entsprechenden Starklichtzellen enthalten können. Bei der marinen Chlorophyceen-Spezies *Dunaliella euchlora* kann der Chlorophyllgehalt sogar um das 8,4-fache höher liegen (PERRY et al. 1981). Diese Resultate liegen im Rahmen der verallgemeinernden Aussage von KRIK (1994), dass der Gehalt an photosynthetischen Pigmenten auf das Zwei- bis Fünffache ansteigt, wenn die Wachstumslichtintensität abfällt. Ein verringertes Biovolumen (eine verringerte Abundanz) würde mit höheren Chlorophyllgehalten in der Zelle das Niveau der Referenzjahre erreichen.

Das in der Bleilochtalsperre gefundene Phytoplankton wurde in den letzten Jahren fast vollständig von den Bacillariophyceen, Chlorophyceen und Cryptophyceen gestellt. Gleichzeitig kann festgestellt werden, dass sich mit dem Betrieb der Destratifikationsanlage die Cryptoflagellaten größere Biomasseanteile eroberten und die Cyanobakterien-Entwicklungen zurückgedrängt werden konnten. Offensichtlich sind die Cryptoflagellaten durch ihre hohe Eigenbeweglichkeit (SOMMER 1988) am ehesten in der Lage, sich in einem zirkulierenden Wasserkörper zu behaupten. Man findet verschiedene Literatur über die Abundanz von Cyanobakterien unter den Bedingungen einer künstlichen Destratifikation, aber kaum Arbeiten, die den Einfluss von Zirkulationsereignissen auf das Vorkommen von mobilem Phytoplankton untersuchten. Die meisten Arbeiten konzentrierten sich auf die Erforschung von Möglichkeiten des Gewässermanagements, um Massenentwicklungen von Cyanobakterien zu verhindern (HAWKINS & GRIFFITHS 1993, HAYNES 1973, VISSER et al. 1996). Die vergrößerten Biomasseanteile der Cryptophyceen gingen dabei in etwa gleichen Teilen zu Lasten der beiden anderen dominanten Planktonfamilien. Folgerichtig würde sich auch der Fakt einordnen, dass sich mit zunehmender Entfernung von der Destratifikationsanlage die Biomasseanteile der Bacillariophyceen und Chlorophyceen wieder zunahmen.

In den Jahren vor Inbetriebnahme der Destratifikation kam es in allen Bereichen der Talsperre (einschließlich des Hauptwasserkörpers) wiederholt zu Massenentwicklungen von Cyanobakterien (insbesondere von *Microcystis* spec.). Obwohl weiterhin regelmäßig Cyanobakterien im sich entfaltenden Sommerplankton gefunden werden konnten, spielten sie in den Destratifikationsjahren für die Strukturierung der Phytoplanktonbiozönose keine Rolle. Auch wenn die Cyanobakterien bei der Planktonzählung und der anschließenden Volumenberechnung unterschätzt wurden, zeigen HPLC-Pigmentanalysen für die Destratifikationsjahre (WILHELM et al. 1998, 1999), dass der Anteil der Cyanobakterien im Epilimnion des Hauptwasserkörpers stets unter 5 % lag. Im mittleren Bereich (Piere) und der Stauwurzel entwickelten sich im Sommerplankton die Cyanobakterien etwas stärker als dies im Hauptwasserkörper der Fall war, erreichten aber auch hier keine Dominanz. Offensichtlich kommen mehrere Faktoren in

Frage, die die Entwicklung der Cyanobakterien unter den Bedingungen der Destratifikation unterdrückt haben könnten. Die Verfügbarkeit von gelöstem Kohlendioxid in einer höheren Konzentration und geringere pH-Werte könnten den wassergütewirtschaftlich weniger problematischen Chlorophyceen und Diatomeen bessere Wachstumsbedingungen und damit Konkurrenzvorteile verschafft haben (KING 1970, LØVSTAD 1984, SHAPIRO 1984,1990). Die Cyanobakterien konnten in den Destratifikationsjahren ihre besonderen Strategien der Licht- und Kohlenstoffnutzung nicht erfolgreich realisieren und wurden im Wachstumswettbewerb aufgrund ihrer geringeren Wachstumsrate (NICKLISCH & KOHL 1983, OLSEN 1989) durch andere Algenarten verdrängt. DOKULIL & TEUBNER (1998) führen aus, dass die Gattung *Microcystis* nur geringe Schwankungen im Lichtklima toleriert. Der Wechsel von Zirkulations- und Schichtungsphasen in der Bleilochtalsperre hat aber zu einem sehr unterschiedlichen Lichtklima geführt. In der polymiktischen Talsperre Bautzen waren positive Wachstumsraten (Differenz zwischen der Produktion und der Summe aller Verluste) von *Microcystis aeruginosa* ausschließlich auf Perioden mit einem geschichteten Wasserkörper beschränkt (KÖHLER 1992). Einen entscheidenden Einfluss auf die Phytoplanktonsukzession schreiben u.a. ANDERSSON et al. (1994) und ROBARTS & ZOHARY (1987) auch der Temperatur zu. Nach Ansicht der Autoren entwickeln sich Cyanobakterien im Gegensatz zu Diatomeen vor allem bei hohen Wassertemperaturen. Die oberflächigen Wassertemperaturen in der produktiven Schicht sind durch den Betrieb der Destratifikationsanlage auch bei Ausprägung einer erwärmten Oberflächenlamelle zurückgegangen und erreichten ihr Maximum erst später im Jahr. Weiterhin könnte eine Phosphatbindung in der Biomasse der Stauwurzel bzw. des mittleren Teiles der Talsperre (bes. im Jahre 1999) zu einer Phosphatverarmung im Epilimnion des Hauptwasserkörpers geführt haben, so dass in diesem Bereich der für die Cyanobakterien notwendige „Phosphat-Luxuskonsum“ zur Entfaltung einer genügend großen Population nicht mehr möglich war. Durch das hohe Nährstoffangebot im Gewässer bleibt das Potential für Massenentwicklungen von Spezialisten wie Cyanobakterien in der Stauwurzel und im mittleren Bereich der Talsperre weiterhin erhalten. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es nach einer Adaptationsphase auch unter den Bedingungen einer Destratifikation zu Cyanobakterien-Massenentwicklungen kommt (STEINBERG & TILLE-BACKHAUS 1990).

Auch bei der Artendiversität kann man Veränderungen zwischen den Referenz- und Destratifikationsjahren erkennen. Ohne die künstliche Destratifizierung konnte während der sommerlichen Entwicklung ein Rückgang der Diversität bei gleichzeitigem kontinuierlichen Anstieg der Gleichförmigkeit beobachtet werden. Dies zeigt den Konkurrenzausschluss von Arten durch wenige persistente, dominante Spezies (z.B. Cyanobakterien) an, die ihre Dominanz über einen längeren Zeitraum sichern konnten (hohe Gleichförmigkeit). Damit war die Populationsstruktur des Phytoplanktons in der Bleilochtalsperre oft sehr einfach zusammengesetzt. Dies deutet auf sehr restriktive Selektionsmechanismen hin, die ein sehr hohes Potential für Massenentwicklungen von Spezialisten sicherten. Der Wechsel von Zirkulations- und Schichtungsphasen in den Destratifikationsjahren führte im Sommer zu einem Anwachsen der Diversität auf ein hohes Niveau. Diese alternierenden Umweltbedingungen im Lebensraum erlaubten die konkurrierende Koexistenz einer Vielzahl von r- und k-Strategen. Damit gestattete der Betrieb der Destratifikationsanlage insbesondere während des Sommers eine komplexere Populationsstruktur und festigte die Stabilität des Systems.

Mit dem Betrieb des Luftblasenschleiers strömten jährlich zwischen 5,5 und 7 Mio. m^3 Luft in die Talsperre. Da ein Teil davon im Wasserkörper gelöst wurde, muss die Stabilisierung der Sauerstoffverhältnisse im Wasserkörper als ein positiver Nebeneffekt gesehen werden. Die auf die Destratifikation zurückgehenden höheren Temperaturen und ausgeglicheneren Sauerstoffverhältnisse in der Durchmischungsschicht verbesserten die Reproduktionsbedingungen des Zooplanktons und vergrößerten deren Lebensraum. Im Vergleich zu den Jahren ohne Zwangsumwälzung konnte in den Jahren mit Destratifikation eine größere Biomasse bei den cyclopoiden Copepoden beobachtet werden. Die umwälzungsbedingt höhere Konzentration an organischen Partikeln, die aus dem Abwasser der Zellstoffindustrie stammen, und an autochthonem Detritus (signifikante Zunahme an abfiltrierbaren Stoffen in der Schicht zwischen 5 m und 20 m, verlängerte Verweilzeit in der Durchmischungsschicht) schuf offensichtlich eine gute Futtergrundlage und damit Konkurrenzvorteile für die partikelgreifenden Copepoden (DEMOTT 1989). Ein vergrößerter Lebensraum und eine verbesserte Futtergrundlage dürfte auch Zuwächse beim Fischbestand gebracht haben.

Das Lichtklima in der Bleilochtalsperre wird nach wie vor sehr wesentlich durch die gelösten organischen Substanzen (u.a. Ligninsulfosäurederivate) und Kolloiden der Zellstoffindustrie („Gelbstoffe“) bestimmt. Die Gelbstoffe bedingen ein Absorptionsmaximum im kürzerwelligen Bereich (400…500 nm), so dass das Licht dieser Wellenlängen bereits im ersten Meter fast vollständig absorbiert wird. Dies könnte einen Einfluss auf die Phytoplanktonzusammensetzung ausgeübt haben, weil die verschiedenen Phytoplanktongruppen bestimmte Spektralbereiche unterschiedlich nutzen können. Die Antennensysteme der phototrophen Organismen üben über die Absorption und Weiterleitung der Energie eine wichtige Funktion bei der Lichtnutzung aus. Durch die überdurchschnittlich starke Absorption des blauen Lichtes (400…500 nm) im Wasserkörper werden Phytoplankter mit einem Xanthophyll-Antennensystem gegenüber Phytoplanktern mit einem Phycobilin-Antennensystem relativ benachteiligt. Die Absorptionsspektren der Xanthophylle besitzen ihr Hauptmaximum bei 440…450 nm, während die Phycobiline

die sogenannte Grünlücke ausfüllen bzw. im orangeroten Bereich absorbieren (560…670 nm). Phycobiline kommen z.B. bei Cyanobakterien und Cryptophyceen als akzessorische Pigmente vor, während z.B. Diatomeen und Chrysophceen Xanthophylle als Antennenpigmente besitzen. Dieses Phänomen könnte mit die Dominanz der Cryptoflagellaten in der Bleilochtalsperre erklären, aber gleichzeitig das nach wie von bestehende Potential für Massenentwicklungen von Cyanobakterien untermauern. Bei einem deutlichen Rückgang der Eigenfärbung im Gewässer wäre zu erwarten, dass sich Diatomeen wieder größere Biomasseanteile erobern, zumal sie in der Bleilochtalsperre ausreichend gelöste Kieselsäure vorfinden (vgl. REYNOLDS et al. 1984, BAILEY-WATTS 1987, HAWKINS & GRIFFITHS 1993).

Auswirkungen auf die Überlebensfähigkeit des Planktons während der künstlichen Destratifikation könnte der verstärkte Rotlichtgenuß (Rotlichtadaptation) haben. Die Energie aus längerwelligem Licht wird stärker für eine Stärkebildung in den Zellen genutzt – im Gegensatz zu blaulichtadaptiertem Phytoplankton, das stärker in Proteine und damit in Wachstum investiert (vgl. WILHELM et al. 1985). Die Energiereserven aus der Stärke könnten zu einer längeren Überlebenszeit der Algen unterhalb der Kompensationsebene beigetragen haben.

Durch wiederholte Lichtmessungen in der Talsperre konnte ein Wert von etwa 1,3 m^{-1} als „Hintergrund-Attenuationskoeffizient“ (k_H) für die Destratifikationsjahre bestätigt werden, d.h. als Jahresmittel des Attenuationskoeffizienten ohne Phytoplankton, aber mit allen anderen Inhaltsstoffen. Daraus kann man bei dem gegenwärtigen Lichtklima eine maximale euphotische Schicht von 3,5 m bis 4 m kalkulieren. Damit wird klar, dass selbst bei einer wirksamen Destratifikation und einer damit verbundenen Lichtlimitation des Phytoplanktons eine Vergrößerung der Sichttiefe auf deutlich über 4 m unrealistisch bleibt. Weiterhin muß man aufgrund dieser Daten davon ausgehen, dass das Phytoplankton bei einer ausreichenden Zirkulation bei diesem Lichtklima sowohl theoretisch als auch praktisch weitgehend unterdrückt werden kann.

4.5 Schema zur Entscheidungsfindung zum Einsatz eines Destratifikationssystems

Die **Abbildung 4.14** zeigt ein Schema für potentielle Anwender, das diesen eine Entscheidung über die Eignung einer Destratifikation zur Lichtlimitierung des Phytoplanktons in einem größeren Gewässer sowie die Vorbereitung des Betriebes der Destratifikation ermöglichen soll. Das Fließschema enthält nur einen logischen Leitfaden für den zeitlichen Ablauf von Arbeits- und Gedankenschritten. Es kann nicht die gründliche fachliche Auseinandersetzung mit den wissenschaftlichen Grundlagen einer Destratifikation und der konkreten Limnologie des zu restaurierenden Gewässers ersetzen. Auch wenn das Schema faktisch selbsterklärend ist, sollen im folgenden einige Bemerkungen und Hinweise zu einzelnen Schritten gegeben werden.

Schritt 5: Eine ausreichend große und aktuelle Datenmenge zur Limnologie des Gewässers sollte unbedingt vorliegen, damit eine realistische Planung möglich wird. Das Minimum sind mehrere Probenahmen während 1 bis 2 Vegetationsperioden (möglichst monatlich). Einzelne Stichproben sind für die Konzeption einer vergleichsweise teuren Restaurierungsmaßnahme ungeeignet.

Schritt 7: Die Ergebnisse dieser Studie und die Aussagen in der internationalen Literatur zeigen, dass ein Gewässer sehr unterschiedlich auf eine künstliche Destratifikation reagieren kann. Deshalb sollten sehr genau und gründlich alle Randbedingungen bewertet werden, die den Erfolg der Destratifikationsmaßnahme beeinflussen können. Dafür wurde in der **Tabelle 4.10** ein Fragenkatalog erarbeitet, um die Bewertung der Randbedingungen zu erleichtern. Jede Frage ist mit einem numerischen Wert zu beantworten, wobei in 0,5-Punkte-Schritten zwischen den vorgegebenen Extremen entschieden werden kann. Wenn am Ende die Summe der numerischen Werte positiv ist, kann man von einem insgesamt erfolgsfördernden Einfluss der Randbedingungen ausgehen. Sollte die Summe jedoch negativ sein, dann ist mit einem nicht zu unterschätzenden Risiko zu rechnen. In diesem Falle sollte man unbedingt alternative Restaurierungsmaßnahmen prüfen.

Schritt 9: Es wurden verschiedene Verfahren entwickelt, um eine Destratifikation im Gewässer herbeizuführen. Nach FÖRSTER et al. (1978) eignen sich für eine Destratifikation von Standgewässern sowohl der Vermischungseffekt eines turbulenten Freistrahles (Jetstrahl-Pumpen) als auch der diffuse Eintrag von Druckluft. Die technische Ausführung muss der Gewässerspezifik und den örtlichen Gegebenheiten, also u.a. der Infrastruktur, den Bauauflagen, der Baugrundbeschaffenheit sowie dem Schiffs- und Bootsverkehr angepasst erarbeitet werden. Es gibt zur Zeit keine Firma, die serienmäßig fertige Destratifikationssysteme anbietet (s. auch Teil 3 und Teil 6). Es besteht aber eine große Auswahl an technischen Baugruppen und Aggregaten sowie an Firmen, die in der Lage sind, eine gewässerspezifisch konzipierte Destratifikationsanlage zu realisieren.

Schritt 13: Die Aktivitäten im Rahmen der Gewässerrestaurierung enden nicht mit dem Betriebsbeginn des Destratifikationssystems. Eine mehrjährige Überwachung des Gewässers mit einem Monitoring-Programm ist für die Erfolgskontrolle unerlässlich. Gleichzeitig ist mit dem Monitoring-Programm ein auf das Gewässer abgestimmter Betriebsplan zu erstellen und Kostenersparnisse durch eine Optimierung in der Betriebsführung auszuschöpfen. Erst der Vergleich der Zielvorgaben mit den Resultaten erlaubt eine Bewertung des Restaurierungserfolges.

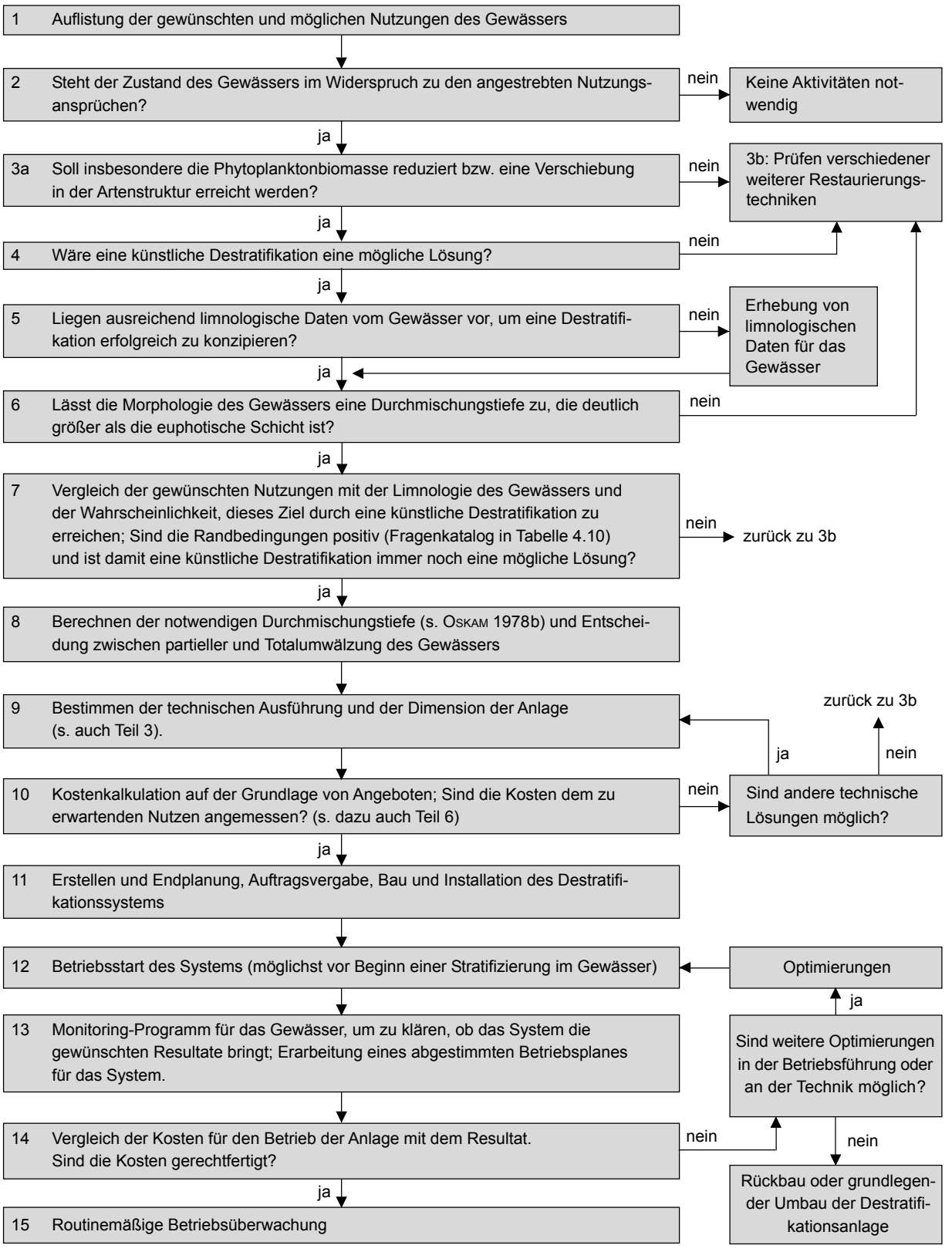


Abb. 4.14: *Schema zur Entscheidungsfindung und Realisierung einer Destratifikationsanlage in einem größeren Gewässer*

Tab. 4.10: *Fragenkomplex zur Bewertung von Randbedingungen, die die Erfolgsaussichten einer Seenrestaurierung mittels einer künstlichen Destratifikation beeinflussen können*

Bewertungskriterium	Kriterienspanne	Bewertung
Unterliegt das Phytoplankton während der Schichtungsperiode einer Nährstofflimitation?	die meiste Zeit	-2
	nicht oder nur kurzzeitig	+1
Wie ist der Gehalt an gelöster Kieselsäure im Gewässer?	<1mg/l SiO_2	-1
	>2mg/l SiO_2	+1
Wo schichtet sich der Zulauf im Gewässer ein?	oberflächennah	-2
	metalimnisch oder tiefer	+1
Hat der Wasserkörper eine starke Eigenfärbung? (z.B. Huminstoffe)	ja	-1
	nein	+1
Wie sind die Angriffsmöglichkeiten des Windes?	windgeschützt	-1
	windexponiert	+2
Wie sieht der Fischbestand und die Zooplanktonzusammensetzung aus?	wenige Raubfische, wenige größere Cladoceren	-1
	guter Raubfischbestand, viel herbivores Zooplankton	+2
Wie sieht die Morphologie des Gewässers aus?	rinnenartig, gewunden, buchtenreich	-1
	Zentralbecken, steile Uferflanken	+1
Wie ist der Gewässergrund strukturiert?	unterseeische Barrieren, Flachbereiche	-1
	eben	+1

4.6 Literatur

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION 1971: *Artificial destratification in reservoirs.* J. AWWA 63: 597 ff.

ANDERSSON, A., P. HAECKY & A. HAGSTRÖM 1994: *Effect of temperature and light on the growth of micro-, nano- and picoplankton: impact on algal succession.* Mar. Biol. 120: 511-520

AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG, Band I 1986: *Chemische, physikalisch-chemische und physikalische Methoden.* VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 517 S.

AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG, Band II 1982: *Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden.* VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 579 S.

BAILEY-WATTS, A. E. 1987: *Fluctuations in the population density of* Aphanizomenon *in a small eutrophic lake (Coldingham Loch, Scotland) before and after de-stratification by aeration.* Schweiz. Z. Hydrol. 49: 387-388

BARBIERO, R. P.; B. J. SPEZIALE & S. L. ASHBY 1996: *Phytoplankton community succession in a lake subjected to artificial circulation.* Hydrobiologia 331: 109-120

BARLOW, J. P. 1958: *Spring changes in phytoplankton abundance in a deep estuary, Hood Canal, Washington.* J. Mar. Res. 17: 53-67

BENNDORF, J. & H. BAUMERT 1981: *Modellvorstellungen zum Einfluß der Durchmischung des Wasserkörpers auf die phytoplanktische Primärproduktion.* In: UNGER, K. & H. STÖCKER (Hrsg.): *Biophysikalische Ökologie und Ökosystemforschung.* Akademie-Verlag, Berlin, 333-345

BENNDORF, J. 1979: *A contribution to the phosphorus loading concept.* Int. Rev. ges. Hydrobiol. 64: 177-188

BOTTRELL, H. H.; A. DUNCAN; Z. M. GLIWICZ; E. GRYGIEREK; A. HERZIG; A. HILLBRICHT-ILKOWSKA; H. KURASAWA; P. LARSSON & T. WEGLENSKA 1976: *A review of some problems in zooplankton production studies.* Norw. J. Zool. 24: 419-456

BRYNILDSON, O. M. & S. L. SERNS 1977: *Effects of destratification and aeration of a lake on the distribution of planktonic crustacea, yellow perch and trout.* Tech. Bull. 99, Wis. Dep. Nat. Res.

COWELL, B. C.; C. J. DAWES; W. E. GARDINER & S. M. SCHEDA 1987: *The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida.* Hydrobiologia 148: 3-24

CUMMINS, K.W.; R. R. COSTA; R. E. ROWE; G. A. MOSHIRI; R. M. SCANLON & R. K. ZAJDEL 1969: *Ecological energetics of a natural population of the predaceous zooplankter* Leptodora kindtii *FOCKE (Cladocera).* Oikos 20: 189-223

DEMOTT, W. R. 1989: *Optimal foraging theory as a predictor of chemically mediated food selection by suspension-feeding copepods.* Limnol. Oceanogr. 34: 140-154

DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- und SCHLAMMUNTERSUCHUNG 1994: *Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren.* DIN 31. Lieferung. VCH und Beuth-Verlag, Band I bis V

DOKULIL, M.T.; K. BAUER & I. SILVA 1983: *An assessment of the phytoplankton biomass and primary productivity of Parakrama Samudra, a shallow man-made lake in Sri Lanka.* In: SCHIEMER (Hrsg.): *Limnology of Parakrama - Sri Lanka.* Developments in Hydrobiology 12. Dr. W. Junk Publishers. The Hague: 103-161

DOKULIL, M. T. & K. TEUBNER 1998: *Dominanz von Cyanoprokaryonten in eutrophen Seen. Ursachen – Auswirkungen – Lösungen. Ein Überblick.* Tagungsbericht der Deutschen Gesell. für Limnologie, Frankfurt/M. 1997, Krefeld, 306-310

DUNST, R.C.; S. M. BORN; P. D. UTTORMARK; S. A. SMITH; S. A. NICHOLS; J. O. PETERSON; D. R. KNAUER; S. L. SERNS; D. R. WINTER & T. L. WIRTH 1974: *Survey of lake rehabilitation techniques and experiences.* Tech. Bull. 75, Wisconsin Depart. of Natural Resources, Madison, 179 *p.*

EDLER, L. 1979: *Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea – phytoplankton and chlorophyll.* Baltic marine biologists: 5-38

FALKOWSKI, P. G.; T. G. OWENS; A. C. LEY & D. C. MAUZERALL 1981: *Effects of growth irradiance levels on the ratio of reaction centers in two species of marine phytoplankton.* Plant Physiol. 68: 969-973

FALKOWSKI, P. G. & T. G. OWENS 1980: *Light-shade adaptation. Two strategies in marine phytoplankton.* Plant Physiol. 66: 592-595

FAST, A. W. 1968: *Artificial destratification of El Capitan Reservoir by aeration, I, Effects on chemical and physical parameters.* Fish Bull. 141, Calif. Depart. of Fish and Game, Sacramento, 97 S.

FAST, A. W. 1973: *Effects of artificial aeration on primary production and zoobenthos of El Capitan Reservoir.* Calif. Water Resour. Res. 9: 607 ff.

FAST, A. W. & M. LORENZEN 1978: *Effects of aeration/ mixing on lake biology.* In: MITCHELL, R. (Hrsg.): *Water pollution microbiology.* Vol. 2. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, 415-430

FAST, A. W., B. MOSS & R. G. WETZEL 1973: *Effects of artificial aeration on the chemistry and algae of two Michigan lakes.* Water Resour. Res. 9: 624-647

FÖRSTER, U.; J. KRANAWETTREISER & M. RÖHNER 1978: *Verfahren und Ergebnisse der Umwälzung von Stauseen.* WWT 28: 286-287

FRIEDMAN, A. L. & R. S. ALBERTE 1986: *Biogenesis and light regulation of the major light harvesting chlorophyll-protein of diatoms.* Plant Physiol. 80: 43-51

GEBHART, G. E. & R. C. SUMMERFELT 1975: *Factors affecting the vertical distributation of white crappie (*Pomoxis annularis*) in Oklahoma reservoirs.* Proc. SE Assoc. Game Fish Comm. Vol. 28

GIESKES, W. W. C. & G. W. KRAAY 1975: *The phytoplankton spring bloom in Dutch coastal waters of the North Sea.* Netherl. J. Sea Res. 9: 166-196

HANEY, J. F. & D. H. HALL 1972: *Sugar-coated* Daphnia*: a preservation technique for Cladocera.* Limnol. Oceanogr. 18: 331-332

HAWKINS, P. R. & D. J. GRIFFITHS 1993: *Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton.* Hydrobiologia 254: 169-181

HAYNES, R. C. 1973: *Some ecological effects of artificial circulation on a small eutrophic lake with particular emphasis on phytoplankton. I. Kezar Lake experiment, 1968.* Hydrobiologia 43: 463-504

HERSCHEL, A. 1999: *Zwischenbericht des BMBF-Forschungsvorhaben 02WT9601/3, Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre, Teil 1: Limnologisch-biologische Untersuchungen*. Jena, 32 S.

HITCHCOCK, G. L. & T. J. SMAYDA 1977: *The importance of light in the initiation of the 1972-1973 winter-spring diatom bloom in Narragansett Bay.* Limnol. Oceanogr. 22: 126-131

HORN, W. 1978: *Der Anteil des Crustaceenplanktons an der Veringerung des Phytoplanktongehaltes in der Saidenbachtalsperre.* Dissertation A, TU Dresden, Sekt. Wasserwesen

HORNIG, U. 1983: *Analyse der Struktur und Dynamik der wichtigsten Zooplanktonpopulationen in der Talsperre Bautzen in Beziehung zur Änderung der Fischbesiedlung.* Diplomarb., TU Dresden, Sekt. Wasserwesen

JØRGENSEN, E. G. 1969: *The adaptation of plankton algae. IV. Light adaptation in different algal species.* Physiol. Plant. 22 : 1307-1315

JUNGO, E. & P. M. VISSER 1995: *Nieuwe Meer (Amsterdam): Limitierung von* Microcystis *mit Blasenschleiern.* In: JAEGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.): *Limnologie aktuell, Band 8: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer.* G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 185-192

KALBSKOPF, K.-H. 1961: *Luftmengenberechnung für Belebungsanlagen.* GWF (Wasser-Abwasser) 102: 181-186

KING, D. L. 1970: *The role of carbon in eutrophication.* J. Water Poll. Contr. Fed. 42: 2035-2051

KNESCHKE, H. 1980: *Aufbereitung der Eingangsdaten der Bleilochtalsperre als Grundlage für eine Rechnersimulation der Wasserbeschaffenheit (Planktonentwicklung).* Belegarbeit, TU Dresden, Sekt. Wasserwesen, 1-16

KNOECHEL, R. & J. KALFF 1975: *Algal sedimentation: the causeof a diatom-blue-green succession.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 745-754

KÖHLER, J. 1992: *Influence of turbulent mixing on growth and primary production of* Microcystis aeruginosa *in the hypertrophic Bautzen Reservoir.* Arch. Hydrobiol. 123: 413-429

KRANAWETTREISER, J. & K. SCHRÖTER 1987: *Strömungstechnische Untersuchungen zur Tiefschachtbelüftung.* Hydrolabor Schleusingen, 17 S. (unveröffentlicht)

KRIK, J. T. O. 1994: *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge, 509 ff.

LACKEY, R. T. 1973: *Artificial reservoir destratification effects on phytoplankton.* Journal WPCF 45: 668-673

LEWIS, W. M. 1974: *Primary production in the plankton community of a tropical lake.* Ecol. Monogr. 44: 377-409

LINDENSCHMIDT, K.-E. & I. CHORUS 1997: *The effect of aeration on stratification and phytoplankton populations in Lake Tegel, Berlin.* Arch. Hydrobiol. 139: 317-346

LINDENSCHMIDT, K.-E. 1998: *Zur Auswirkung der künstlichen Belüftung auf die Phytoplanktonpopulationen im Tegeler See, Berlin.* Dissertation, TU Berlin, Fachbereich Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Werkstoffwissenschaften

LORENZEN, M. W. & R. MITCHELL 1975: *An evaluation of artificial destratification for control of algal blooms.* J. AWWA 67: 373-376

LØVSTAD, Ø. 1984: *Growth limiting factors for* Oscillatoria agardhii *and diatoms in eutrophic lakes.* Oikos 42: 185-192

LUND, J. W. G., C. KIPLING & E. D. LE CREN 1958: *The inverted microscope method of estimation of algal numbers and the statistical basis of estimation by counting.* Hydrobiologia 11: 143-170

LUND, J. W. G. 1964: *Primary production and periodicity of phytoplankton.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 15: 37-56

NEALE, P. J. & A. MELIS 1986: *Algal photosynthetic membrane complexes and the photosynthesis-irradiance curve: a comparison of light-adaptation responses in Chlamydomonas reinhardtii (chlorophyta).* J. Phycol. 22: 531-538

NICKLISCH, A. & J. G. KOHL 1983: *Growth kinetics of* Microcystis aeruginosa *as a basis for modelling its population dynamics.* Int. Rev. ges. Hydrobiol. 68: 317-326

OLSEN, I. 1989: *Evaluation of competitve ability of* Staurastrum luetkemullerii *(Clorophyceae) and* Microcystis aeruginosa *(Cyanophyceae).* J. Phycol. 25: 486-499

OSGOOD, R. A. & J. E. STIEGLER 1990: *The effects of artificial circulation on a hypereutrophic lake.* Water Resour. Bull. 26: 209-217

OSKAM, G. 1978 a: *Modellvorstellungen zur Entwicklungskinetik von Algen.* DVWK-Schriftenreihe, Wasser Nr. 16: 14-28.

OSKAM, G. 1978 b: *Die Vorausberechnung der Algenbiomasse in den Biesbosch Speicherbecken, Theorie und Praxis.* DVWK-Schriftenreihe, Wasser Nr. 16: 90-112

OSKAM, G. & L. VAN BREEMEN 1992: *Management of Biesbosch Reservoirs for quality control with special reference to eutrophication.* In. SUTCLIFFE, D. W. & J. G. JONES: *Eutrophication: Research and application to water supply.* 197-213

PASTOROK, R. A., T. C. GINN & M. W. LORENZEN 1980: *Review of aeration/circulation for lake management.* In: *Restoration of lakes and inland waters.* EPA 440/5-81-010, U.S. Envir. Prot. Ag., Washington DC, 124-133

PERRY, M. J.; M. C. TALBOT & R. S. ALBERTE 1981: *Photoadaptation in marine phytoplankton: response of the photosynthetic unit.* Mar. Biol. 62: 91-101

RAMBERG, L. 1979: *Relations between phytoplankton and light climate in two swedish lakes.* Int. Revue ges. Hydrobiol. 64: 749-782

REYNOLDS, C. S.; S. W. WISEMAN & M. J. O. CLARKE 1984: *Growth- and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artifical mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass.* J. appl. Ecol. 21: 11-39

RICHTLINIE DES RATES vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 31 v. 5.2.1976

RILEY, G. A. 1957: *Phytoplankton of the north central Sargasso Sea.* Limnol. Oceanogr. 2: 252-270

ROBARTS, R. S. & T. ZOHARY 1987: *Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria.* N.Z. J. Marine Freshw. Res. 21: 391-399

ROTT, E. 1981: *Some results from phytoplankton counting intercalibrations.* Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34-62

SANTER, B. 1990: *Lebenszyclusstrategien cyclopoider Copedoden.* Dissertation Univ. Kiel

SCHARF, B. W., E. RIESSLE, C. WILHELM & P. VOLKMAR 1995: *Intermittierende Durchmischung eines Kiesbaggersees.* In: GELLER & PACKROFF (Hrsg.): *Limnologie aktuell. Bd.7: Abgrabungsseen – Risiken und Chancen.* G. Fischer Verlag Stuttg., Jena, New York, 121-130

SHANNON, C. E. & W. WEAVER 1949: *The mathematical theory of communication.* University of Illinois Press, Urbana

SHAPIRO, J. 1979: *The need for more biology in lake restoration.* In: *Lake restoration proceedings of a national conference.* 22.-24. Aug. 1978, Minneapolis, Minnesota, EPA 440/5-79-001, U.S. Government Printing Office, Washington, 161-167

SHAPIRO, J. 1984: *Blue green dominance in lakes: the and management significance of pH and CO_2.* Int. Revue ges. Hydrobiol. 67: 765-780

SHAPIRO, J. 1990: *Current beliefs regarding dominance of blue-greens: The case for the importance of CO_2 and pH.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 38-54

SOMMER, U. 1981: *Phytoplanktonbiozönosen und -sukzessionen im Bodensee / Überlinger See.* Verh. Ges. Ökologie 9: 33-42

SOMMER, U., Z. M. GLIWICZ, W. LAMPERT & A. DUNCAN 1986: *The PEG-model of sesonal succession of planktonic events in freshwaters.* Arch. Hydrobiol. 106: 433-471

SOMMER, U. 1988: *Some size relationships in phytoflagellate mobility.* Hydrobiologia 161: 125-131

SØRENSEN, T. 1948: *A method for establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of vegetation on Danish commons.* Biol. SKR 5: 1-34

STEINBERG, C. & H. HARTMANN 1988: *Planktonic bloomforming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and river.* Freshwater Biology 20: 279-287

STEINBERG, C. & G. M. ZIMMERMANN 1988: *Intermittent destratification: A therapy measure against cyanobacteria in lakes.* Envir. Technol. Lett. 9: 337-350

STEINBERG, C. & R. TILLE-BACKHAUS 1990: *Re-occurrence of filamentous planktonic cyanobacteria during permanent artificial destratification.* J. Plankton Res. 12: 661-664

STEINBERG, C. 1983: *Effects of artificial destratification on the phytoplankton population in a small lake.* J. Plankton Res. 5: 855-864

STEINBERG, C., H. BERNHARDT & H. KLAPPER 1995: *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz.* ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, Loseblatt-Ausg. Kapt. VIII-3.2

STÜBEN, D., S. BRAUM & K. STÜBEN 1994: *MINIBAT. A new, simple method for in-situ measurement, mapping and sampling of dissolved trace elements in aquatic systems.* Underwater Syst. Design 16: 5-14

SYMONS, J. M.; J. K. CARSWELL & G. G. ROBECK 1970: *Mixing of water supply reservoirs for quality control.* J. AWWA 62: 322-334

TALLING, J. 1971: *The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplankton.* Mitt. Int. Verein. Limnol. 19: 214-243

TALLING, J. F. 1976: *The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton.* J. Ecol. 64: 79-121

THEISS, J. & M. MEYER-JENIN 1995: *Therapie eines Hamburger Badegewässers (Eichbaumsee) durch intermittierende Zirkulation.* In: JAEGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.): *Limnologie aktuell, Bd. 8: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer.* G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 201-209

THÜRINGER VERORDNUNG ÜBER DIE QUALITÄTSANFORDERUNGEN AN FISCHGEWÄSSER (Thüringer Fischgewässerverordnung - ThürFischGewVO) vom 30.09.97, veröffentlicht im Gesetz- und Verordnungsblatt für den Freistaaat Thüringen Nr. 19, Erfurt, S. 362-366

TILMAN, D. 1977: *Resource competition between planktonic algae: An experimental and theoretical approach.* Ecology 58: 38-348

TILZER, M., W. GELLER & H.-H. STABEL 1982: *Kohlenstoffkreislauf und Nahrungsketten in der Freiwasserzone des Bodensees.* Konstanzer Blätter für Hochschulfragen: 51-76

TOMS, I. P. 1987: *Development in London's water supply system.* Arch. Hydrobiol. Suppl. 28: 149-167

UTERMÖHL, H. 1958: *Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik.* Mitt. internat. Verein. Limnol. 9: 1-38

VANNI, M.J. 1987: *Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community.* Ecol. Monogr. 57: 61-88

VISSER, P. M., B. W. IBELINGS, B. VAN DER VEER, J. KOEDOOD & L. R. MUR 1996: *Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium* Microcystis *in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands.* Freshwat. Biol. 36: 435-450

VOLLENWEIDER, R. & J. KEREKES 1982: *Eutrophication of waters, Monitoring, Assessment and Control.* OECD, Paris, 154 *p*.

WIELGOSZ, S. 1983: *Effects of artificial destratification on zoobenthos and on the trophic status of a Polish reservoir.* Hydrobiologia 102: 197-203

WILHELM, C., M. GILBERT, A. DOMIN & A. BECKER 1998: *Quasi-kontinuierliche und flächendeckende Erfassung der Phytoplanktonaktivität mit einer fluoreszenzgestützten Methode und ausgewählter Produktionsmessungen am Beispiel der Bleilochtalsperre.* 2. Zwischenbericht des BMBF-Forschungsvorhabens 02WT9607/6 im Forschungsverbundvorhaben „Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer in den neuen Bundesländern“

WILHELM, C., M. GILBERT, A. BECKER & A. DOMIN 1999: *Quasi-kontinuierliche und flächendeckende Erfassung der Phytoplanktonaktivität mit einer fluoreszenzgestützten Methode und ausgewählter Produktionsmessungen am Beispiel der Bleilochtalsperre.* 3. Zwischenbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WT9607/6

WILHELM, C., P. KRÄMER & A. WILD 1985: *Effect of different light qualities on the ultrastructure, thylakoid membrane composition and assimilation metabolism in* Chlorella fusca. Physiol. Plant. 64: 359-364

WILHELM, C. & A. WILD 1984: *The variability of the photosynthetic unit in* Chlorella. *II The effect of light intensity and cell development on photosynthesis, P700 and cytochrom f in undilluted and homocontinuous cultures of Chlorella.* Plant Physiol. 115: 125-135

WILLEN, E. 1976: *A simplified method of phytoplankton counting.* Br. phycol. J. 11: 265-278

WIRTH, T. L., R. C. DUNST, P. D. UTTOMARK & W. HILSENHOFF 1970: *Manipulation of reservoir waters for improved quality and fish population response.* Res. Rep. 62, Wisconsin Department of Natural Resources, 23 *p*.

Ursachenanalyse zur Bildung von Wasserlinsendecken auf der Bleilochtalsperre zum Zwecke einer möglichen Reduzierung im Zusammenhang mit dem Betrieb einer künstlichen Destratifikationsanlage

Hans-Peter Liebert & Jörg Weiß
Institut für Allgemeine Botanik der Friedrich-Schiller-Universität Jena

Biomonitoring mit Wasserlinsen in Schwimmkampen am Probenahmeort Mühlberg

Inhalt

5.1 Einleitung 98
5.2 Material und Methoden 99
5.2.1 Organismen 99
5.2.2 Analytik und Auswertung 99
5.2.3 Zum Wasserlinsenmonitoring 100
5.2.4 Modelluntersuchungen zum Einfluss des Nähstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen 101
5.3 Ergebnisse 101
5.3.1 Wasseranalytische Ergebnisse 101
5.3.2 Biomonitoring mit *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN 103
5.3.3 Einfluss des Nährstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen . 106
5.3.4 Ausgewählte Mineralstoffgehalte der auf der Bleilochtalsperre in Schwimmkampen exponierten Lemnaceen 109
5.3.5 *Microcystis* auf der Bleilochtalsperre 110
5.3.6 Laboruntersuchungen zur Interaktion von *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. und *Lemna minor* L. 111
5.4 Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen 117
5.5 Literatur 122

Zusammenfassung

Im Freiwasser der Bleilochtalsperre traten im Untersuchungszeitraum von 1996 bis 1999 nur im Jahre 1998 im Stauwurzelbereich unweit des Probenahmeortes Saaldorf in Richtung Mühlberg nenneswerte Wasserlinsenbestände von mehreren Quadratmetern Flächenausdehnung auf.

Eine Förderung des Wasserlinsenwachstums durch den Betrieb der künstlichen Destratifikationsanlage war nicht gegeben.

Die im Untersuchungszeitraum im Oberflächenwasser der Talsperre gemessenen Werte der Makroelemente (Kalium, Calcium, Magnesium, Gesamtstickstoff und Orthophosphat-Phosphor) schwankten und wiesen im Jahre 1999 die geringsten Konzentrationen auf. Über die Höhe der Biomassebildung der Lemnaceen entscheiden offensichtlich die o-PO_4-P- und die Kaliumgehalte des Wassers der Bleilochtalsperre, sofern nicht niedrige Wassertemperaturen limitierend wirkten.

Eine verstärkte Mobilisierung des im Sediment festgelegten Chroms, das aus den Abwässern einer ehemaligen Lederfabrik stammt, bewirkte die künstlich betriebene Destratifikation der Talsperre nicht. Dies ließ sich durch die sehr geringe Chrom-Akkumulation während des Biomonitorings in beiden Wasserlinsenarten feststellen. Dagegen hing die Mobilisierung des Mangans vom Sauerstoffgehalt des Wassers ab. Auch hierbei bestand keine Beziehung zur künstlichen Destratifikation. Die im Talsperrenwasser gemessenen Mangangehalte hatten einen positiven Einfluss auf das Wachstum der Wasserlinsen.

Unter Laborbedingungen konnte nachgewiesen werden, dass in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit der Kulturlösung zwar die Biomasse, aber nicht die Anzahl von *Lemna minor* erhöht wird.

Größere *Microcystis*-Ansammlungen wurden auf der Bleilochtalsperre im Untersuchungszeitraum nur im Jahre 1996 registriert, während bei vollem Betrieb der künstlichen Destratifikationsanlage, vor allem in den Jahren 1998 und 1999, die Vorkommen nur unwesentlich waren.

In *Microcystis*-Formen, die aus der Bleilochtalsperre isoliert wurden, ließen sich die Microcystine LR und YR nachweisen. Nur hohe Konzentrationen der Microcystine, z. B. von Microcystin RR (5 mg/l Nährlösung), hemmten das Wachstum und die Photosynthese von *Lemna minor*.

Bei Co-Kultur von *Microcystis aeruginosa* und *Lemna minor* werden das Wachstum und die Vermehrung von *Lemna* eher durch Nährstoffkonkurrenz als durch Microcystine beeinträchtigt.

Summary

Since 1996 to 1999 was investigated growth of duckweeds on the water surface of the Bleiloch reservoir (Thuringia). We found a mass development free-floating populations of *Lemna minor* (L.) and *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden in 1998, only. This population cover a water surface of some square metres, near the samplingsite Saaldorf in the direction to Mühlberg.

The contents of macronutrients (potassium, calcium, magnesium, total nitrogen, orthophosphate phosphorus) fluctuated during our investigation time, in 1999 the smallest contents were observed.

We assume that in the reservoir under non-limited temperature conditions, a higher productivity of biomass is regulated by the available amounts of orthophosphate-phosphorus and potassium.

The operate of an artificial destratification system does not influenced the plant growth. Also an increased mobilisation of manganese and chromium under these conditions were no observed. Chromium has a specially status in the reservoir. It is fixed in the sediment as result of the activities from a formerly leather factory. However, exists a oxygen dependence for the manganese mobilisation. The measured manganese values in the reservoir influence positively the duckweeds growth.

Under laboratory conditions was shown that the flow velocity of the culture fluid increased the biomass of *Lemna minor* but no the frond number.

Microcystis (Cyanobacteria) was proved outdoors in higher amount in 1996, only. Especially in 1998 and 1999 a small incidence was observed (in these years operated the destratifications system).

The cyanobacteria toxin, microcystin, was isolated from *Microcystis aeruginosa* growing outdoors in the forms microcystin LR and microcystin YR. Under laboratory conditions exists an inhibition of growth and photosynthesis in *Lemna minor* by application of microcystin RR (5 mg/l nutrient solution).

Co-Cultivation of *Microcystis aeruginosa* and *Lemna minor* inhibited growth and propagation of the duckweeds. This effect is more likely a result of nutrition competition than intoxication by microcystins.

5.1 Einleitung

Das Auftreten geschlossener Wasserlinsendecken (*Lemna minor* L. – Kleine Wasserlinse und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN – Vielwurzelige Teichlinse) von mehreren hundert Hektar auf einer Talsperre im europäischen Raum ist selten (LOTH et al.1995). Da Wasserlinsen eher flachgründige, stille, mit Verlandungszonen versehene Kleingewässer besiedeln (KLOSE 1963; LANDOLT & KANDELER 1987), war es zunächst notwendig, nach den Ursachen für eine derartig massive Entwicklung auf der Bleilochtalsperre zu suchen (LIEBERT 1998). Diese Arbeiten galten als Vorarbeiten für eine in Aussicht genommene künstliche Destratifikation des Hauptwasserkörpers mittels Drucklufteintrag zur Reduzierung der Phytoplanktonentwicklung durch Lichtlimitierung (HERSCHEL & LOTH 1998, SCHRÖTER & WITTER 1998).

Als Teilergebnis jener Untersuchungen zeichnete sich immer mehr ab, dass sich die Zentren der Vermehrung der Wasserlinsen in den Flachwasserbereichen der Buchten bzw. der Stauwurzel der Talsperre befanden.

Als wesentliche Wachstumsfaktoren kommen für die Lemnaceen Wassertemperatur und Nährstoffsituation in Betracht (LÜÖND 1983). Zusätzlich spielen Nährstoffkonkurrenz und mögliche Interaktionen z.B. mit Phytoplankton bzw. Cyanobakterien (*Microcystis aeruginosa*) eine Rolle (INTERJIT & DAKSHIN 1994).

Obwohl nennenswerte Wasserlinsenpopulationen im Oberlauf der Saale schon früher festgestellt werden

konnten (LIEBMANN 1939/1940), ist ein massives Auftreten von Wasserlinsen auf der Bleilochtalsperre in größeren Zeitabständen von mehreren Jahren, wie es z.B. 1991 der Fall war, schwer zu erklären. Die in den letzten Jahren von 1996 bis 1999 gewonnenen Erkenntnisse sollen zur Klärung dieses Phänomens beitragen.

Nach erfolgreichen Tests verschiedener Verfahren zur künstlichen Destratifikation in Enclosures auf der Bleilochtalsperre (HERSCHEL & LOTH 1998) wurde der Großversuch zur Umwälzung des Wasserkörpers der Talsperre mittels Druckluft 1996/97 mit dem Ziel gestartet, eine Verminderung des Phytoplanktons der Talsperre zu erreichen. Durch diesen technologischen Eingriff in die Hydrodynamik der Talsperre werden auch die Lebensbedingungen der Lemnaceen berührt, deshalb war es notwendig, im Rahmen des wissenschaftlichen Begleitprogramms zum Großexperiment ein weiträumiges Netzwerk für die Untersuchung des Einflusses dieses Verfahrens auf das Wasserlinsenwachstum aufzubauen und zu erproben. Mit Schwimmkampen (s. Titelfoto zu Teil 5) wurde erstmals über mehrere Jahre von 1996 bis 1999 ein Wasserlinsenmonitoring an zuletzt zehn verschiedenen Probenahmeorten auf der gesamten Talsperre durchgeführt. Dieses Verfahren ermöglichte klare Aussagen zu Wachstum und Vermehrung der Lemnaceen in Abhängigkeit von der Gewässerbeschaffenheit und lässt aufgrund des Akkumulationsverhaltens der Wasserlinsen nach Analyse der Trockensubstanz Schlussfolgerungen zur Belastung z.B. mit Schwermetallen zu (LIEBERT 2000).

Die ebenso wie die Lemnaceen zeitweise in erheblichen Abundanzen in der Bleilochtalsperre auftretenden Cyanobakterien der Gattung *Microcystis* können sowohl als Nahrungskonkurrent als auch auf allelopathischem Wege das Wasserlinsenwachstum beeinträchtigen. Diese Problematik wurde vorzugsweise im Labor bearbeitet.

Alle diese Untersuchungen verfolgten das Ziel, die Überproduktion an Biomasse durch Nährstoffeintäge aus dem Einzugsgebiet der Bleilochtalsperre zu minimieren, um den Nutzungsanspruch durch Erholungssuchende in der Region zu gewährleisten und noch zu erhöhen. Dazu war es notwendig, auch die Auswirkungen der künstlichen Destratifikation auf das Wasserlinsenwachstum zu untersuchen.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Organismen

Natürlicherweise kommen auf der Bleilochtalsperre die beiden Wasserlinsenarten *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN vor. Sowohl für die Labor- als auch die Freilandversuche dienten axenische Kulturen beider Wasserlinsenarten (Stamm St PIRSON, SEIDEL 1950 für *L. minor* und Stamm SJ, Jena 1969 für *S. polyrhiza*).

Durch eine 16-tägige Vorkultur der Lemnaceen im Labor war gewährleistet, dass für das Wasserlinsenmonitoring zu den jeweiligen Einsatzterminen in den exponierten Schwimmkampen von genetisch einheitlichem Pflanzenmaterial ausgegangen werden konnte.

Für die *Microcystis*-Untersuchungen im Labor stand ein nicht axenischer, aber unialgaler toxischer Stamm von *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. (B 4680, SAG: Sammlung Göttingen) zur Verfügung.

Die Vorkultur der Organismen erfolgte unter standardisierten Bedingungen für die Lemnaceen bei 25 ± 2 °C und Dauerlicht (40 µmol/m^2 s) und für die Cyanobakterien bei 21 ± 2 °C und Dauerlicht (5 µmol/m^{2}s) in jeweils spezifischen Nährlösungen (für *Lemna minor* nach KANDELER 1969; für *Spirodela polyrhiza* nach JUNGNIKKEL 1986) und für *Microcystis aeruginosa* nach ZEHNDER (in SCHLOSSER 1994).

5.2.2 Analytik und Auswertung

Als Parameter für die von den Lemnaceen gebildete Biomasse dienten die Anzahl der Pflanzen, die Frisch- und die Trockensubstanz. Bestimmt wurden die Luft- und die Wassertemperatur (Temperatur-Messgerät P 300 mit Fühler), der pH Wert (WTW pH 90), die Sichttiefe (Secchi-Scheibe) und die Leitfähigkeit (BEHROTEST LF 86) zum Zeitpunkt des Aussetzens der Wasserlinsen in die Schwimmkampen bzw. nach der Ernte. Die Daten für die photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR) und die Niederschlagswerte stammten von der am Probenahmeort Staumauer installierten Wetterstation.

Die Nitrit-, Nitrat-, Ammonium- sowie die Orthophosphat-Phosphor-Bestimmungen im Talsperrenwasser erfolgten nach den amtlichen DIN-Vorschriften im Labor (s. Teil 4). Die Mineralstoffgehalte (K, Na, Ca, Mg sowie anorgan. Gesamt-N) wurden im Wasser sowie in den Pflanzen und Cyanobakterien nach nassem Aufschluss der Trockensubstanz mittels konzentrierter Schwefelsäure flammenphotometrisch (Flaphovar, ZEISS Jena), atomabsorptionsspektrophotometrisch (AAS1N, ZEISS Jena) bzw. nach dem KJELDAHL-Verfahren (VAPOTEST, GERHARDT) gemessen. Für die Analyse der Schwermetalle Chrom und Mangan sowie für Phosphor musste die Trockensubstanz mit Salpetersäure *suprapur* im Aufschlussautoklaven (LOFTFIELD) mineralisiert werden. Die Messung erfolgte dann am ICP-OES.

Zur Erstellung der Photosynthese-Lichtsättigungskurven für *Lemna minor* wurde die pulsmodulierte *in-vivo*-Chlorophyllfluoreszenz mit dem Fluorometer PAM 101-103 (WALZ, Effeltrich), nach einer Dunkeladaptation von 10 min bei 20 °C in einem geschlossenen Küvettensystem, bei verschiedenen Lichtintensitäten gemessen (GENTY et al. 1989). Zur statistischen Auswertung diente ein in EILERS & PEETERS (1988) beschriebenes Modell. Die Messung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PhAR) erfolgte mit einem Li-Cor Quan-

tum Sensor LI-189, die Extraktion der Pigmente in Anlehnung an LICHTENTHALER (1987).

Der Analytik der Microcystine ging eine Extraktion der lyophilisierten *Microcystis*-Zellen in einem Methanol-Wassergemisch (50:50; v:v) mit einer anschließenden Aufreinigung mittels Festphasen-Extraktion (SPE) voraus. Zur Bestimmung der extrazellulären Microcystine wurden die Wasserproben direkt der SPE zugeführt. Dabei wurden für die Reinigung der Zellextrakte als auch kleiner Volumina von Wasserproben (5 ml) aus den Mono- und Co-Kulturansätzen C18-Kartuschen (Chromabond C18 ec, MACHEREY & NAGEL) eingesetzt. Hingegen machte die Konzentrierung der Microcystine aus großen Volumina (100 ml Wasser aus der Bleilochtalsperre) den Einsatz von Phenyl-Kartuschen erforderlich. Im Anschluss an die Elution der Microcystine von den SPE-Kartuschen wurden die Extrakte bis zur Trockne eingeengt und in Volumen von 200 µl Methanol / Wasser (50:50; v:v) aufgenommen. Die bei der Aufkonzentrierung ebenfalls angereicherten Huminstoffe störten lediglich die stark polaren Microcystine MC-RR.

Die HPLC/UV-Bestimmung der Microcystine erfolgte in Anlehnung an LAWTON et al. (1994) unter modifizierten chromatographischen Bedingungen (HUMMERT et al. 1999; C18-Säule: Phenomenex Prodigy, ODS (3), 250 × 4,6 mm, 5 µm; mobile Phasen: Acetonitril / Wasser / 0,05 % TFA). Zur Quantifizierung dienten Standards von MC-RR, MC-LR, MC-YR und MC-LA (CALBIOCHEM/NOVABIOCHEM, La Jolla). Die Detektion der Microcystine wurde mittels UV-Detektor (SHIMADZU SPD-10 AV; 238 nm) sowie eines Diodenarraydetektors (SHIMADZU SPD-M6A) vorgenommen, welcher die Aufnahme von UV-Spektren ermöglichte. Zur Absicherung der Ergebnisse diente die Analyse der Extrakte mittels HPLC / MS. Die Ermittlung der *Microcystis*-Abundanz wurde unter Anwendung der Zähltechnik nach UTERMÖHL (1958) ermittelt. Zu geringe Zelldichten in den Kolonien erforderten nochmals eine Multiplikation mit dem Faktor 0,6. Zusätzlich erfolgte die Zählung vorhandener Einzelzellen unter Anwendung der Diametral-Methode ebenfalls nach UTERMÖHL (1958). Zur statistischen Absicherung wurden die Proben 2 bis 5 mal gezählt und der Mittelwert berechnet. Eine Differenzierung in Spezies konnte nicht vorgenommen werden.

Die Berechnung der Wachstumsrate μ für *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* wurde nach einer von BERGTER (1960) aufgestellten Gleichung vorgenommen.

Die in den Abbildungen dokumentierten Mittelwerte mit Standardabweichung ergeben sich in der Regel mindestens aus fünf Einzelwerten. Die Graphiken für die Jahre 1997 bis 1999 stellen Durchschnittswerte dar, die sich aus den Einzeldaten der 6 Probeentnahmen pro Jahr errechneten.

5.2.3 Zum Wasserlinsenmonitoring

Das Wasserlinsenmonitoring mit *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* wurde 1996 an sieben, 1997 und 1998 an neun sowie 1999 an zehn Probenahmeorten von der Staumauer bis zur Stauwurzel der Bleilochtalsperre durchgeführt (**Abb. 5.1**). Die Erweiterung der Anzahl der Probenahmeorte geschah wegen der Stauspiegelanhebung bzw. in Berücksichtigung der Auswirkung der künstlichen Destratifikation auf die wichtigsten Buchten des Hauptwasserkörpers der Bleilochtalsperre (Remptendorfer- und Wetterabucht).

Für das Wasserlinsen-Monitoring wurden Schwimmkampen anfertigt. Diese bestanden aus einem Holzrahmen (1 m lang, 1 m breit, 0,75 m hoch). Oberseits wurde dieser Rahmen mit einem grobmaschigen Geflecht gegen Wasservögel gesichert und unten mit einer wasserdurchlässigen Fliegengaze zum Auffangen evtl. gebildeter Überdauerungsorgane (sog. Turionen) von *Spirodela polyrhiza* bespannt. Durch außen angebrachte Schwimmer ragte die obere Hälfte des Holzrahmens ca. 40 cm über die Wasseroberfläche hinaus. Dies reichte aus, um auch bei stärkerer Windbewegung ein Überschwappen der sich in den Kampen befindenden Wasserlinsen zu vermeiden. Mittels Anker wurden die Kampen über die Vegetationsperiode hinweg in Position gehalten. Für jede der beiden Wasserlinsenarten befand sich an jedem Probeort ein Kampen.

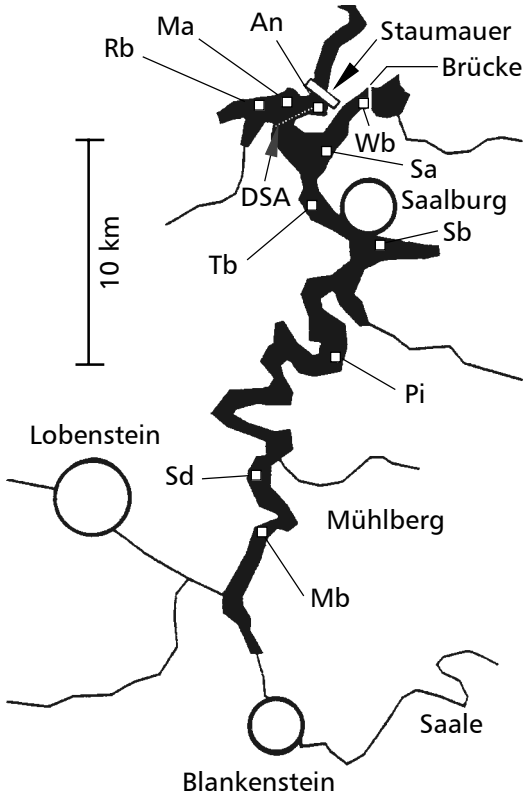


Abb. 5.1: *Positionen der Schwimmkampen auf der Bleilochtalsperre (Ma: Staumauer, An: Anlegestelle, DSA: Destratifikationsanlage (Blasenschleier), Sa: Slipanlage / Kloster, Tb: Tiefenbelüfter, Sb: Saalburg, Pi: Piere, Sd: Saaldorf, Mb: Mühlberg, Rb: Remptendorfer Bucht, Wb: Wetterabucht)*

Nach der Vorkultur der Wasserlinsen unter Standardbedingungen im Labor (s. Abschn. 5.2.1) wurden 500 Pflanzen nach Arten getrennt in die Kampen ausgebracht. Die Verweildauer betrug von 1997 bis 1999 jeweils ca. drei Wochen und konnte fast auf den Kalendertag genau eingehalten werden. Dadurch wird ein Vergleich und eine Wertung der gewonnenen Daten erleichtert.

Nach Ende der Expositionszeit schloss sich die Ernte und der Neubesatz der Schwimmkampen mit neuem, im Labor vorkultiviertem Pflanzenmaterial an.

Die wasseranalytischen Untersuchungen erfolgten jeweils zum Erntetermin bzw. beim Neubesatz der Kampen mit Wasserlinsen.

Parallel zur Wasserlinsenernte wurden zur Dokumentation der *Microcystis*-Abundanz Schöpfproben (250 ml) aus dem Oberflächenwasser der Talsperre entnommen und für die weitere Auswertung mit LUGOL'scher Lösung fixiert.

5.2.4 Modelluntersuchungen zum Einfluss des Nährstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen

Die Kultur von *Lemna minor* für die nachfolgend zu beschreibende Versuchsdurchführung erfolgte ebenfalls unter Standardbedingungen (s. Abschn. 5.2.1), aber als Durchflusskultur in 200-ml-Gefäßen nach dem Überlaufprinzip steril (Sterilisation mittels Sterilfilter SARTOLAP P20 plus) bzw. unsteril. Die Durchflussgeschwindigkeit pro Stunde betrug 10 ml vorfiltriertes originales Talsperrenwasser (Entnahme am 10.04.1999, Probenahmeort Anlegestelle). Inokuliert wurden 10 Pflanzen pro Versuchsgefäß. Eine stationäre Kultur (batch) diente als Parallele.

5.3 Ergebnisse

Die Auswertung des umfangreichen Materials beschränkt sich aus Gründen der Übersichtlichkeit im wesentlichen auf die Probenahmeorte Staumauer, Saalburg, Piere und Saaldorf, in den Jahren 1998 und 1999 zusätzlich noch auf die Remptendorfer- und Wetterabucht. Aufgrund des Anstiegs der Stauspiegelhöhe der Talsperre im Jahre 1999 wurde im Stauwurzelbereich bei Mühlberg ein weiterer Probenahmeort eingerichtet (**Abb. 5.1**).

5.3.1 Wasseranalytische Ergebnisse

Wo erforderlich, wird zur Wasserbeschaffenheit sowie zur Strömung/Hydrodynamik auf Teil 3 und Teil 4 hingewiesen.

Deutlicher Ausdruck der Verbesserung der Wasserqualität an allen Probenahmeorten war die im Jahr 1999 gegenüber 1997 und 1998 gestiegene durchschnittliche Sichttiefe, wobei ein abnehmendes Gefälle von der Staumauer zur Stauwurzel auftrat (s. Abschn. 4.3.3). Auch an den Probenahmeorten in der Remptendorfer- und Wetterabucht konnte 1999 eine größere durchschnittliche Sichttiefe ermittelt werden. Die Werte unterschieden sich nur unwesentlich von denen des Probenahmeortes Staumauer des Hauptwasserkörpers der Talsperre (**Abb. 5.2**).

Die durchschnittlichen Wassertemperaturen an der Gewässeroberfläche schwankten 1997 bis 1999 im Untersuchungszeitraum nur unwesentlich, wobei die Werte an der Staumauer gegenüber Mühlberg etwa 3 °C im Durchschnitt niedriger lagen (**Abb. 5.3**).

Gleiches gilt auch für die Remptendorfer- und die Wetterabucht. Ihre durchschnittlichen Werte unterschieden sich von denen des Probenahmeortes Staumauer nur unwesentlich. Beim Vergleich der Einzelwerte wird jedoch deutlich, dass das Oberflächenwasser in der Wetterabucht vor allem in den Monaten Juli und August wärmer als das der Remptendorfer Bucht war (**Abb. 5.4**). Diese im Jahresverlauf kurzfristigen Temperaturschwankungen können das Wasserlinsenwachstum gerade in diesen Monaten erheblich beeinflussen und zu einer raschen Vermehrung gerade der wärmeliebenden *Spirodela polyrhiza* führen (s. **Abb. 5.9**).

Zur Beurteilung des für die Wasserlinsen essentiellen Makroelementgehaltes in einem Gewässer kann für eine grobe Einschätzung die Leitfähigkeit herangezogen werden. Im Oberflächenwasser aller zehn Probenahmeorte auf der Bleilochtalsperre nahm die Leitfähigkeit 1999 gegenüber 1998 deutlich ab. Die Werte der näher untersuchten Remptendorfer- und Wetterabucht unterschieden sich nicht und entsprachen denen des Probenahmeortes Staumauer (**Abb. 5.5**). Die gemessenen Leitfähigkeitswerte lagen im Schwankungsbereich der von LANDOLT (1996) angegebenen Daten (0,01 bis 10,9 mS/cm) und boten gute Voraussetzungen für ein optimales Lemnaceenwachstum.

Zur Einschätzung des Nährstoffangebotes und zur Beurteilung der Nährstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton, Cyanobakterien und Lemnaceen reichen die Messwerte der Leitfähigkeit jedoch nicht aus. Deshalb ist die Analyse wichtiger Makroelemente vor allem im Oberflächenwasser der Bleilochtalsperre unerlässlich. Ausgewählt wurden die folgenden Elemente: K, Na (nur für das Jahr 1999), Ca und Mg sowie NO_3, NO_2 und NH_4 als anorganischer Gesamt-N und o-PO_4-P.

Die Calciumwerte schwankten durchschnittlich zwischen 30 mg Ca/l und 40 mg Ca/l. Die Magnesiumwerte lagen zwischen 12 mg Mg/l und 20 mg Mg/l im Zeitraum 1996 bis 1999 an den Probenahmeorten Staumauer, Saalburg und Piere. Lediglich am Probenahmeort Saaldorf wurden diese Durchschnittswerte – vor allem 1997 und 1998 – weit überschritten (bis 50 mg Ca/l und bis 26 mg Mg/l). Größere Schwankungen wies dagegen der Kaliumgehalt sowohl im Jahresdurchschnitt der Jahre 1996 bis 1999 als auch im Vergleich der an den einzelnen Probenahmeorten gemessenen Werte auf

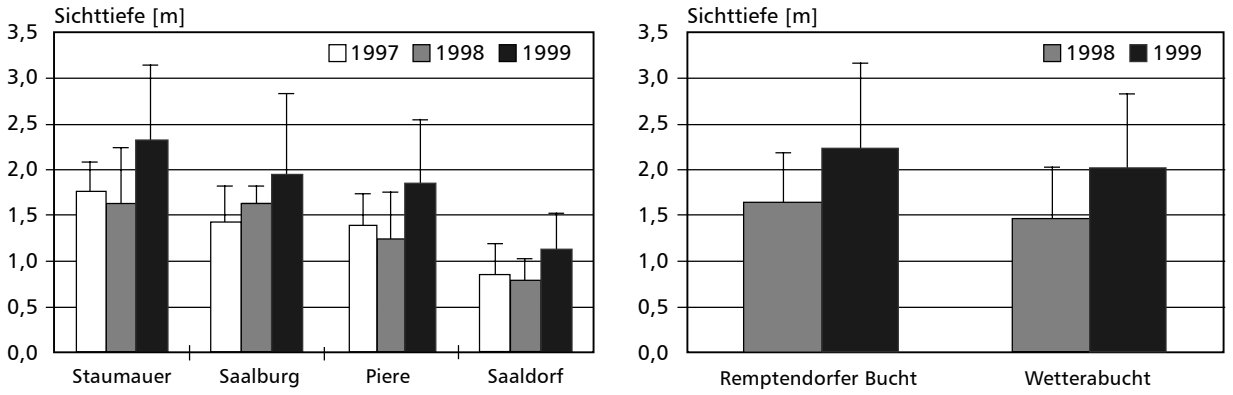


Abb. 5.2: *Die durchschnittlichen Sichttiefen an ausgewählten Probenahmeorten der Bleilochtalsperre für die Jahre 1997 bis 1999 (links) sowie der Remptendorfer- und Wetterabucht (rechts)*

(**Abb. 5.6**). Bis auf die Werte von 1999 nahm der Kaliumgehalt von der Staumauer zur Stauwurzel hin kontinuierlich zu und war in Saaldorf doppelt so hoch wie am Probenahmeort Staumauer. Diese unterschiedlichen Gehalte an Kalium stellten neben Phosphor und Stickstoff einen wesentlichen Faktor für das Wasserlinsenwachstum dar.

Der Gehalt an anorganischem Gesamtstickstoff bewegte sich zwischen 5 mg N/l und 7 mg N/l. Lediglich an der Stauwurzel wurden im Jahre 1999 nur durchschnittlich 4 mg N/l gemessen (**Abb. 5.6**). Wie schon früher festgestellt wurde (LIEBERT 1998), bestand die Tendenz einer leichten Abnahme der Stickstoffwerte im Oberflächenwasser der Bleilochtalsperre von der Staumauer zur Stauwurzel.

Entscheidend für das Lemnaceenwachstum waren jedoch die o-PO_4-P-Gehalte im Oberflächenwasser der Talsperre (**Abb. 5.6**). Da ohnehin der Bedarf an Phosphor für beide Lemnaceenarten höher einzuschätzen ist als für das Phytoplankton, sind Schwankungen im o-PO_4-P-Gehalt sowohl an den einzelnen Probenahmeorten als auch für die jeweiligen Jahre im Untersuchungszeitraum für Wachstum und Vermehrung der Wasserlinsen wesentlich.

Wie aus **Abbildung 5.6** weiterhin ersichtlich ist, wichen die in den Jahren 1997 bis 1998 bei Saaldorf gemessenen Werte erheblich von allen anderen Messwerte des Jahres 1999 ab. Mit 0,13 mg o-PO_4-P/l wurden 1997 die höchsten durchschnittlichen o-PO_4-P-Werte im Untersuchungszeitraum ermittelt. Auffallend waren die ausgewogenen und vergleichsweise sehr niedrigen o-PO_4-P-Gehalte im Oberflächenwasser der gesamten Bleilochtalsperre im Jahre 1999 (0,008…0,019 mg o-PO_4-P/l).

Für die Lemnaceen ist Natrium als nicht essentiell anzusehen. Da aber ein gewisser Eintrag von Natrium durch Abwässer in die Talsperre besteht, wurde im Jahre 1999 auch dieses Element in die Analytik einbezogen. Die Na-Gehalte schwankten um 23 mg Na/l. Lediglich bei Saaldorf waren die Werte gegenüber den übrigen Probenahmeorten um ca. 5 mg/l höher.

Die in den Jahren 1998 und 1999 zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommenen Remptendorfer- und Wetterabucht unterschieden sich in ihren wasseranalytischen Werten nur unwesentlich von denen des Hauptwasserkörpers (Probenahmeorte Staumauer und Anlegestelle). Lediglich der o-PO_4-P-Gehalt war im Jahr 1999 im Oberflächenwasser der Wetterabucht durchschnittlich doppelt so hoch (0,011 mg o-PO_4-P/l) wie in der Remptendorfer Bucht. Dies ist um so mehr verwunderlich, da sonst die Werte 1999 im gesamten Talsperrengebiet niedriger lagen als 1998. Die für das Wasserlinsenwachstum wichtigen Kaliumgehalte unterschieden sich in beiden Buchten nicht, lagen aber im Jahresvergleich 1999 um die Hälfte niedriger als 1998. Somit bestanden auch keine Differenzen zu den im Hauptwasserkörper gemessenen Werten.

Interessant sind die jeweils an drei Terminen pro Jahr ermittelten DOC-Werte (gelöster organischer Kohlenstoff; **Abb. 5.7**). Erstmals konnte 1999 festgestellt werden, dass an den ausgewählten Probenahmeorten die durchschnittlichen DOC-Gehalte im Oberflächenwasser nur gering schwankten und zwischen 7 mg und 12 mg DOC/l lagen, ganz im Gegensatz zu den sehr viel höheren Werten von 1998 (z.B. am Probenahmeort Saaldorf). Das traf im wesentlichen auch für die beiden Buchten zu.

Die aus Abwässern der seit Anfang der neunziger Jahre stillgelegten Lederfabrik Hirschberg stammenden Schwermetalle, vor allem Chrom, sind weitgehend im Sediment der Talsperre festgelegt (HUSCHKA et al. 1994), können aber durch wasserchemische Reaktionen wieder gelöst und dann von den Wasserlinsen aufgenommen werden. Inwieweit hier durch die künstliche Destratifikation des Wasserkörpers zusätzlich Chrom in Lösung kommt und dann das Wasserlinsenwachstum beeinflussen könnte, wird in Abschnitt 5.4 beschrieben. Zusätzlich zum Chrom wurde Mangan (ebd.) in die Untersuchungen einbezogen, da letzteres das Lemnaceenwachstum positiv beeinflussen kann.

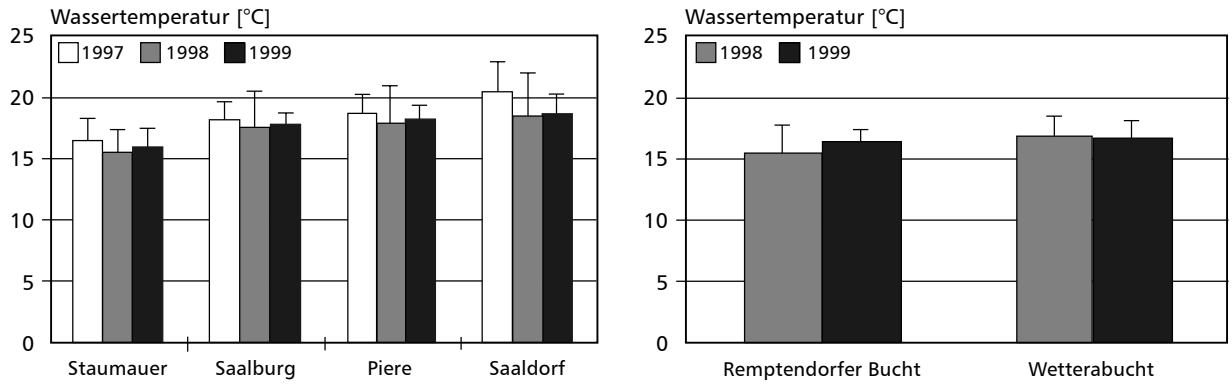


Abb. 5.3: *Die durchschnittlichen Wassertemperaturen (Oberflächenwasser) an ausgewählten Probenahmeorten der Bleilochtalsperre für die Jahre 1997 bis 1999 (links) sowie der Remptendorfer- und Wetterabucht (rechts)*

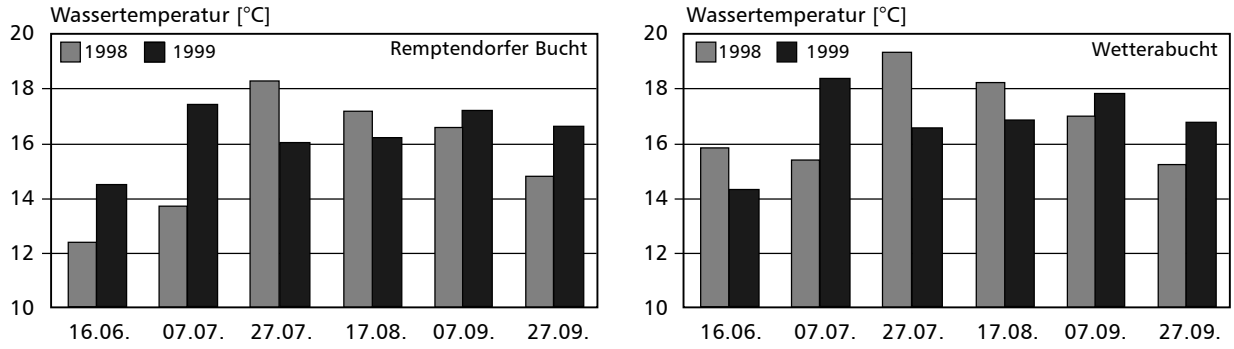


Abb. 5.4: *Die Wassertemperaturen (Oberflächenwasser) von Remptendorfer- und Wetterabucht zu den jeweiligen Probenahmen in den Jahren 1998 und 1999*

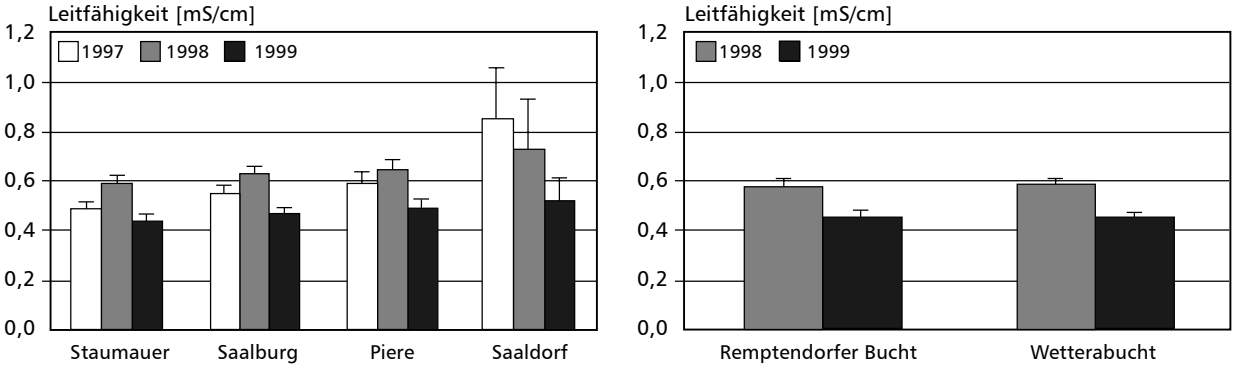
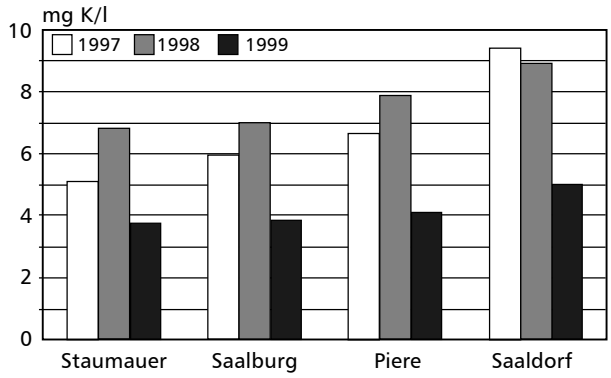


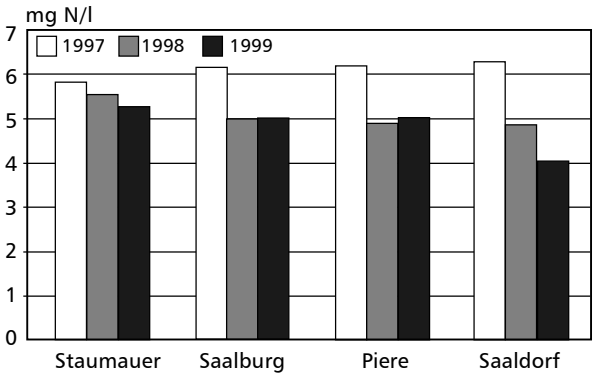
Abb. 5.5: *Die durchschnittliche Leitfähigkeit (Oberflächenwasser) an ausgewählten Probenahmeorten der Bleilochtalsperre für die Jahre 1997 bis 1999 (links) sowie der Remptendorfer- und Wetterabucht (rechts)*

5.3.2 Biomonitoring mit *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEIDEN

Die Übersichten in den **Abbildungen 5.8 a** und **5.8 b** veranschaulichen für den Zeitraum 1997 bis 1999 die Biomassebildung der beiden Wasserlinsenarten in den Schwimmkampen entlang der Probenahmeorte von der Staumauer zur Stauwurzel. Es ist deutlich erkennbar, dass von 1997 bis 1999 das Wasserlinsenwachstum der beiden Lemnaceenarten an allen Probenahmeorten zurück ging. Besonders drastisch war dieser Trend im Stauwurzelbereich feststellbar. Eindeutig niedriger war das Wachstum der Wasserlinsen im unmittelbaren Wirkungsbereich der Anlage zur künstlichen Destratifikation (bis Probenahmeort Saalburg). Ein geringfügiges Abweichen davon hängt offenbar mit der unterschiedlichen Temperatursensibilität der beiden Lemnaceenarten zusammen.

Für die Probenahmeorte in den untersuchten Buchten trafen obige Aussagen im großen und ganzen auch





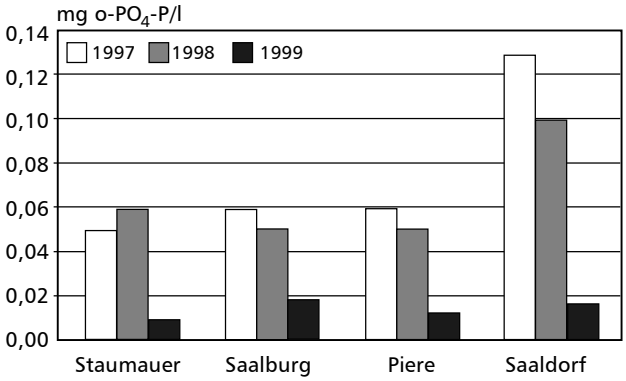
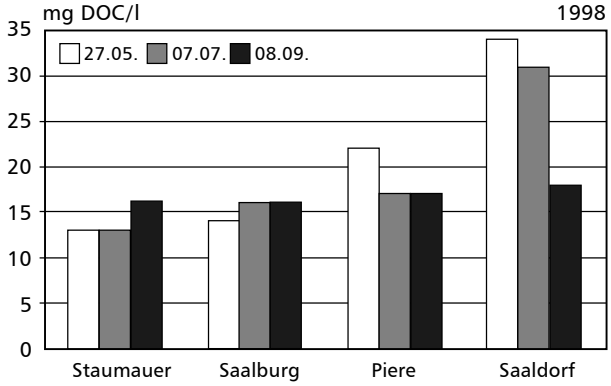


Abb. 5.6: *Die durchschnittlichen Kalium-, anorg. Gesamtstickstoff- und o-PO_4-P-Gehalte von sechs Probenahmen im Wasser an ausgewählten Probenahmeorten der Bleilochtalsperre für die Jahre 1997 bis 1999*



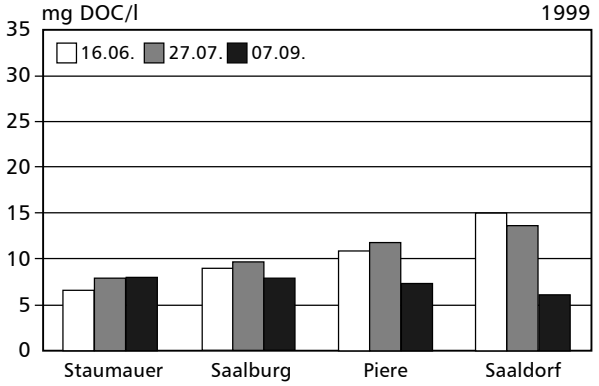


Abb. 5.7: *DOC-Gehalte im Oberflächenwasser der Bleilochtalsperre entlang der Probenahmeorte von der Staumauer bis zur Stauwurzel für die Jahre 1998 und 1999*

zu. Obwohl beim Vergleich *Lemna* – *Spirodela* letztere in der Remptendorfer Bucht schlechter als in der Wetterabucht wuchsen, wichen die Werte nicht erheblich von denen der Probenahmeorte im zentralen Wasserkörper der Talsperre ab (**Abb. 5.9**). Dies könnte ein Effekt der Umwälzanlage sein.

Bei Auswertung der Wachstumsraten μ für die Jahre 1997 bis 1999 wird erkennbar, dass 1999 zum Stauwurzelbereich hin (Probenahmeorte Piere und Saaldorf) das Wachstum von *Lemna minor* stärker abnahm als in den Jahren zuvor (**Abb. 5.10**). *Spirodela polyrhiza* unterschied sich nur unwesentlich. Diese Tendenz ist zwar auch an den Probenahmeorten Staumauer und Saalburg erkennbar, aber nicht so deutlich wie im Stauwurzelbereich. Ein Einfluss der Anlage zur künstlichen Destratifikation ist denkbar. Größeres Gewicht dürfte jedoch die veränderte Nährstoffsituation im Stauwurzelbereich haben (betrifft besonders Kalium und Phosphor).

Das Biomonitoring mit den in den Schwimmkampen befindlichen Wasserlinsen diente auch zur Einschätzung des Chromgehaltes im Talsperrenwasser (**Abb. 5.11**). Während der Vegetationsperiode 1998 war der Chromgehalt im Wasser sehr niedrig (10 µg Cr/l) und überschritt nur am Probenahmeort Saaldorf erheblich alle bisher gemessenen Werte um das Vierfache. Das spiegelt sich im Akkumulationsverhalten beider Wasserlinsenarten wider. *Spirodela* akkumulierte Chrom

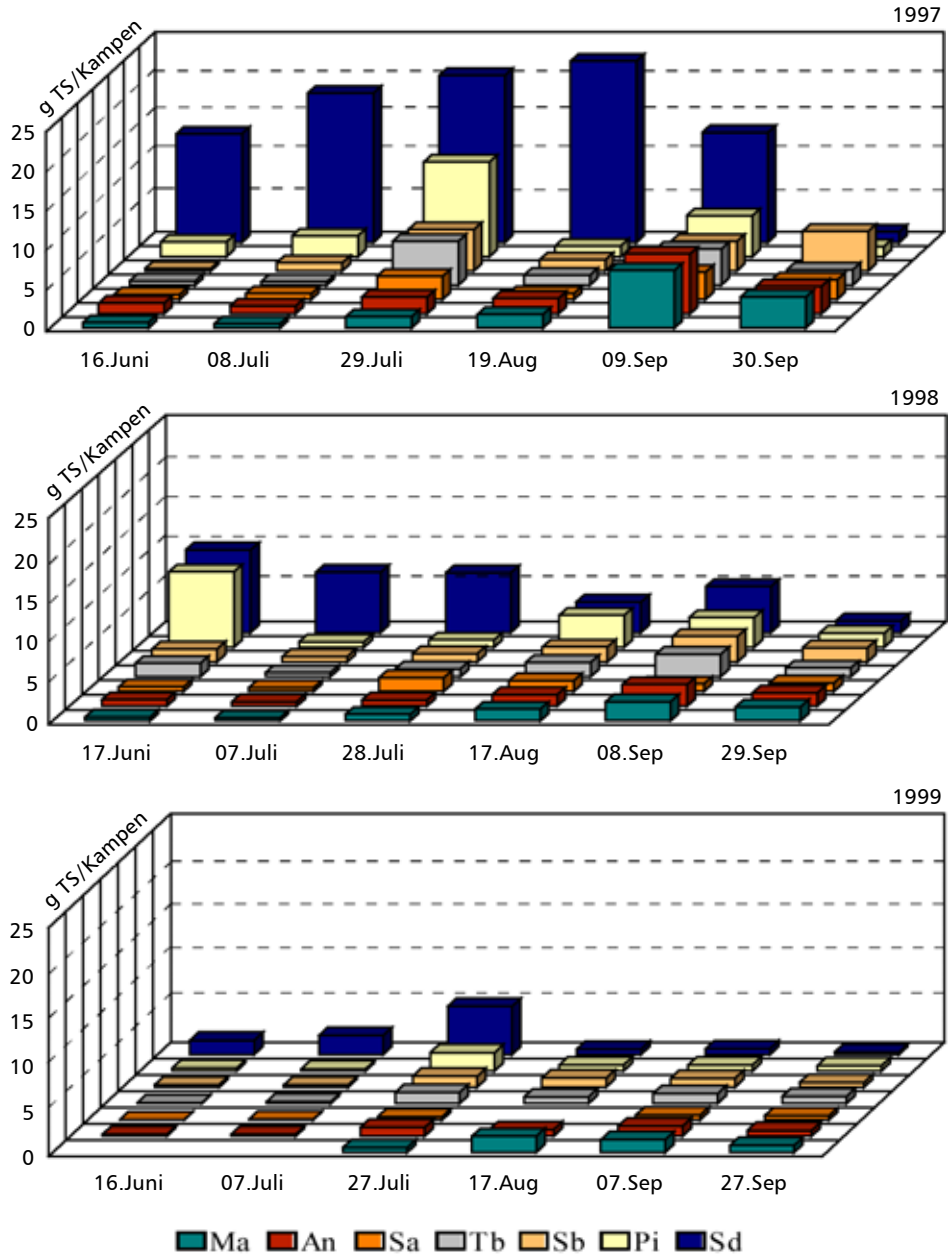


Abb. 5.8 a: *Biomassebildung von* Lemna minor *in Schwimmkampen, exponiert an verschiedenen Probenahmeorten auf der Bleilochtalsperre von 1997 bis 1999 (TS: Trockensubstanz; Abkürzungen s. Abb. 5.1)*

stärker als *Lemna*. Bis auf die Pflanzen, die am Probenahmeort Saaldorf exponiert waren, betrug der Anreicherungsfaktor (nach SCHWOERBEL 1993) für *Spirodela* 35 und für *Lemna* 19. Dieses Akkumulationsverhalten ist für Wasserpflanzen nicht ungewöhnlich (WISSING 1995). Bei stark abgesenktem Stauspiegel lagen hier die Cr-Werte in den Pflanzen erheblich höher (LIEBERT & MACHELETT 1996). Aus dem Vergleich der Werte beider Jahre kann geschlossen werden, dass durch den Betrieb der Destratifikationsanlage eine verstärkte Mobilisierung des im Sediment weitestgehend festgelegten Chroms nicht stattfand, obwohl 1999 höhere Gehalte in den Pflanzen festgestellt wurden. Deutlich wird aber, dass offenbar die Stauhöhe der Talsperre über die Konzentration des gelösten Chroms im Oberflächenwasser der Talsperre mit entscheidet. Vergleichsweise wurde Mangan, das essentiell für die Lemnaceen ist und deren Wachstum fördert, mit in die Untersuchungen einbezogen. Im Oberflächensediment der Bleilochtalsperre konnten HUSCHKA et al. (1994) mehr als 1 g Mn / kg Sediment nachweisen, wobei die höchsten Konzentrationen im Hauptwasserkörper festgestellt wurden.

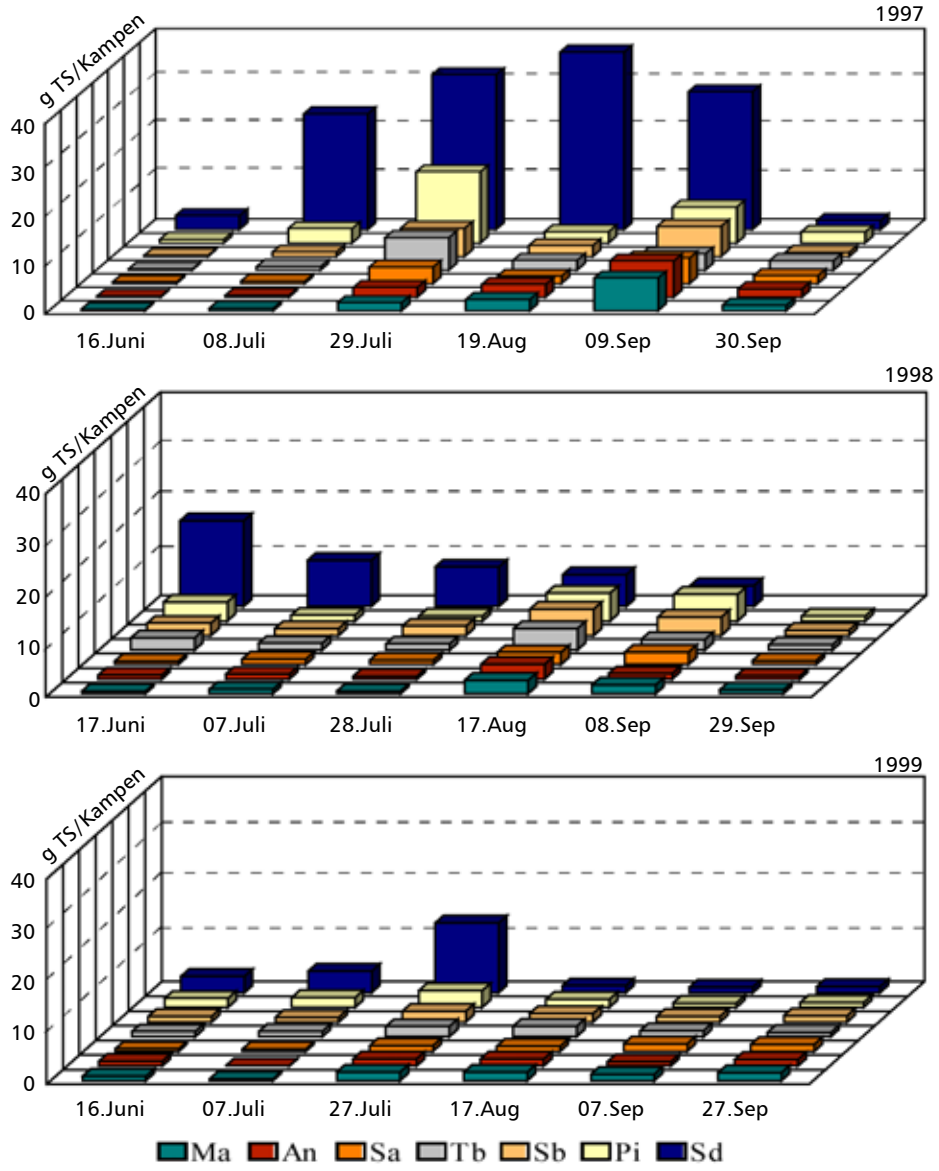


Abb. 5.8b: *Biomassebildung von* Spirodela polyrhiza *in Schwimmkampen, exponiert von 1997 bis 1999 an verschiedenen Probenahmeorten auf der Bleilochtalsperre (TS: Trockensubstanz, Abkürzungen s. Abb. 5.1)*

Im Oberflächenwasser des Stauwurzelbereichs bei Saaldorf wurde im Untersuchungsjahr 1998 etwa viermal soviel Mangan wie am Probenahmeort Staumauer gemessen (**Abb. 5.12**). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Mobilität von Mangan als redoxsensitives Element stark von der Sauerstoffkonzentration im Gewässer abhängt (s. Abschn. 4.3.2).

5.3.3 Der Einfluss des Nährstoffflusses auf das Wasserlinsenwachstum unter Laborbedingungen

Ausgangspunkt für diesen Modellversuch ist die Tatsache, dass Talsperren aufgrund ihres geringen Wasseroberflächen-Volumen-Verhältnisses als Durchflusssysteme charakterisiert sind. Die Strömungsgeschwindigkeit eines Abschnittes gestaltet sich entsprechend der Geomorphologie der Talsperre unterschiedlich. Während im Stauwurzelbereich eine hohe Strömung zu erwarten ist, findet man im Hauptwasserkörper eine nur geringe Wasserbewegung vor. Aber selbst im Hauptwasserkörper ist mit unterschiedlichen Wasserbewegungen zu rechnen, wie die Ausführungen von SCHNEEGAST (Teil 2) und WITTER (Abschn. 3.3) belegen.

Durch die künstliche Destratifikation werden zusätzliche Strömungen induziert, die an die mehr oder weniger stationären Wasserlinsenpopulationen ständig neue Nährstoffe heranführen. In Modellversuchen im Labor sollte der Fragestellung nachgegangen werden: Werden in einem Durchflusssystem gegenüber einer stationären Kultur Vermehrung und Biomassebildung am Beispiel von *Lemna minor* gefördert? Die entsprechende

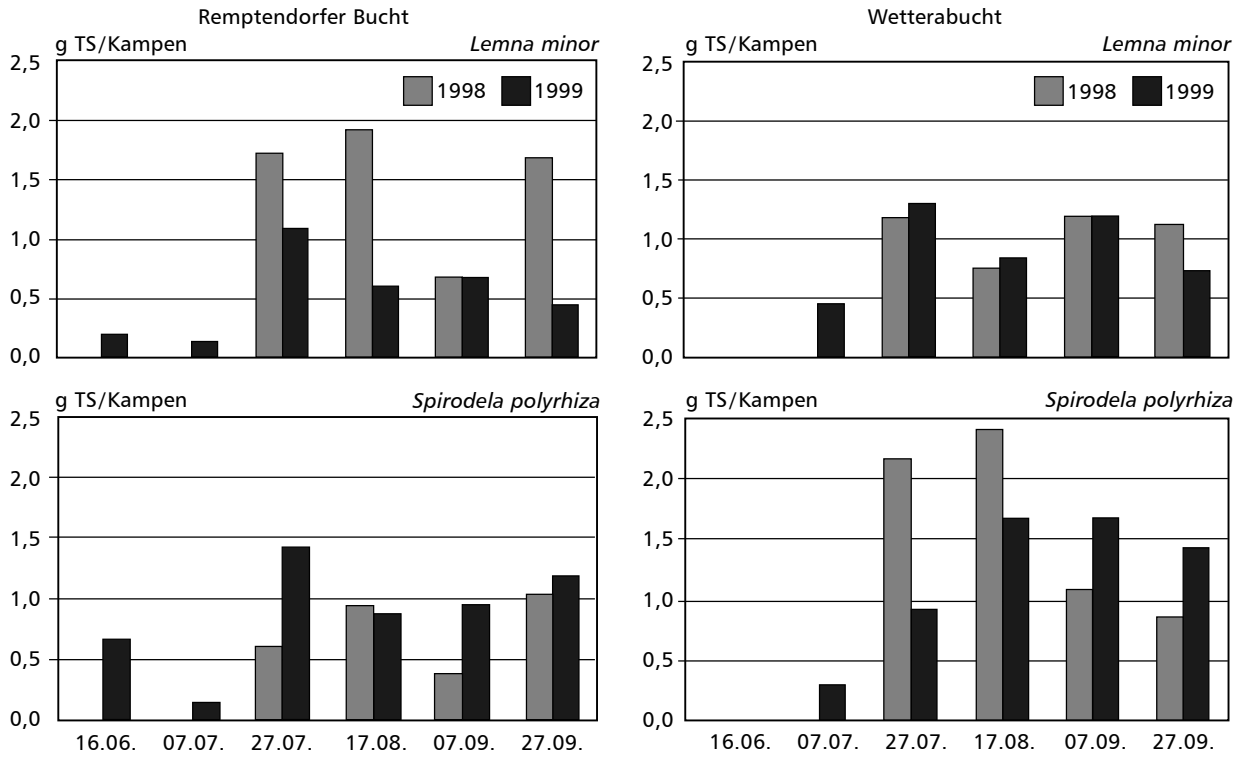


Abb. 5.9: *Biomonitoring (TS: Trockensubstanz) von* Lemna minor *und* Spirodela polyrhiza *in Schwimmkampen in der Remptendorfer- und der Wetterabucht der Bleilochtalsperre*

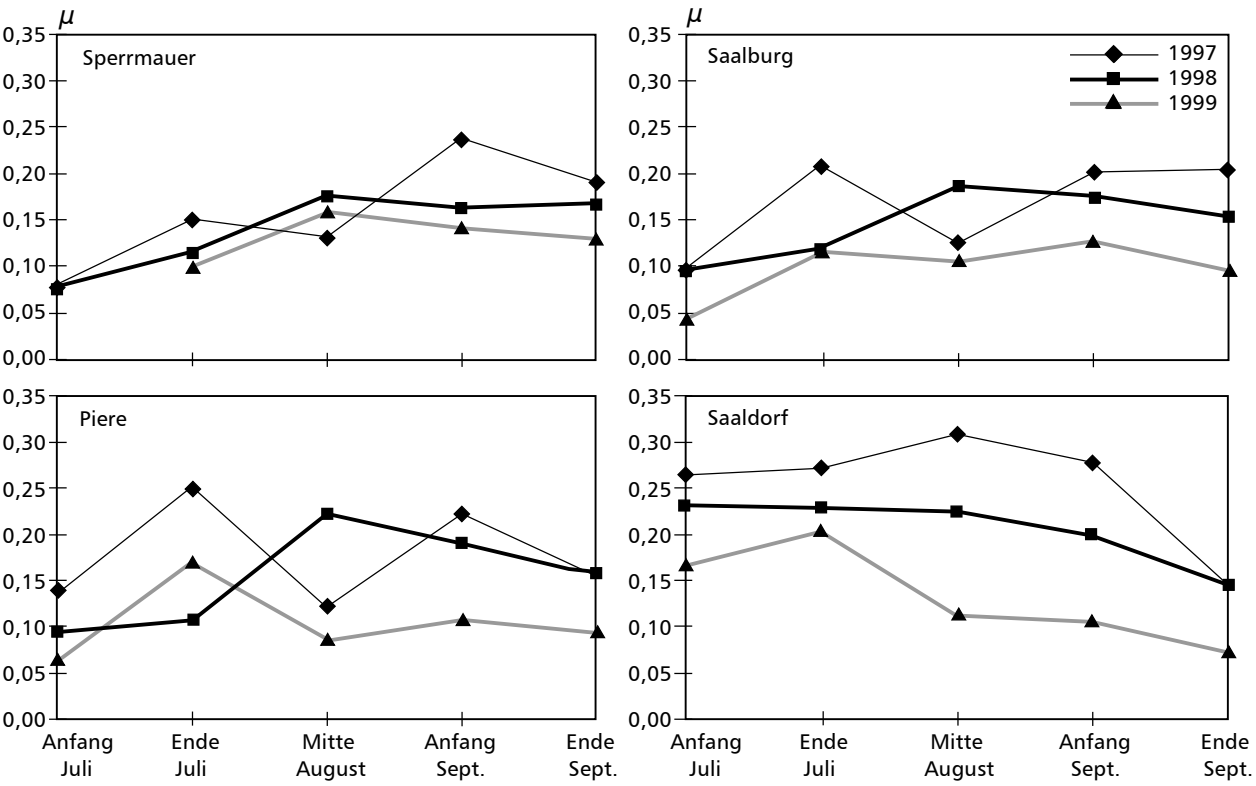


Abb. 5.10: *Wachstumsraten (μ) von* Lemna minor *in Schwimmkampen ausgewählter Probenahmeorte auf der Bleilochtalsperre für die Jahre 1997 bis 1999*

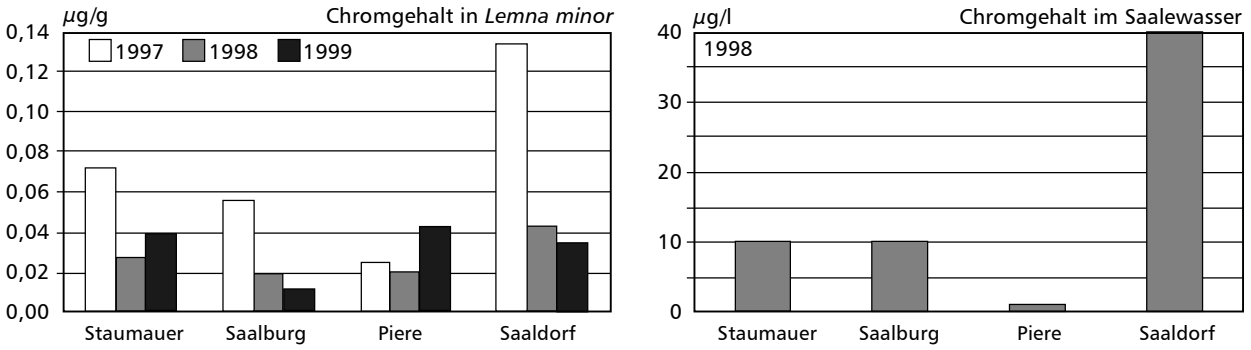


Abb. 5.11: *Der durchschnittliche Chromgehalt (Juni bis September) in* Lemna minor *für die Jahre 1997 bis 1999; im Vergleich der Chromgehalt im Saalewasser für 1998 (die Chromgehalte 1999 im Saalewasser waren nach der beschriebenen Methode nicht nachweisbar)*

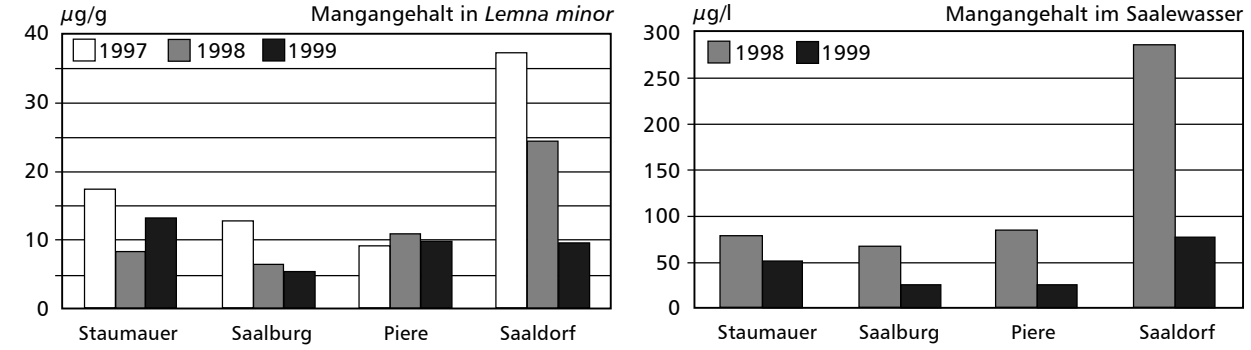


Abb. 5.12: *Der durchschnittliche Mangangehalt (Juni bis September) in* Lemna minor *für die Jahre 1997, 1998 und 1999; im Vergleich der Mangangehalt im Saalewasser für 1998 und 1999*

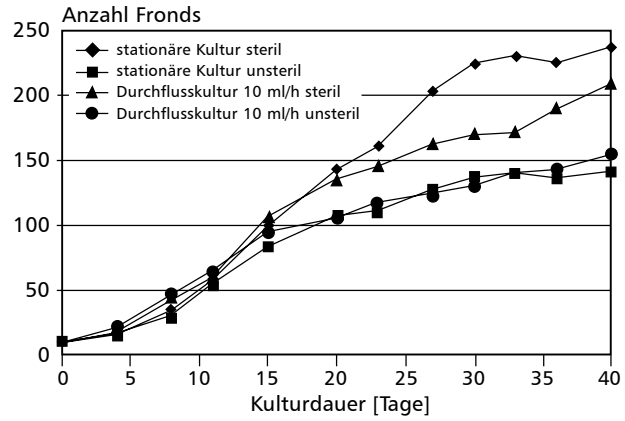


Abb. 5.13: *Vermehrung von* Lemna minor *in einer Durchflusskultur (Talsperrenwasser vom 10.04.99, Probenahmeort Anlegestelle) im Vergleich zu einer stationären Kultur unter sterilen bzw. unsterilen Bedingungen im Labor*

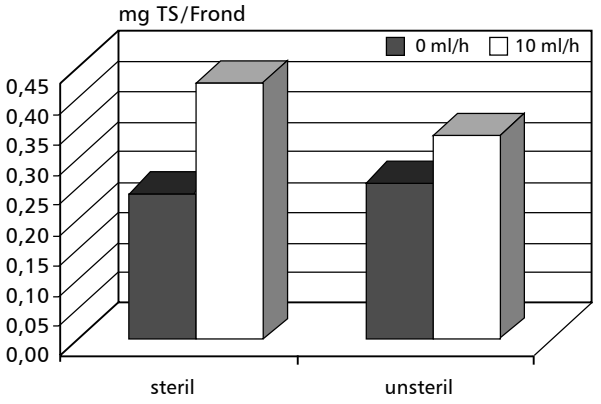


Abb. 5.14: *Die Trockensubstanz (TS) pro* Lemna minor *einer sterilen und insterilen Kultur bei einem Durchfluss von 10 ml/h Original-Saalewasser durch das Kulturgefäß im Vergleich zur batch-Kultur (0 ml/h)*

Versuchsdurchführung wurde bereits in Abschnitt 5.2.4 beschrieben. Es zeigte sich, dass sich die Pflanzen in allen Kultivierungsvarianten, sowohl unter stationären als auch unter Durchflussbedingungen, steril oder unsteril gehalten, bis zum 15. Kultivierungstag nahezu identisch vermehrten (**Abb. 5.13**). Später jedoch wuchsen die unsterilen Kulturen deutlich schlechter als die sterilen.

Anders sehen die Ergebnisse aus, wenn nicht die Anzahl der Pflanzen, sondern die gebildete Biomasse anhand der Trockensubstanz pro Pflanze bei den verschiedenen Kultivierungsvarianten verglichen wird

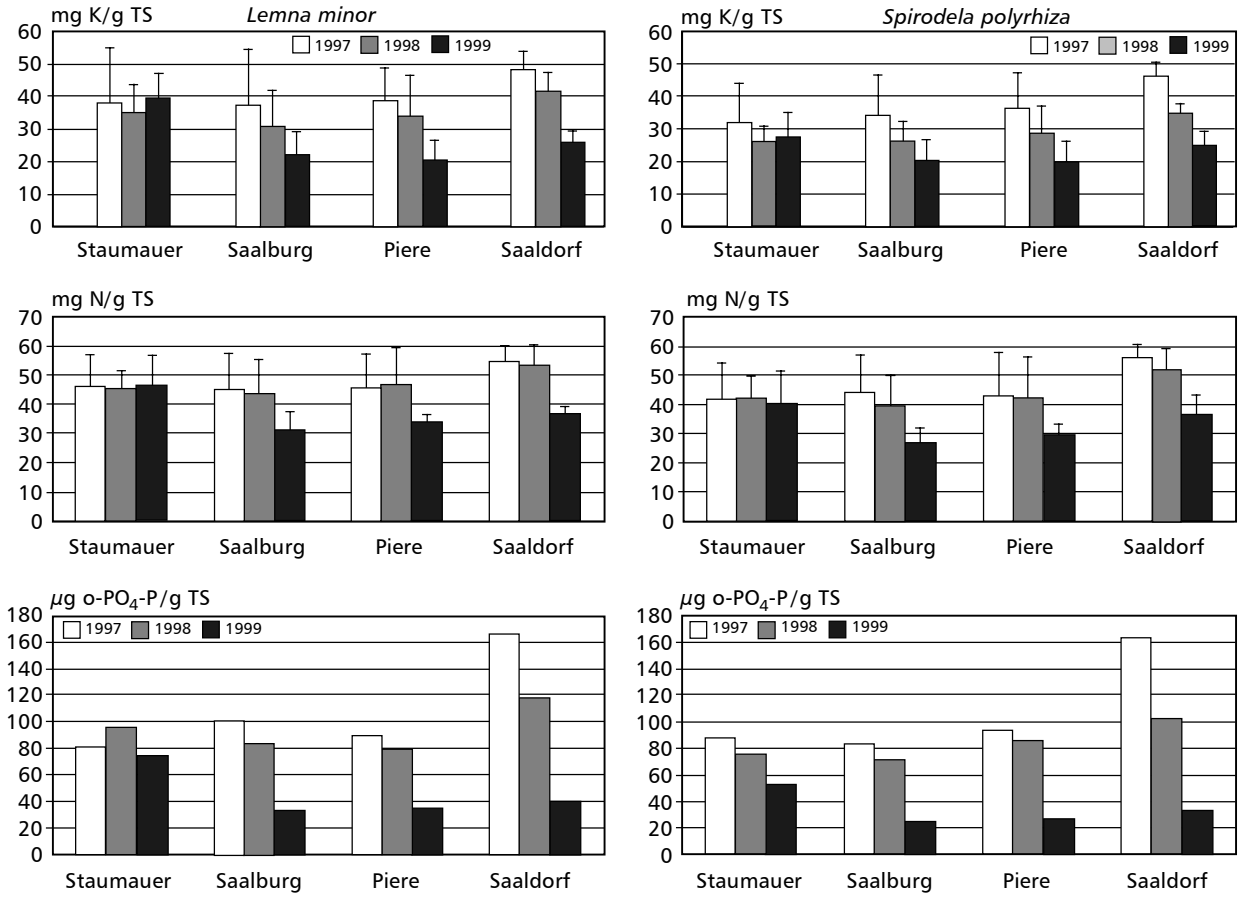


Abb. 5.15: *Durchschnittliche K-, N- und o-PO_4-P-Gehalte (TS: Trockensubstanz) der in Schwimmkampen gehaltenen* Lemna minor *(links) und* Spirodela polyrhiza *(rechts) von verschiedenen Probenahmeorten der Bleilochtalsperre*

(**Abb. 5.14**). Während bei der stationären Kultur unter sterilen Bedingungen im Vergleich zur unsterilen Versuchsanstellung keine erkennbar höhere Biomasseproduktion pro Spross (Frond) vorlag, wiesen die Pflanzen der sterilen Durchflusskultur eindeutig höhere Trockensubstanz-Werte gegenüber der unsterilen Kultur auf, da hier die Nährstoffe nicht limitiert waren und keine Konkurrenz um die Nährstoffe durch Mikroalgen und Bakterien bestand.

5.3.4 Ausgewählte Mineralstoffgehalte der auf der Bleilochtalsperre in Schwimmkampen exponierten Lemnaceen

Die Mineralstoffgehalte (K, Ca, Mg, Na, Gesamt-N und o-PO_4-P) in den Pflanzen unterliegen sowohl im Durchschnitt der Jahre 1996 bis 1999 als auch zu den jeweiligen Probenahmeterminen pro Jahr Schwankungen. Die deutlich niedrigeren Kaliumwerte im Talsperrenwasser von 1999 spiegeln sich auch in den Gehalten von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* wieder (**Abb. 5.15**). Lediglich bei *Lemna minor* am Probenahmeort Staumauer lagen die Werte 1999 durchschnittlich leicht höher, was auf ein besseres Akkumulationsverhalten gegenüber *Spirodela polyrhiza* schließen lässt. Das ist sicher in Zusammenhang mit dem Temperaturregime in unmittelbarer Nähe des Blasenschleiers der Destatifikationsanlage und der besseren physiologischen Leistungsfähigkeit von *Lemna minor* bei niedrigeren Temperaturen zu sehen.

Angesichts des Stickstoffangebotes im Saalewasser verwundert es nicht, dass auch die N–Gehalte in den Pflanzen der jeweiligen Probenahmeorte (bis auf Probenahmeort Saaldorf) im Untersuchungszeitraum recht ausgewogen waren und im Jahre 1999 am Probenahmeort Staumauer am höchsten lagen.

Auch die Calcium- und Magnesiumgehalte in der Trockensubstanz beider Wasserlinsenarten schwankten nur geringfügig. Ausnahmen traten immer wieder am Probenahmeort Saaldorf auf, wo z.B. die Calciumgehalte 1999 ca. 20 % höher lagen. Dies sollte man jedoch nicht überbewerten, obwohl das Verhältnis der im Talsperrenwasser zur Verfügung stehenden Makronährstoffe zu den Gehalten in den Pflanzen Anhaltspunkte für die physiologische Vitalität der Organismen bieten.

Die Natriumakkumulation in den beiden Wasserlinsenarten ist artabhängig und unbedeutend. Die durch-

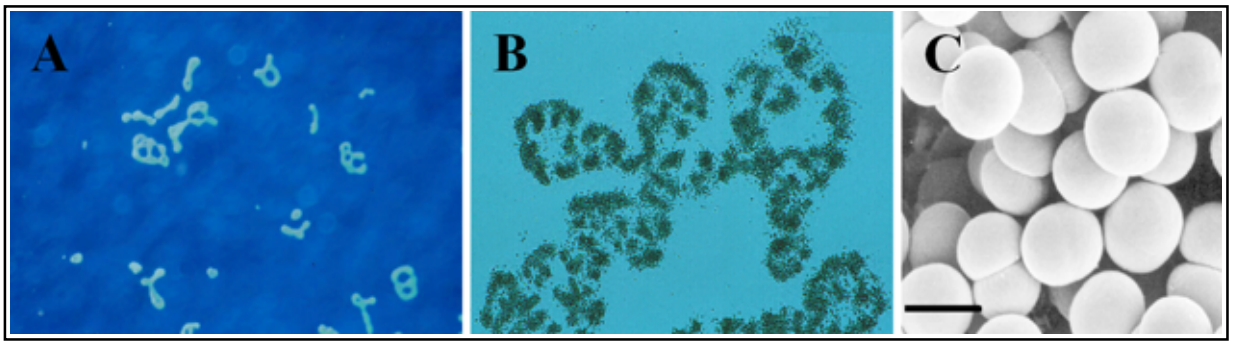


Abb. 5.16: Microcystis *spec. auf der Bleilochtalsperre vom 07.07.1998 am Probenahmeort Slipanlage bei Kloster (nach Anreicherung mittels Planktonnetz); A: Kolonien stereomikroskopisch; B: Kolonien lichtmikroskopisch; C: Zellen einer Kolonie rasterelektronenmikroskopisch (5000-fach, Balken: 5 µm)*

schnittlichen Werte an den ausgewählten Probenahmeorten unterschieden sich sowohl in den Pflanzen (in *Lemna minor* 11,5 bis 13,5 mg Na/g TS, in *Spirodela polyrhiza* 6 bis 7 mg Na/g TS) als auch im Wasser (23…28 mg Na/l) nicht. Eine Beeinträchtigung der Kaliumaufnahme durch Natrium ist nicht gegeben.

5.3.5 *Microcystis* auf der Bleilochtalsperre

Im Zusammenhang mit dem Wasserlinsenmonitoring erfolgte über den gesamten Berichtszeitraum eine Dokumentation der Populationsdynamik des Cyanobakteriums *Microcystis* (**Abb. 5.16** und **5.17**). An ausgewählten Tagen wurden die *Microcystis*-Vorkommen auf ihre Potenz zur Produktion von Microcystinen geprüft.

Populationsdynamik – Vergleich zwischen den Jahren 1996,1997,1998 und 1999

Im ersten Jahr (1996) der Untersuchungen waren die Massenentwicklungen von *Microcystis* in den Spätsommermonaten (**Abb. 5.17**) schon mit bloßem Auge zu erkennen. Die maximalen Frischbiomassen traten im Monat August (14.08.96) an den Probenahmeorten Slipanlage bei Kloster (54,64 mg/l), Saalburg (51,98 mg/l) und Piere (78,38 mg/l) auf. An der Staumauer waren die Vorkommen mit 3,99 mg/l vergleichsweise gering. Zum September hin verlagerte sich diese „Blüte“ in Richtung Stauwurzel und erreichte dort am Probenahmeort Mühlberg (25.09.96) nochmals Biomassen von 15,58 mg/l. In den folgenden 2 Jahren kam es zu keiner wesentlichen *Microcystis*-Entwicklung. Die beobachteten Vorkommen können lediglich als Startpopulationen angesehen werden und beschränkten sich jeweils auf den Monat Juli, in dem Maxima von 0,67 mg/l am 08.07.97 (Probenahmeort Slipanlage bei Kloster) und 0,21 mg/l am 28.07.98 (Probenahmeort Saalburg) registriert wurden. Die Frischbiomassen erreichten damit nicht einmal den 100-sten Teil der Frischbiomassen von 1996.

Ein niedriges, aber stabiles Niveau konnte im Jahre 1999 von Juni bis Anfang September mit durchschnittlichen Frischbiomassen von 0,0006 bis 0,12 mg/l beobachtet werden. Eine Ausnahme bildete der Probenahmeort Piere (Beprobung im Rahmen von Teil 4: HERSCHEL, Labor Schwarza), wo es am 16.07.99 in Ufernähe zu kurzzeitigen *Microcystis*-Anreicherungen mit einer Frischbiomasse von 204 mg/l kam. Diese Beobachtung zeigt, dass trotz des positiv einzuschätzenden Rückganges von *Microcystis* in den Jahren des Betriebes der künstlichen Destratifikation die Gefahr einer sporadischen Entwicklung von *Microcystis*-„Blüten“, vor allem in den von der Anlage relativ unbeeinflussten Buchten, nicht vollständig auszuschließen ist.

Zur Toxizität der Microcystis-*Populationen*

Die Tatsache, dass *Microcystis*-Stämme in natürlichen Gewässern potentielle Produzenten sogenannter Microcystine (z.B. FASTNER 1997) sind, konnte während des Untersuchungszeitraumes erstmals auch für die in der Bleilochtalsperre auftretenden *Microcystis*-Populationen zweifelsfrei nachgewiesen werden (**Abb. 5.19**). Microcystine sind zyklische Heptapeptide (**Abb. 5.18**), die als Hepatoxine (CODD et al. 1989) bekannt sind und bei ständiger Aufnahme durch Tier und Mensch zu subchronischen Schädigungen führen können.

Die aus der Bleilochtalsperre vom Probenahmeort Slipanlage bei Kloster angereicherten *Microcystis*-Formen (07.07.98 und 27.07.99) erwiesen sich als Produzenten der Microcystin-Typen MC-RR, MC-YR und MC-LR (**Abb. 5.19**). Eine Quantifizierung ergab folgende Gehalte: für MC-RR 11 ng, für MC-YR 51 ng und für MC-LR 35 ng jeweils pro mg lyophilisiertem Trockengewicht. Das entspricht einem intrazellulären Gesamtgehalt an Microcystinen von 97 ng $(2{,}28 \times 10^7$ Zellen$)^{-1}$ oder (1,85 mg Frischbiomasse)$^{-1}$. In gelöster Form waren an diesen beiden Tagen mit der oben genannten Methode (s. Abschn. 5.2.2) keine Microcystine im Wasser analysierbar bzw. die Konzentrationen lagen unter der Nachweisgrenze von 0,1 µg/l.

Der Nachweis gelöster Microcystine gelang im Jahre 1996, jedoch unter dem Vorbehalt der bei unseren Partnern zu diesem Zeitpunkt noch nicht ausgereiften Ana-

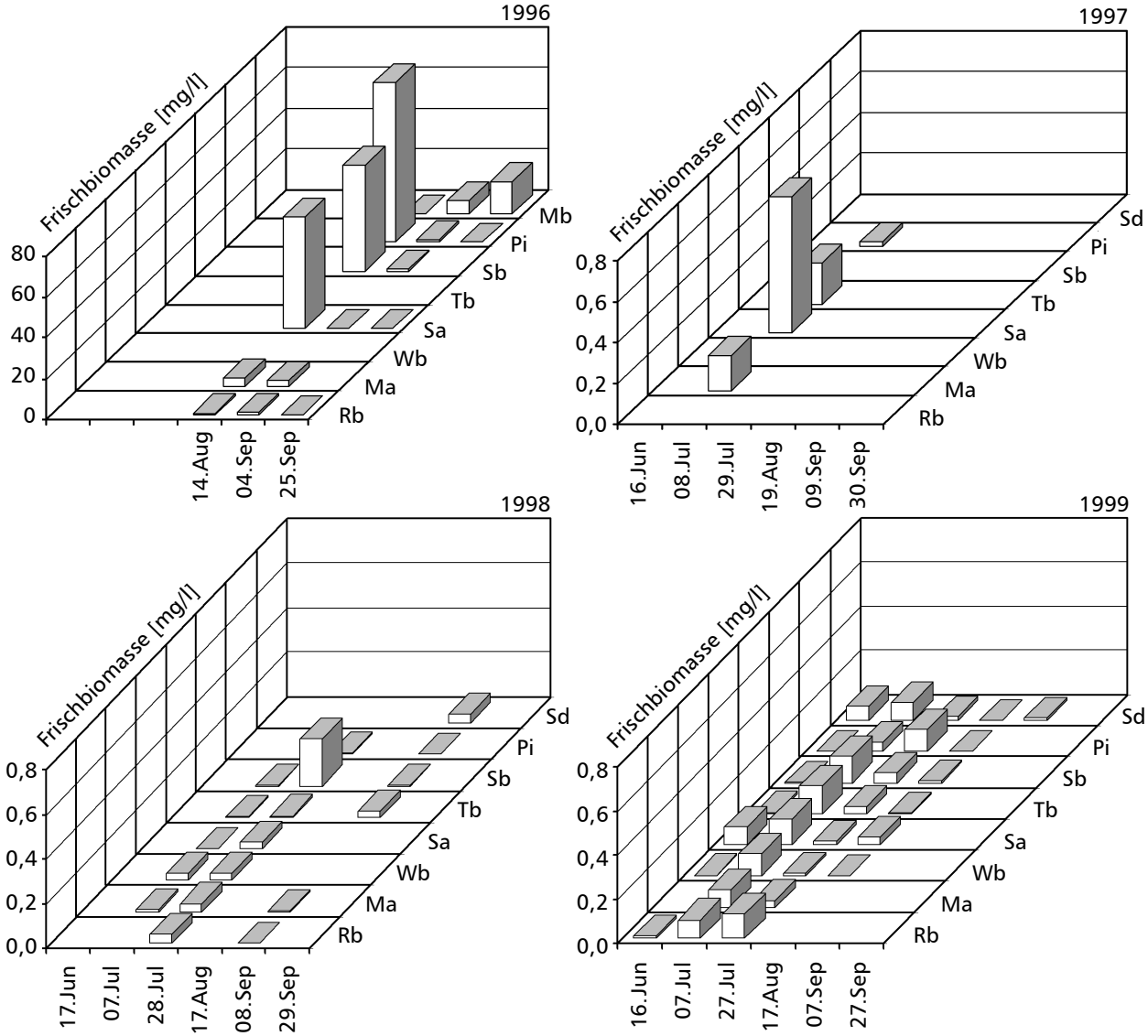


Abb. 5.17: *Populationsdynamik von* Microcystis *entlang eines Längsprofils von der Staumauer bis zur Stauwurzel im Oberflächenwasser der Bleilochtalsperre 1996 – 1999 (Legende s. Abb. 5.1)*

lysetechnik, mit 1,5 µg Microcystin-RR/l im Stauwurzelbereich am Probenahmeort Mühlberg. Am 16.07.1999 wurden am Probenahmeort Piere zweifelsfrei 1 µg/l Microcystin-YR und 0,3 µg/l Microcystin-LR (**Abb. 5.20**) infolge einer Anreicherung von *Microcystis* im Randbereich dieser Bucht mit $3{,}12 \times 10^9$ Zellen/l nachgewiesen. Diese Zelldichte entspricht einer Trockenbiomasse (Gefriertrocknung) von ca. 110 mg/l oder einer aus der Zellzahl von *Microcystis* berechneten Frischbiomasse von ca. 204 mg/l.

5.3.6 Laboruntersuchungen zur Interaktion von *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. und *Lemna minor* L.

Zur Aufklärung von möglichen Interaktionen zwischen den Organismen *Lemna minor* L. und *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. wurden umfangreiche Untersuchungen unter standardisierten Laborbedingungen durchgeführt. Hierfür erfolgte eine Co-Kultivierung der Organismen, unter der im weiteren eine gemeinsame Kultur von *L. minor* und *M. aeruginosa* zu verstehen ist.

Einfluß der Co-Kultivierung auf Vermehrung und Photosyntheseleistung von Lemna minor *L.*

Während einer 12-tägigen standardisierten Co-Kultivierung von *Lemna minor* L. und *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. in sterilfiltriertem Wasser der Bleilochtalsperre war die Vermehrung von *Lemna minor* gegenüber einer entsprechenden Monokultur deutlich verringert (**Abb. 5.21**). Dies trat bereits nach 2 Tagen in Erscheinung und erreicht zum Ende der Kultur hin ein Ausmaß von über 50 %.

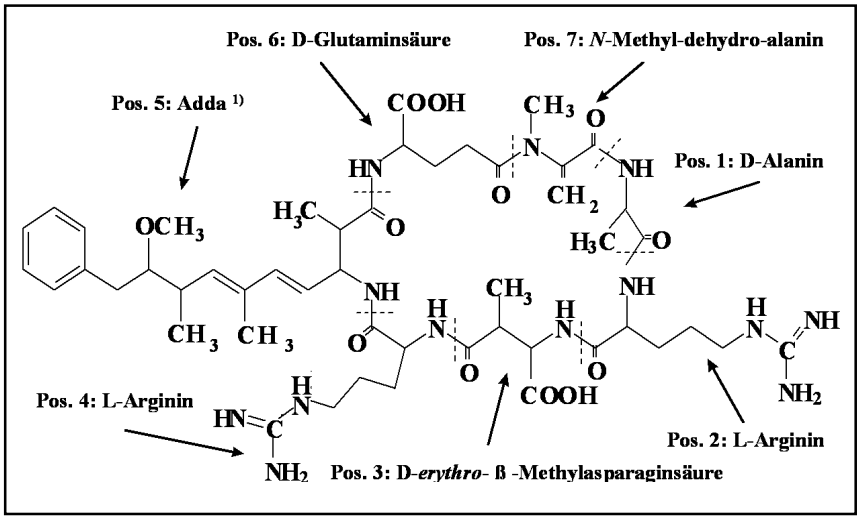


Abb. 5.18: *Struktur von Microcystin-RR und Positionen (Pos.) der peptidbildenden Aminosäuren (Microcystin-LR: L-Leucin statt L-Arginin an Pos. 2; Microcystin-YR: L-Tyrosin statt L-Arginin an Pos. 4; 1) 3-Amino-9-methoxy-2,6,8,-trimethyl-10-phenyldeca-4,6-diensäure)*

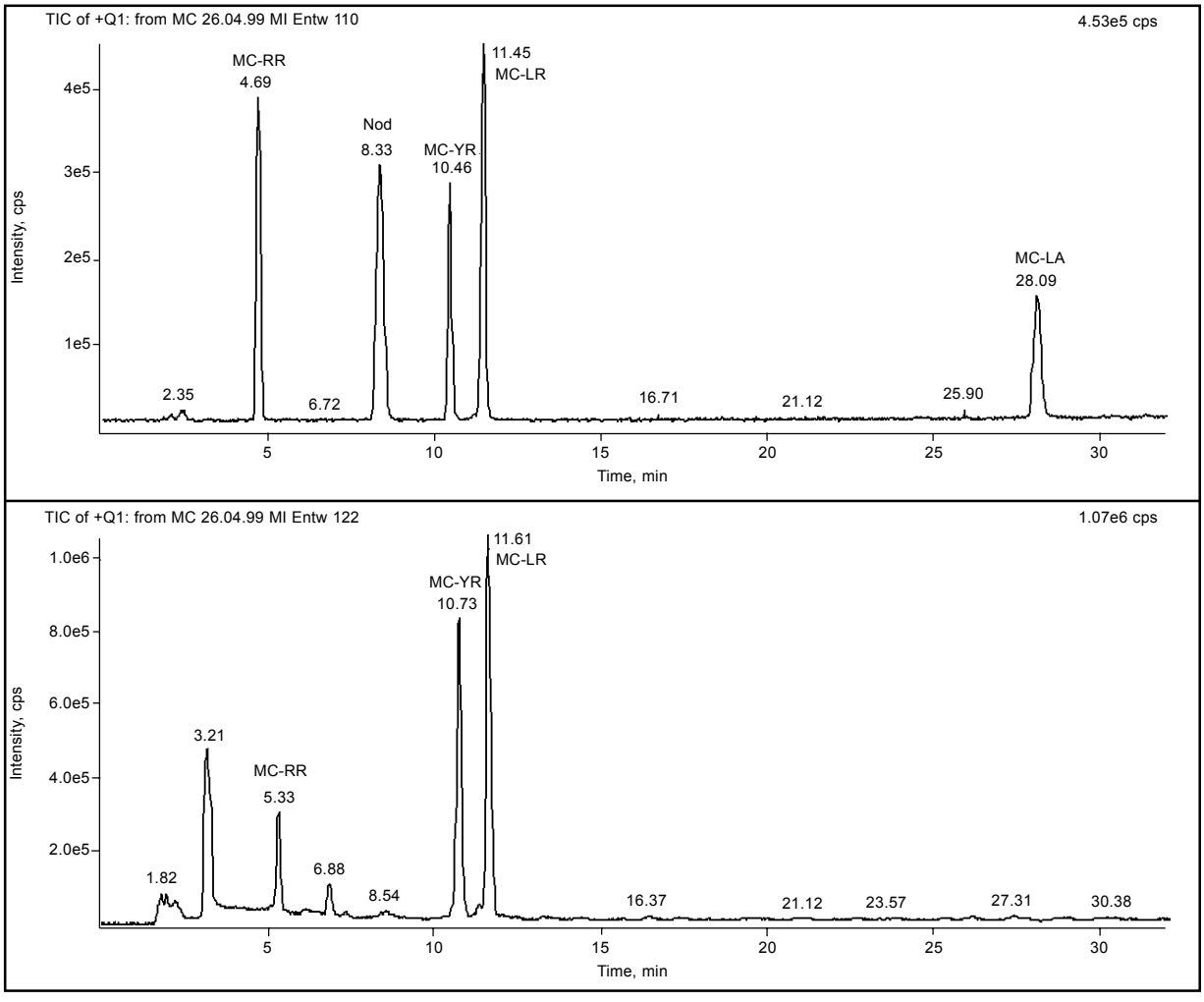


Abb. 5.19: *HPLC/MS-Chromatogramm (SIM-Mode) eines Standardgemisches von Microcystinen (MC) und Nodularin (Nod) zu je 1 µg/ml (oben) und des Rohextraktes der* Microcystis*-Zellen aus der Bleilochtalsperre (unten); MC-RR, -YR, -LR, - LA: Microcystintypen; Probenahmeort: Slipanlage bei Kloster (07.07.1998)*

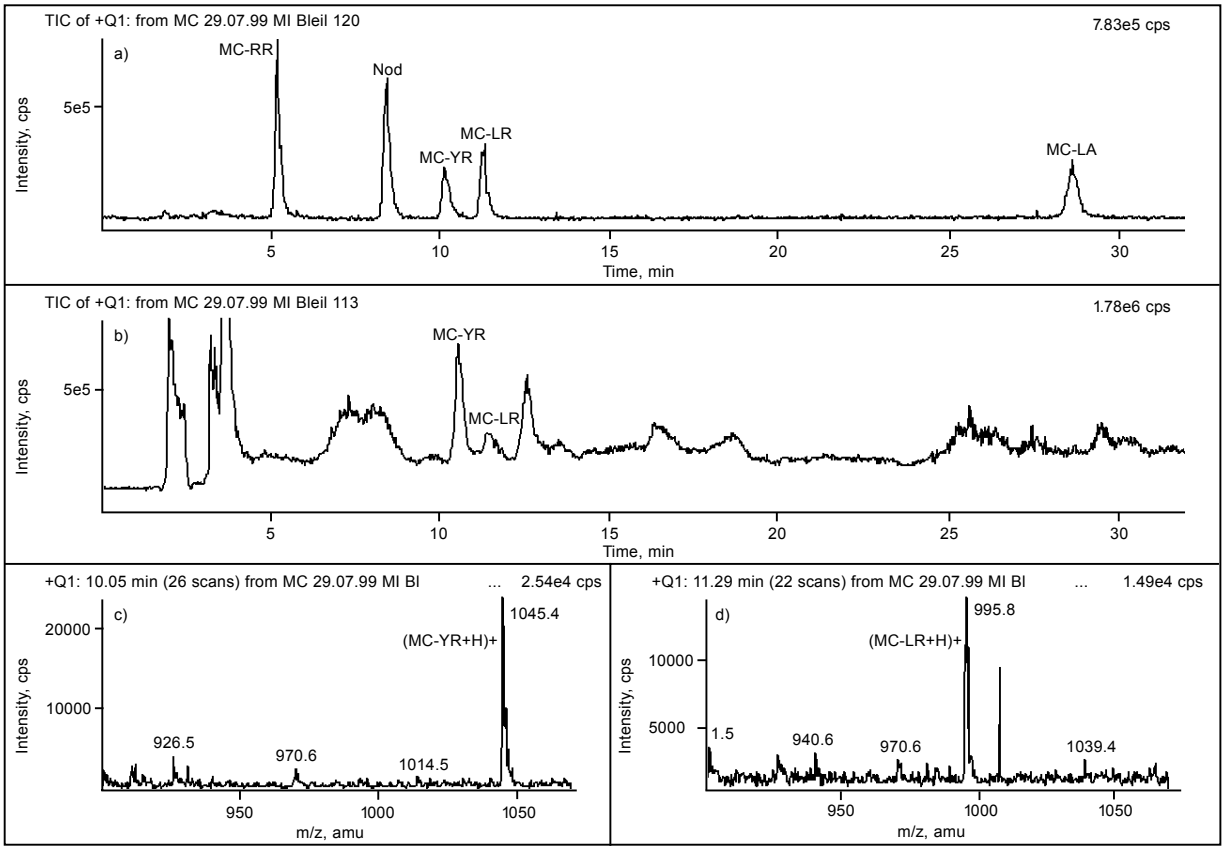


Abb. 5.20: *HPLC/MS-Chromatogramm (SIM-Mode) eines Standardgemisches von Microcystinen (MC) und Nodularin (Nod) zu je 1 µg/ml (a) und des Extraktes (50 µl) des zellfreien Wassers der Bleilochtalsperre vom 16.07.1999 (b); Probenahmeort Piere; nach Aufkonzentration von 100 ml Probenwasser und Reinigung an SPE-Phenyl-Kartuschen; dazugehörige Massenspektren (MS) von MC-YR (c) und MC-LR (d) nach gleicher Behandlung und MS-Detektion im Scan-Mode; MC-RR, -YR, -LR und -LA: Microcystintypen*

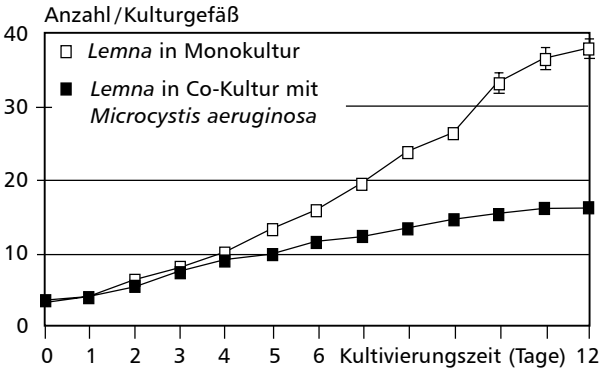


Abb. 5.21: *Entwicklung von* Lemna minor *L. während einer 12-tägigen Kultivierung in Talsperrenwasser (Vergleich zwischen einer Monokultur und einer Co-Kultur mit* Microcystis aeruginosa *KÜTZ.)*

Nach 12 Tagen war die Photosyntheseleistung, charakterisiert durch die Abnahme der maximalen Elektronentransportrate, um ca. 50 % verringert (**Abb. 5.22**), d.h., die Vitalität der Wasserlinse *Lemna minor* ist bei Anwesenheit von *Microcystis aeruginosa* gemindert. Mögliche Ursachen für diese Erscheinungen könnten in einer Freisetzung von Sekundärprodukten durch *Microcystis aeruginosa* oder in einer Limitierung von Nährstoffen auch infolge einer Konkurrenz um diese begründet liegen (WEIß et al. 2000).

Einfluß der Co-Kultivierung auf die Vermehrung von Microcystis aeruginosa *KÜTZ. und die Freisetzung von Microcystinen*

Microcystis verzeichnete innerhalb der ersten 3 Tage sowohl in der Monokultur als auch in der Co-Kultur einen deutlichen Zuwachs an Zellen, während es zwischen dem 3. und 6. Tag zu einer Stagnation kam und zum Ende hin Zellen bereits abstarben (**Abb. 5.23**). Ein Unterschied zwischen der Co-Kultur und der Monokultur trat nicht auf, d.h., ein Einfluss auf die Vermehrung infolge der Anwesenheit von *L. minor* konnte ausgeschlossen werden.

Der eingesetzte *Microcystis*-Stamm erwies sich als potentieller Produzent der bekannten Microcystintypen

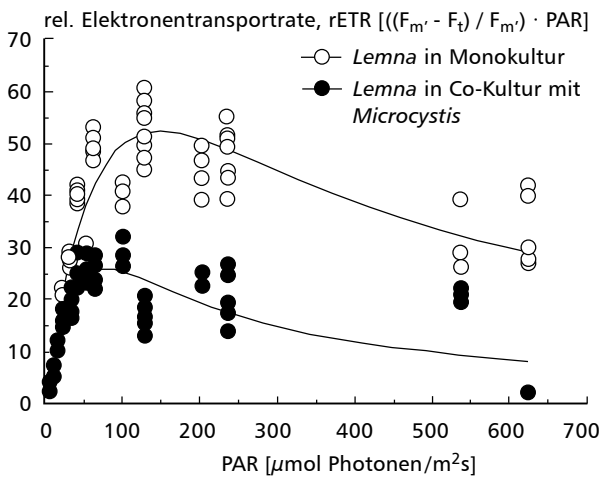


Abb. 5.22: *Lichtsättigungskurven von* Lemna minor *L. (ein Vergleich zwischen einer* Lemna*-Monokultur und einer Co-Kultur mit* Microcystis aeruginosa *KÜTZ.); $rETR_{max}$: Maximum von ETR, $F_{m'}$: lichtadaptierte maximale Fluoreszenz, F_t: aktuelle Chlorophyllfluoreszenz während der Bestrahlung, PAR: photosynthetisch aktive Strahlung*

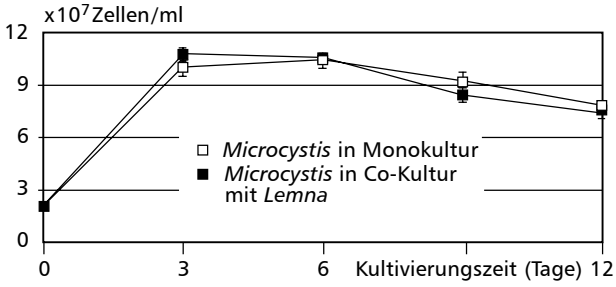


Abb. 5.23: *Entwicklung von* Microcystis aeruginosa *KÜTZ. während einer 12-tägigen Kultivierung in Talsperrenwasser (Vergleich zwischen einer Monokultur und einer Co-Kultur mit* Lemna minor *L.)*

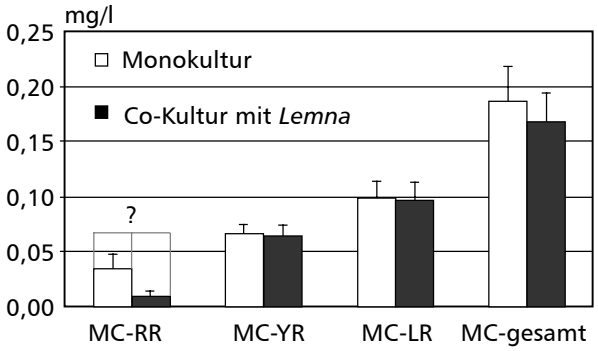


Abb. 5.24: *Microcystingehalte im Kulturwasser (Talsperrenwasser) nach 12-tägiger Kultivierung von* Microcystis aeruginosa *KÜTZ. in Monokultur und Co-Kultur mit* Lemna minor *L.; MC: Microcystin; MC-RR, -LR, -YR: Microcystintypen; die punktierte Fläche entspricht dem wirklich zu erwartenden MC-RR-Gehalt; ?: spezifisch für MC-RR (Verluste während der Probenaufbereitung)*

RR, YR und LR (**Abb. 5.24**). Diese Endotoxine (**Abb. 5.18**) werden nicht aktiv, sondern nur passiv nach Absterben der Zellen freigesetzt (CARMICHAEL 1992). Nach 12 Tagen konnten maximale Microcystin-Gesamtkonzentrationen bis über 0,20 mg/l (infolge des Absterbens von 3×10^9 Zellen) im Kulturwasser nachgewiesen werden (**Abb. 5.24**). Der größte Anteil wird durch Microcystin-LR repräsentiert. Die ermittelten Konzentrationen für Microcystin-RR können nicht als realistisch eingeschätzt werden. Ursachen hierfür sind in der Polarität des Peptids zu suchen, welche die Analyse erschwert (s. Abschn. 5.2.2). Die tatsächlich zu erwartenden extrazellulären Microcystin-RR-Konzentrationen für die hier angeführten Kulturen lagen zwischen 0,5 und 0,8 mg/l. Der Vergleich zwischen Monokultur und Co-Kultur (**Abb. 5.24**) zeigte, dass es insgesamt keinen signifikanten Unterschied in der Freisetzung von Microcystinen gab. Dies korrelierte mit der Zellentwicklung (**Abb. 5.23**).

Der Einfluss von Microcystinen auf Wachstum, Photosyntheseleistung und Pigmentgehalte von Lemna minor

Die verminderte Vermehrung von *Lemna minor* L. im Kulturwasser der Co-Kulturen (**Abb. 5.21**) und die Tatsache, dass Microcystine ins Wasser abgegeben wurden (**Abb. 5.24**), lassen vermuten, dass hier ein Zusammenhang besteht. Entsprechende Tests erfolgten mit Microcystin-RR und Microcystin-LR.

Untersuchungen mit Microcystin-RR: Über den Einfluss von Microcystinen auf höhere Pflanzen gibt es bisher nur wenige Untersuchungen (KOS et al. 1995, ABE et al. 1996, TOSHIKO et al. 1996, KURKI-HELASMO & MERILUOTO 1998).

Dagegen gibt es umfangreiche Angaben über das weltweite Vorkommen von Microcystinen in natürlichen Gewässern (z.B. MCDERMOTT et al. 1995 und UENO et al.1996) mit maximalen Konzentrationen von bis zu 1,8 mg/l Wasser. Daran und an den Ergebnissen aus den dargestellten Co-Kulturversuchen orientieren sich die folgenden Experimente zum Einfluss von MC-RR auf *Lemna minor* mit einem Einsatz von 0,005…5 mg MC-RR/l.

Die **Abbildung 5.25 A** macht deutlich, dass hohe Konzentrationen (3 und 5 mg MC-RR/l) bereits nach einer 3-tägigen Kultur zu einer Entwicklungshemmung von *L. minor* führen. Nach 6 Tagen beträgt diese mehr als 25 % bei 3 mg/l und mehr als 35 % bei 5 mg/l gegenüber der Kontrolle.

Bei 5 mg MC-RR/l bleiben die neu gebildeten Tochterpflanzen klein und missgebildet, und sie weisen Chlorosen auf (**Abb. 5.26**). Die Vitalität der Pflanzen ist herabgesetzt, was sich in einer Absenkung der maximalen Elektronentransportrate ($rETR_{max}$) und des Wertes von I_k gegenüber der Kontrolle widerspiegelt (**Abb. 5.27**). Außerdem ist der Gehalt wichtiger Pigmente gegenüber der Kontrolle um mehr als 50 % vermindert (**Abb. 5.28**).

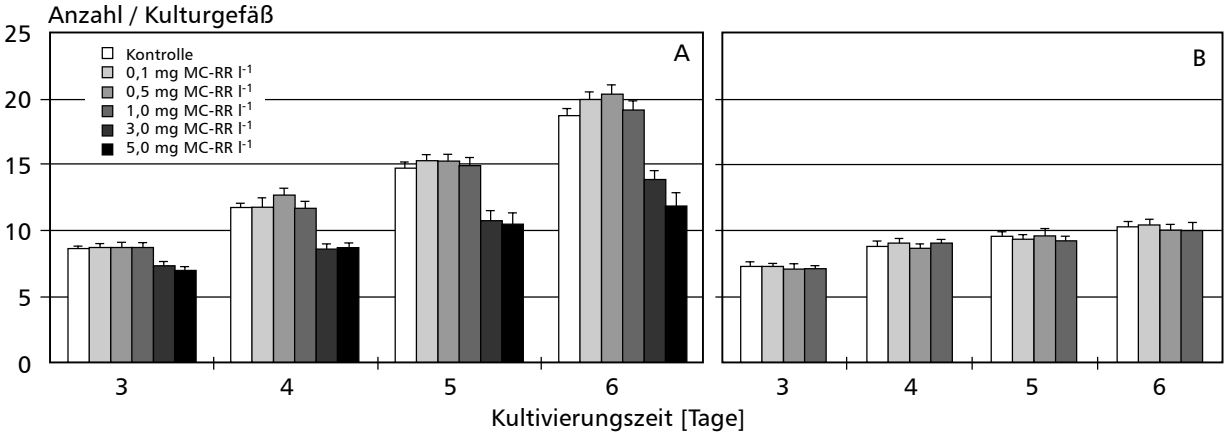


Abb. 5.25: *Die Abbildung zeigt den Einfluss von Microcystin-RR (MC-RR) auf die Entwicklung von* Lemna minor *L. Als Kulturmedium diente eine Nährlösung nach* KANDELER *(1969) (A) und sterilfiltriertes Talsperrenwasser vom Probenahmeort Saaldorf (B), entnommen am 27.09.1999. Das Experiment startete mit 3 Mutterpflanzen.*

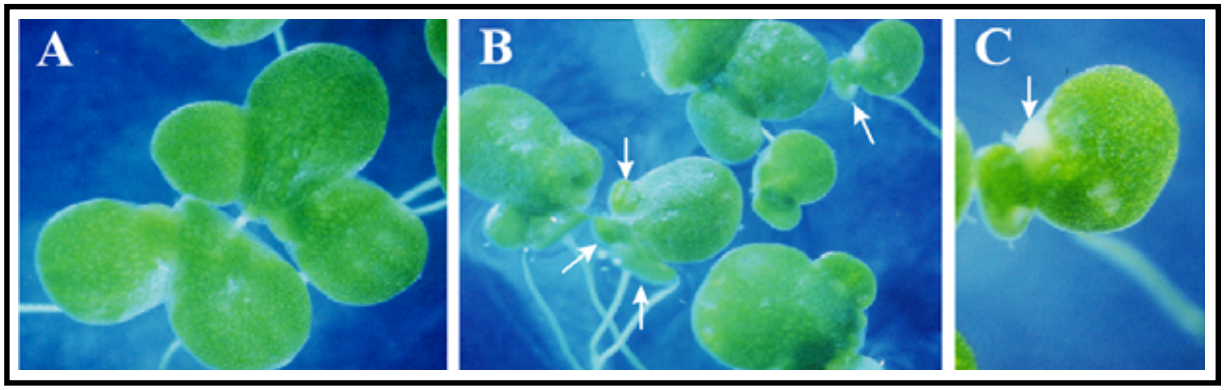


Abb. 5.26: *Pflanzen von* Lemna minor *L. nach 6-tägiger Kultivierung; unbehandelte Pflanzen (A) und Pflanzen nach Behandlung mit 5 mg MC-RR/l (B und C); Missbildungen (B) und chlorotische Teile (C) siehe Pfeile*

Der Einsatz naturrelevanter Microcystin-Konzentrationen (<1 mg/l) führt zu keiner Wachstumsbeeinträchtigung bei *Lemna minor*, sowohl bei Inkubation der Pflanzen in einer Nährlösung als auch bei Anwendung von Talsperrenwasser. Allerdings werden in letzterem weniger Pflanzen gebildet, was eher für einen Nährstoffmangel spricht (vgl. **Abb. 5.25 A, B**).

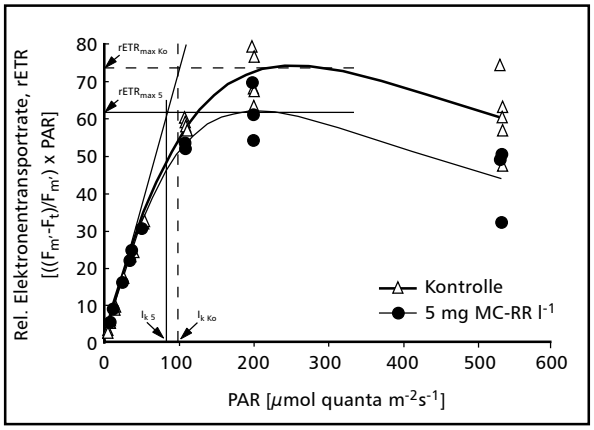
Untersuchungen mit Microcystin-LR: Aus Untersuchungen mit Mäusen und Ratten ist bekannt, dass die Toxizität von Microcystin-LR die von Microcystin-RR um etwa das 10-fache übersteigt. Dies konnte für die Pflanze *L. minor* nicht bestätigt werden. Zum Vergleich mit Microcystin-RR wurden 5 mg Microcystin-LR/l eingesetzt und wie oben beschrieben die Entwicklung der Pflanzen, die Photosyntheseleistung und die Pigmentgehalte während einer 6-tägigen Inkubationszeit untersucht (**Abb. 5.29** bis **5.31**). Die Entwicklung der Pflanzen unter dem Einfluss dieser Microcystin-Konzentration verläuft bis zum 5. Kulturtag entsprechend zur Kontrolle (**Abb. 5.29**). Erst am 6. Kulturtag ist die Vermehrung gegenüber der Kontrolle geringfügig vermindert.

Es gibt keinen Unterschied in der Photosyntheseleistung (**Abb. 5.30**) und in den Pigmentgehalten (**Abb. 5.31**). Microcystin-LR beinflusst in Größenordnungen bis 5 mg/l die Vitalität von *L. minor* nicht.

Untersuchungen zur Nährstoffkonkurrenz

Unter den Bedingungen einer Batch-Kultur und der Verwendung von Talsperrenwasser als Kulturwasser kommt es sowohl in den Co-Kulturen als auch in den Monokulturen bereits nach 2 Tagen zu einer Abnahme der Wachstumsrate von *Lemna minor* (**Abb. 5.32**) bzw. nach 6 Tagen zum Absterben von *Microcystis*-Zellen (**Abb. 5.23**). Die Verminderung der Wachstumsrate von *L. minor* ist bei Anwesenheit von *Microcystis* noch verstärkt, wobei die freigesetzten Microcystine in den nachgewiesenen Konzentrationen (**Abb. 5.24**) als Ursache ausgeschlossen werden können (**Abb. 5.25 B**). Die Entwicklung von *Microcystis* hingegen verläuft in Mono- und Co-Kultur annähernd gleich.

Als Ursache für die genannten Phänomene wird eine Nährstofflimitierung bzw. eine Konkurrenz um



	$rETR_{max}$	α	I_k	mult.	*N*
Kontrolle	73,71	0,73	100,71	0,99	50
(asymptot. SE)	(±1,36)	(± 0,04)	(±5,84)		
5 mg MC-RR/l	61,84	0,72	85,46	0,99	30
(asymptot. SE)	(± 1,65)	(± 0,05)	(± 6,39)		

Abb. 5.27: *Einfluss von 5 mg MC-RR/l auf die Photosyntheseleistung von* Lemna minor *L.; dargestellt sind die Lichtsättigungskurven von* Lemna *und die Tabelle mit den statistisch ermittelten Parametern ($rETR_{max}$: Maximum von rETR, $rETR_{maxKo}$: $rETR_{max}$ der unbehandelten Pflanzen, $rETR_{max5}$: $rETR_{max}$ der mit 5 mg MC-RR/l behandelten Pflanzen, I_k: $rETR_{max}/\alpha$ (repräsentiert ein Optimum der Lichtsättigungskurve), α: Anstieg der lichtlimitierten Elektronentransportrate, I_{kKo}: I_k der unbehandelten Pflanzen, I_{k5}: I_k der mit 5 mg MC-RR/l behandelten Pflanzen, MC-RR: Microcystin-RR, mult.: multipler Korrelationkoeffizient, N: Anzahl der Messpunkte, SE: Standardfehler; weitere Abkürzungen: s. Legende der Abb. 5.22)*

Nährstoffe angenommen. Zur Klärung wurde das Kulturwasser, auch in Anlehnung an die Untersuchungen an der Talsperre, hinsichtlich der Gehalte an Stickstoff, Orthophosphat, Magnesium, Kalzium und Kalium untersucht. Die Messungen erfolgten jeweils zu Beginn und am Ende der Kultur.

Als wesentliche Minimumfaktoren für beide Organismen sind der niedrige Orthophosphat-Gehalt (ca. 10 µg/l), der während der Kultivierung verbraucht wird, und die Verarmung des Kulturwassers an den zu Beginn ausreichend zur Verfügung stehenden Stickstoffquellen (**Tab. 5.1**) anzusehen. Der Nitratverbrauch in der *Microcystis*-Monokultur liegt gegenüber dem in der *Lemna*-Monokultur deutlich höher, was als Hinweis auf eine mögliche Konkurrenz um diesen Nährstoff gedeutet werden kann. Die zu Beginn der Co-Kultur deutlich höhere Vermehrungsgeschwindigkeit von *M. aeruginosa* auf mehr als das Fünffache der Ausgangszellzahl (**Abb. 5.23**), gegenüber *Lemna minor*, die ihre Individuenzahl nur annähernd auf das Dreifache erhöhen kann (**Abb. 5.21**), wirkt hier möglicherweise als Nachteil für

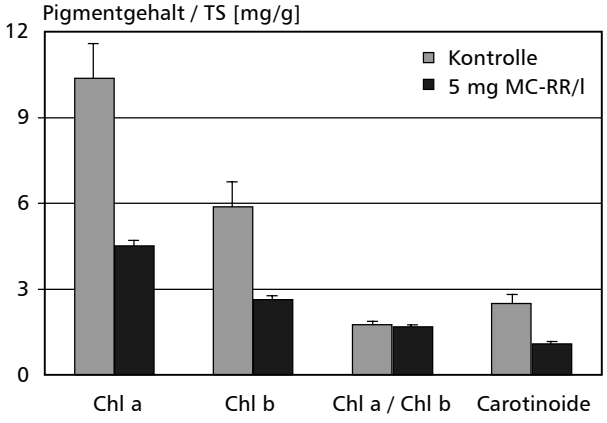


Abb. 5.28: *Einfluss von 5 mg Microcystin-RR/l (MC-RR) auf die Pigmentgehalte von* Lemna minor *L. nach 6-tägiger Kultivierung (Chl: Chlorophyll)*

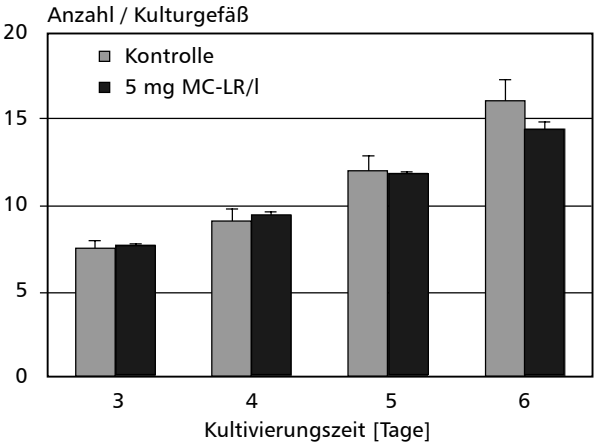


Abb. 5.29: *Einfluss von Microcystin-LR (MC-LR) auf die Entwicklung von* Lemna minor *L. (das Experiment startete mit 3 Mutterpflanzen)*

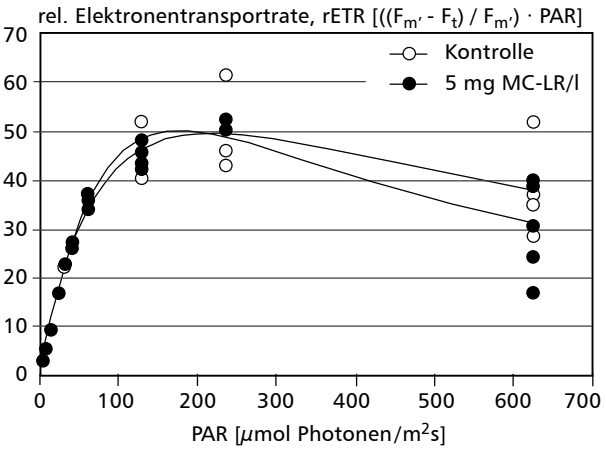


Abb. 5.30: *Lichtsättigungskurven von* Lemna minor *L.; Vergleich zwischen Microcystin-LR-behandelten Pflanzen und unbehandelten Pflanzen nach 6-tägiger Kultur (Abkürzungen s. Legende der Abb. 5.22)*

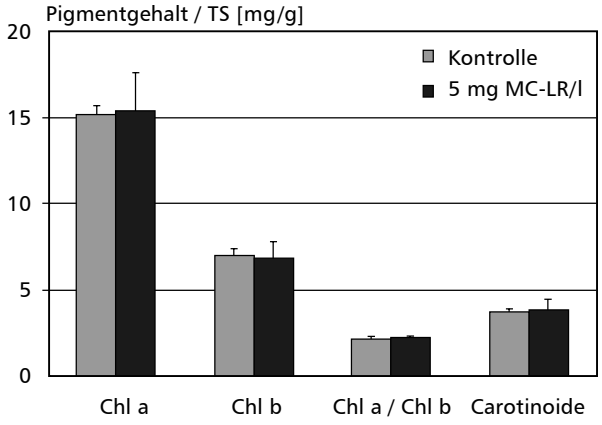


Abb. 5.31: *Einfluss von 5 mg Microcystin-LR/l (MC-LR) auf Pigmentgehalte von* Lemna minor *L. nach 6-tägiger Kultivierung (Chl: Chlorophyll)*

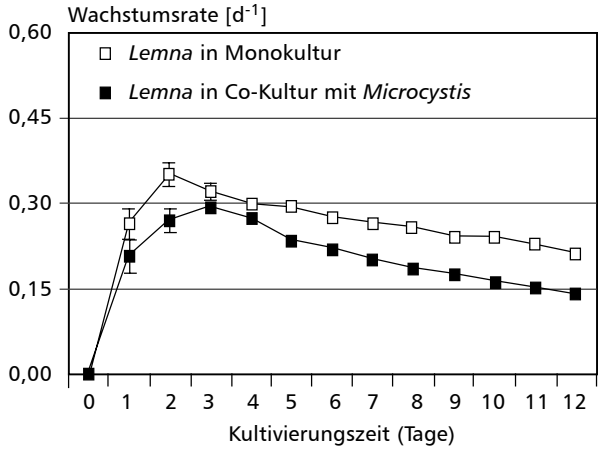


Abb. 5.32: *Wachstumsrate von* Lemna minor *L. während einer 12-tägigen Kultivierung in Talsperrenwasser; Vergleich zwischen einer Monokultur und einer Co-Kultur mit* Microcystis aeruginosa *KÜTZ.*

Tab. 5.1: *Vergleichende Untersuchungen zu ausgewählten Nährstoffen im Kulturwasser (Talsperrenwasser) zwischen einer Monokultur von* Lemna minor *L. und* Microcystis aeruginosa *KÜTZ. und einer Co-Kultur mit beiden Organismen (alle Angaben in mg/l)*

Nährstoff	Start-konzentr.	Konzentr. nach 12 Tagen in der *Lemna*-Monokult.	Co-kultur	*Micr.*-Monokult.
Nitrat-N	5,471	2,178	0,944	0,290
Nitrit-N	0,054	0,056	0,019	0,015
Ammonium-N	0,063	0,004	0,014	0,016
Magnesium	12,15	12,14	12,14	11,88
Standardabw.	(± 0.16)	(± 0.13)	(± 0.15)	(± 0.40)
Kalzium	33,74	36,18	36,08	35,42
Standardabw.	(± 0.13)	(± 0.50)	(± 0.43)	(± 1.22)
Kalium	3,97	0,82	1,26	3,96
Standardabw.	(± 0.07)	(± 0.05)	(± 0.13)	(± 0.22)

letztere. Die geringen Konzentrationen an Ammonium- und Nitrit-Stickstoff spielen in den Kulturen nur eine untergeordnete Rolle.

Hervorzuheben ist der am Ende stark dezimierte Kaliumgehalt in der *Lemna*-Mono- und der Co-Kultur (**Tab. 5.1**), der wachstumsbegrenzend wirken kann (LANDOLT 1957). Im Gegensatz dazu ist der Kaliumgehalt am Ende der *Microcystis*-Monokultur gegenüber der Startkonzentration nicht verändert, d.h., ein Verbrauch von Kalium durch *Microcystis* fand nicht statt, was eine Konkurrenz um dieses Element mit *L. minor* in der Co-Kultur unwahrscheinlich macht.

Die Magnesium- und Kalziumgehalte ändern sich während der Kultur in keiner der Varianten signifikant (**Tab. 5.1**). Eine Konkurrenz um diese Elemente kann daher ausgeschlossen werden. Sie stehen in ausreichender Menge zur Verfügung.

5.4 Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Obwohl auch für das Jahr 1996 entsprechendes Datenmaterial zur Verfügung steht, möchten wir uns in der Diskussion schwerpunktmäßig auf den Zeitraum 1997 bis 1999 beziehen, jenem Zeitraum, in welchem die Destratifikationsanlage voll in Betrieb war. Der auftragsgemäße Betrieb wurde erst Mitte Juli 1997 erreicht (s. Teil 1), also zu einer Zeit, in der das Wasserlinsenwachstum in der Natur schon voll ausgeprägt war.

Bei der Ursachenanalyse zur Bildung von flächenhaft auftretenden Wasserlinsendecken und zur Beurteilung des Einflusses der künstlichen Destratifikation auf das Wasserlinsenwachstum auf der Bleilochtalsperre ergeben sich vier Fragenkomplexe:

1. Welche Rolle spielen meteorologische Faktoren wie z.B. Licht, Niederschlag und Wind? Welchen Einfluss hat die Wassertemperatur auf das Wasserlinsenwachstum?
2. Wie sind die Nährstoffsituation und der pH-Wert der Talsperre für Lemnaceen und Cyanobakterien einzuschätzen, und wie wird diese durch die künstliche Destratifikation beeinflusst?
3. Gibt es eine Interaktion *Lemna minor* und *Microcystis aeruginosa*?
4. Wie wirkte sich die betriebstechnisch bedingte Abschaltung der ZPR Blankenstein auf das Wasserlinsenwachstum im Jahre 1999 aus?

Die Beantwortung dieser Fragenkomplexe ist nicht einfach, da offenbar das Wachstum der Lemnaceen als auch das von Cyanobakterien (am Beispiel von *Microcystis aeruginosa*) multifaktoriell beeinflusst wird.

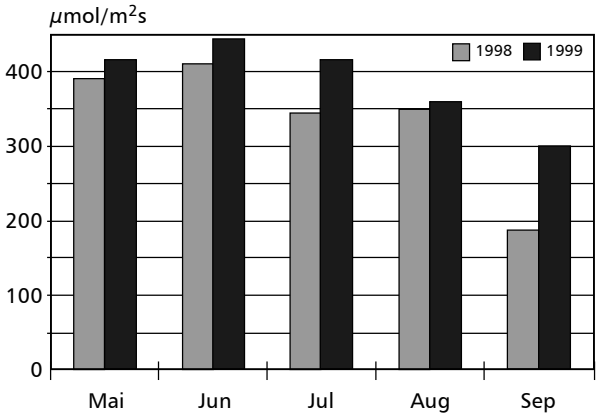


Abb. 5.33: *Die durchschnittliche photosynthetisch aktive Strahlung auf der Bleilochtalsperre für die Monate Mai bis September der Jahre 1998 und 1999*

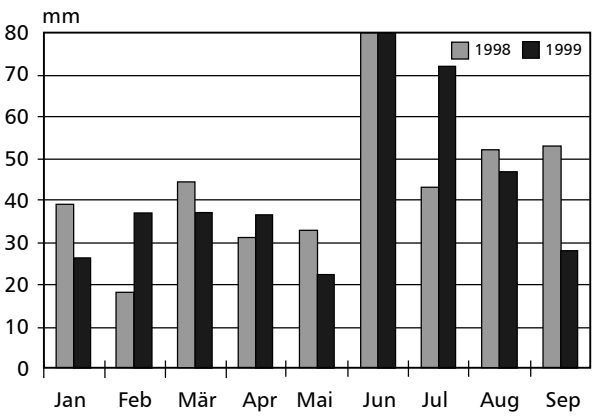


Abb. 5.34: *Summe der Niederschläge von Januar bis September für die Jahre 1998 und 1999 an der Bleilochtalsperre*

Beim Vergleich der Ergebnisse des Wasserlinsen-Monitorings (getrennt nach *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza*) in Schwimmkampen für die Jahre 1997 bis 1999 (s. **Abb. 5.8 a, b**) ist unschwer zu erkennen, dass an fast allen Probenahmeorten und ganz besonders im Stauwurzelbereich das Wasserlinsenwachstum im Jahre 1999 gegenüber den vorangegangenen Jahren (1997 und 1998) stark reduziert war. Es wäre sicher zu einfach, dieses Phänomen, das übrigens auch beim Phytoplankton zu beobachten war (s. Abschn. 4.3), allein der künstlichen Destratifikation zuzuschreiben.

Zum Fragenkomplex 1: Betrachten wir deshalb einige ökologische Randbedingungen. Ein solcher Parameter ist die photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR), die im Mittel 1999 durchweg intensiver als 1998 war. Dies könnte das Wachstum der Lemnaceen fördern, was aber offensichtlich nicht der Fall war (**Abb. 5.33**). Auch die Niederschlagsmengen der letzten beiden Jahre unterschieden sich kaum und sind deshalb zu vernachlässigen (**Abb. 5.34**).

Da aber die Stauspiegelhöhe nicht allein vom Niederschlag, sondern auch von der Talsperrenbewirtschaftung abhängt, spielt letzteres für die Lebensbedingungen der Lemnaceen eine größere Rolle. So ist es auch zu verstehen, dass durch die Anhebung des Stauspiegels im Jahre 1998 die Wasserlinsenpopulationen, die sich zunächst in den flachgründigeren Uferbereichen der Stauwurzel entwickeln konnten, nach Anstieg des Wasserspiegels loslösten und durch Erhöhung der Strömung in Richtung Staumauer abdrifteten.

Es kam aber nicht zu einer Massenvermehrung. Das ist nur dann möglich, wenn die vom Uferbereich losgelösten Wasserlinsen eine zusammenhängende Fläche von mehreren Quadratmetern auf der Freifläche der Talsperre bilden. Diese können dann auch einer stärkeren Windeinwirkung trotzen. Selbst wenn der Wind diese Populationen zu mehreren Zentimeter dicken Schichten am Ufer zusammendrängt, würden sich diese bei ruhigen Wetter schnell wieder auf die Freifläche des Gewässers ausbreiten (KLOSE 1963). Sind die Lemnaceenverbände jedoch zu klein und die Bewegung des Wassers durch Strömung und Wind zu hoch, so kommt es zu einer Ausdünnung der Wasserlinsenbestände, was schließlich zu einer Vereinzelung führt. In solchen Situationen kann davon ausgegangen werden, dass die Wasserlinsenvermehrung auf großflächigen Gewässern weitgehend gebremst wird.

Andererseits wurde schon darauf hingewiesen, dass durch das Absenken des Stauspiegels zum Herbst hin die Turionen (die Überdauerungsorgane von *Spirodela polyrhiza*) trocken fallen und dann nicht mehr in der Lage sind, bei einem Überstau im Frühjahr auszukeimen (LIEBERT 1994).

Die Wassertemperatur hat einen entscheidenden Einfluss auf Vorkommen und Entwicklung der jeweiligen Wasserlinsenarten. Das trifft auch auf die natürlicherweise auf der Bleilochtalsperre vorkommenden Lemnaceenarten *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* zu. Während letztere erst ab 20 °C optimal zu wachsen beginnt, entwickelt sich *Lemna minor* schon bei niedrigeren Temperaturen ab 16 °C. Da beide Wasserlinsenarten auch für das Biomonitoring eingesetzt wurden, wuchs je nach vorherrschender Wassertemperatur die eine oder die andere Art besser oder schlechter. Die generell zu gewissen Zeiten (Juli/August) etwas höheren Wassertemperaturen im Stauwurzelbereich und auch in der Wetterabucht korrelierten mit einem besseren Wachstum von *Spirodela polyrhiza*, während im Hauptwasserbecken und in der Remptendorfer Bucht bei niedrigeren Temperaturen die kältetolerante *Lemna minor* besser gedieh. Unterschritt die Wassertemperatur jedoch die 15 °C-Marke, dann war die Entwicklung beider Wasserlinsenarten stark eingeschränkt und die Pflanzen starben schließlich ab. Das Gewässer bleibt dann weitgehend wasserlinsenfrei. Da durch den Betrieb der künstlichen Destratifikationsanlage kälteres Tiefenwasser zur Wasseroberfläche bewegt wird, müsste dies eine Verlangsamung des Wasserlinsen-

wachstums zur Folge haben. Es hat sich jedoch gezeigt, dass die Oberflächenlamelle (2 bis 3 m) der Talsperre durch vorher nicht kalkulierbare Einflussgrößen (Absorption der auftreffenden langwelligen Strahlung durch Eigenfärbung des Wassers, Wärmeeintrag über das Ab- und Kühlwasser des Papier- und Zellstoffwerkes Blankenstein) am Zulauf der Talsperre nur unzureichend oder überhaupt nicht erfasst wurde (s. Teil 3 und Teil 4). Selbst in unmittelbarer Nähe des Blasenschleiers der Destratifikationsanlage waren die Temperaturen im Oberflächenwasser oft instabil, was sich, kurzfristig gesehen, auch auf das Wasserlinsenwachstum auswirkte (s. **Abb. 5.8 a** und **b**). Dass die Wasserlinsen trotzdem über Jahre hinweg im zentralen Teil der Talsperre (bis zum Probenahmeort Saalburg) schlechter als im Stauwurzelbereich wuchsen, hing sicherlich auch mit der unterschiedlichen Nährstoffsituation und damit verbunden mit der Phytoplanktonentwicklung zusammen (s. **Abb. 5.35**).

Zum Fragenkomplex 2: Neben der Wassertemperatur spielten die Nährstoffsituation und der pH-Wert für die Wasserlinsen eine wichtige Rolle.

Es konnte festgestellt werden, dass Stickstoff in der Bleilochtalsperre nicht limitierend auf das Wasserlinsenwachstum wirkt (LIEBERT 1998). Das Calcium- und Magnesiumangebot war ebenfalls ausreichend (LANDOLT 1996). Entscheidend sind jedoch Phosphor und Kalium. Auf die Bedeutung von Kalium für die Wasserlinsen wiesen bereites WHITE (1936) und LÜÖND (1983) hin.

Bei der Formulierung des Makrophytenindexes durch MELZER (1981) gilt Phosphor als Schlüsselelement. Selbst wenn die Wassertemperaturen für ein Lemnaceenwachstum optimal sind, begrenzen niedrige Phosphorgehalte das Wachstum der Lemnaceen stärker als das des Phytoplanktons (JUNGNICKEL 1978, KOHL & NICKLISCH 1988). Deshalb ist das im Jahre 1999 registrierte schwache Wachstum beider Wasserlinsenarten in den Schwimmkampen mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die außerordentlich niedrigen Phosphorwerte im Wasser der Bleilochtalsperre (s. **Abb.5.6**) zurückzuführen. Durch die gleichzeitige Abnahme des Kaliumgehaltes im Wasser wird jener Mineralstoffmangel noch verstärkt. Da die Wassertemperaturen im Stauwurzelbereich stets höher als im Hauptwasserkörper der Talsperre lagen, wirkte sich hier eine Verminderung essentieller Nährelemente besonders gravierend aus.

Das traf in gewisser Weise auch auf den DOC-Gehalt zu (**Abb. 5.7**). Da Wasserlinsen Kohlenstoffverbindungen unterschiedlichster Art metabolisieren können, ist auch durch erhöhte DOC-Gehalte im Talsperrenwasser mit einer Förderung des Lemnaceenwachstums zu rechnen (LANDOLT & KANDELER 1987). So beobachtete FRICK (1991) einen positiven Einfluss von Zucker und Zuckerderivaten auf das Wasserlinsenwachstum. TWRZNIK (1999) konnte außerdem nachweisen, dass Ligninsulfonsäure Wachstum und Vermehrung vor allem von *Lemna minor* fördert.

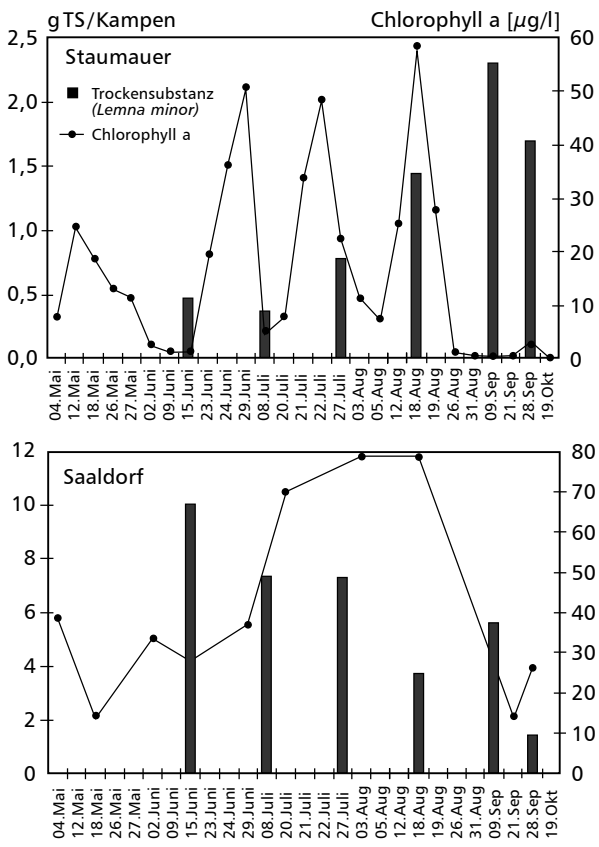


Abb. 5.35: *Vergleich des Chlorophyll-a-Gehaltes im Oberflächenwasser zweier Probenahmeorte mit den in Schwimmkampen ermittelten Biomassewerten (TS: Trockensubstanz) von* Lemna minor *im Untersuchungsjahr 1998*

Andererseits wirkten sich HCO_3 bzw. CO_2, die durch bakteriellen Umsatz organischer Substanz gebildet werden können, positiv auf das Lemnaceenwachstum aus (ANDERSON & EMES 1985, LEWIS & BENDER 1961). Bei relativ hohem pH-Wert können durchschnittlich bis 86 % des Kohlenstoffs aus dem im Wasser gelösten organischen Kohlenstoff – z.B. von *Lemna minor* – bezogen werden (FILBIN & HOUGH 1985).

Da Wasserlinsen aber in der Regel niedrigere pH-Werte bevorzugen, stellt der DOC-Gehalt eine nicht zu unterschätzende Größe für das Vorkommen und Gedeihen von Lemnaceen in Gewässern mit höheren pH-Werten dar (z.B. Werte zwischen pH 8 und pH 9 am Probenahmeort Saaldorf). Die ausgewogenen und niedrigen DOC-Gehalte des Talsperrenwassers für das gesamte Sperrengebiet im Jahre 1999 müssen deshalb mit der erheblichen Abnahme der Biomassewerte in Verbindung gebracht werden.

Einen nicht unwesentlichen Faktor für das bessere Wasserlinsenwachstum im Stauwurzelbereich scheint das Mangan zu sein. Entsprechend der höheren Mn-Konzentration im Oberflächenwasser des Stauwurzelbereiches in für Lemnaceen verfügbarer Form konnten

höhere Mn-Gehalte in beiden Wasserlinsenarten nachgewiesen werden. Konzentrationen von 5×10^{-6} mol Mn/l fördern deutlich das *Lemna*-Wachstum (JUNGNICKEL & GEBHARD 1986). Diese Konzentration entspricht etwa der, die im Oberflächenwasser der Stauwurzel gemessen wurde.

Es lässt sich demnach schlussfolgern, dass für den Stauwurzelbereich der Bleilochtalsperre ab den Probenahmeorten Mühlberg bzw. Saaldorf bis zur Piere der Nährstofffaktor dominierte und kein oder nur ein unwesentlicher Einfluss der künstlichen Destratifikation auf das Lemnaceenwachstum bestand.

Ganz anders ist die Situation im zentralen Teil der Talsperre einzuschätzen. Zusätzlich zu einem geringeren Nährstoffangebot kam der Temperaturfaktor stärker in Betracht. Selbst wenn die Oberflächenlamelle des Wasserkörpers nicht vollständig von der künstlichen Durchmischung erreicht wurde, so bestanden doch Austauschprozesse, welche für das Lemnaceenwachstum entscheidend sein können. Dies ist bedingt durch die nächtliche Abkühlung des Oberflächenwassers auf Minimalwerte, die der Temperatur der Mischschicht entsprechen (s. Teil 3 und 4). In diesem Zusammenhang interessierte auch, inwieweit durch Wasserbewegung (Wind) bzw. Wasserströmung (s. Teil 3) der Bedarf an suboptimal zur Verfügung stehenden Nährelementen für die in den Schwimmkampen fixierten Wasserlinsenpopulationen verbessert werden kann. Dazu dienten Laborversuche mit Originaltalsperrenwasser, die als Ergänzung zu früher in semikontinuierlicher Kultur durchgeführten Untersuchungen zu sehen sind (LIEBERT 1998). Es konnte festgestellt werden, dass unter sterilen Bedingungen ein kontinuierlicher Durchfluss an Talsperrenwasser gegenüber einer stationären Kultur nicht die Vermehrung von *Lemna minor* sondern die Biomasse (als Trockensubstanz) erhöht. Bei unsteriler Kultur nahm die Biomasse infolge Konkurrenz mit Mikroalgen und Bakterien um die Makroelemente im Vergleich zur Sterilkultur ab. Diese Ergebnisse wurden mit Wasser des Probenahmeortes Anlegestelle (An) vom 10.04.1999 erzielt (MEISTER unveröff.). Wie frühere Untersuchungen (LIEBERT 1998) zeigten, hängen jene Ergebnisse von der Wasserlinsenart, von der Zusammensetzung und der Durchflussgeschwindigkeit der Kulturlösung sowie der Kulturdauer bei kontinuierlicher Kultur ab.

Dennoch kann man schlussfolgern, dass durch die bei der künstlichen Destratifikation hervorgerufenen Turbulenzen keine massive Vermehrung der Wasserlinsen zu erwarten ist. Zu bedenken ist auch, dass die Bewegung, die durch den Blasenschleier im zentralen Teil der Talsperre erzeugt wird, dem Wasserlinsenwachstum abträglich ist.

Es muss an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen werden, dass durch die künstliche Destratifikation von den im Sediment durchschnittlich 1780 mg Cr/kg Sediment (HUSCHKA et al.1994) lagernden Chroms keine zusätzliche Mobilisierung erfolgte (s. auch Werte von 1994, LIEBERT 1998). Das sensible Biomonitoring mit Lemnaceen leistete hierbei gute Dienste (LIEBERT & MACHELETT 1996).

Zum Fragenkomplex 3: Betrachten wir das Problem Nährstoffkonkurrenz zwischen Wasserlinsen und Phytoplankton auf der Bleilochtalsperre (s. **Abb. 5.35**). Als Messgröße für die Abundanz des Phytoplanktons sollen die von HERSCHEL im Jahre 1998 gemessenen Chlorophyll a-Werte (s. Teil 4) dienen. Diese wurden mit den im dreiwöchigen Rhythmus ermittelten Biomassen der Lemnaceen verglichen. Am Probenahmeort Staumauer ließ sich im Zeitraum Juni bis September (1998) keine Beziehung im Sinne von Nahrungskonkurrenz zwischen den Organismengruppen herstellen. Da aber am Probenahmeort Saaldorf die Biomassewerte der Lemnaceen bei gleichzeitigem Anstieg der Chlorophyllwerte stark absanken, könnte man auf Nahrungskonkurrenz zum Nachteil des Wasserlinsenwachstums schließen. Die Unterschiede zwischen Staumauer und Stauwurzel bezüglich Nahrungskonkurrenz wären dann sicherlich die Folge der künstlichen Destratifikation. Ob allerdings eine Nährstoffkonkurrenz zwischen den zu bestimmten Zeiten auf der Talsperre auftretenden *Microcystis*-Blüten und den Lemnaceen bestand, ist noch nicht eindeutig zu beantworten. Eine Nährstoffkonkurrenz besteht für *Microcystis* vor allem beim Phosphatangebot. Der Bedarf an Phosphor lag bei *Lemna minor* höher als bei *Microcystis*. Dagegen benötigt *Microcystis* deutlich weniger Kalium als *Lemna*. Stickstoff war für *Lemna* wie für *Microcystis* nicht limitierend. Calcium und Magnesium spielten unter dem Aspekt der Nährstoffkonkurrenz keine Rolle. Sicher ist, wie Laborversuche ergaben, dass Wachstum und Photosyntheserate von *Lemna minor* bei Anwesenheit von *Microcystis aeruginosa* vermindert waren. Allerdings wurden die im Labor eingesetzten Mengen von 5 mg Microcystin-RR/l Nährlösung in der Bleilochtalsperre nicht festgestellt.

Zum Fragenkomplex 4: Interessant waren die Auswirkungen des Betriebsstillstandes des Papier- und Zellstoffwerkes ZPR Blankenstein ab Juli 1999 bis Jahresende auf die Wasserqualität der Talsperre. Wie aus der **Abbildung 5.36** hervorgeht, nahm die Biomasse beider Wasserlinsenarten ab August abrupt ab. Wird dies mit den seit 1997 dokumentierten Werten in den **Abbildungen 5.8 a** und **b** verglichen, so ist zu ersehen, dass in den letzten Jahren niemals ein derartiger Einschnitt in die Biomasseproduktion des Stauwurzelbereiches im Jahresverlauf zu verzeichnen war. Nicht ganz auszuschließen war neben den niedrigen Phosphor- und Kaliumgehalten im Saalewasser aber auch der Temperaturfaktor. Wie WITTER (s. Teil 3) feststellen konnte, werden die Abwässer von der ZPR Blankenstein mit Temperaturen z.T. um 40 °C in die Talsperre entlassen. Sie gleiten dann bis weit über den Stauwurzelbereich hinaus auf dem kälteren Tiefenwasser in Richtung Staumauer entlang, bis eine nicht mehr messbare Durchmischung des Wassers erreicht ist. Der Zustand dieses Oberflächenwassers ist aber maßgeblich für das Was-

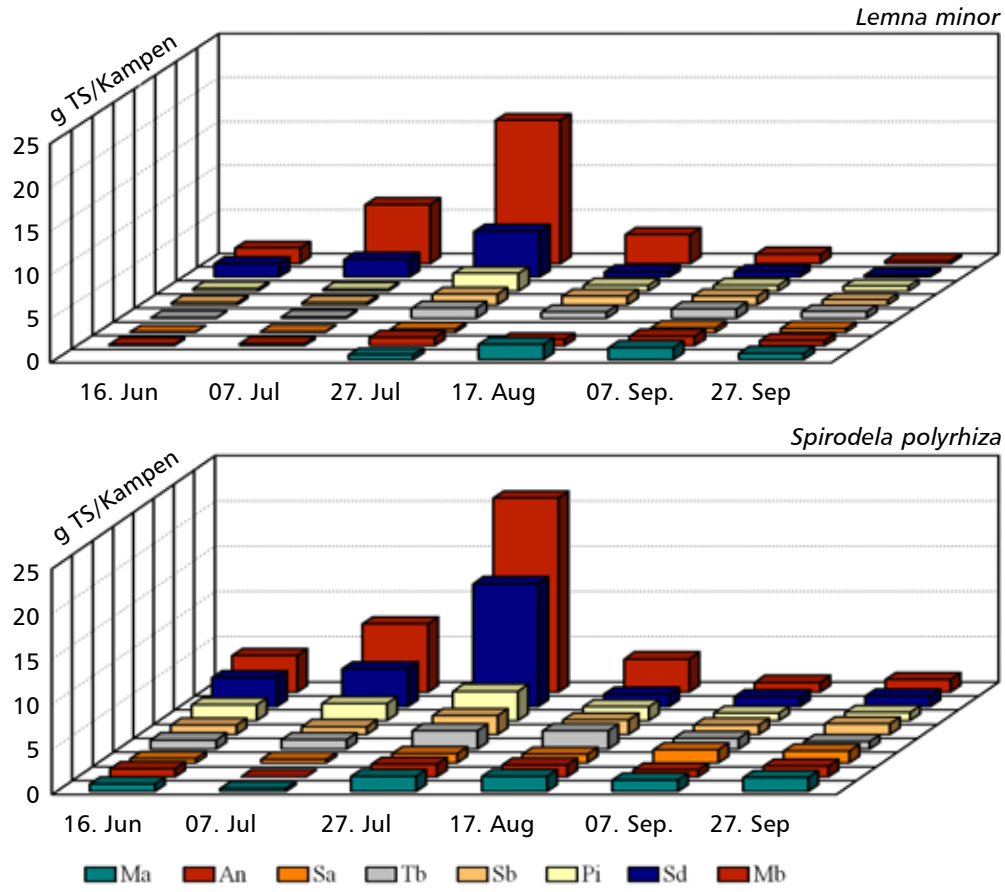


Abb. 5.36: *Biomassebildung (TS: Trockensubstanz) der beiden Wasserlinsenarten* Lemna minor *und* Spirodela polyrhiza *in Schwimmkampen verschiedener Expositionsorte auf der Bleilochtalsperre (Probenahmeort Mühlberg 1999; Abkürzungen s. Abb. 5.1)*

serlinsenwachstum verantwortlich und schlug sich deshalb beim Biomonitoring in den Biomassewerten beider Wasserlinsenarten nieder. Die wärmeliebendere *Spirodela polyrhiza* war gegenüber der kältetoleranteren *Lemna minor* eindeutig im Vorteil, wie aus der Grafik (**Abb. 5.36**) hervorgeht. Erst ab dem Probenahmeort Piere waren keine Unterschiede vom 27. Juli zum 17. August 1999 mehr erkennbar.

Aus dem Dargelegten geht hervor, dass die Wasserlinsenvermehrung auf der Bleilochtalsperre von den windgeschützten Flachwasserzonen der Buchten bzw. vom gesamten Stauwurzelbereich zwischen Mühlberg und Blankenstein ausgeht. Durch Abdrift kann dann auch der zentrale Teil der Talsperre z.B. bei Saalburg mit Wasserlinsen besiedelt werden, was zu einer Massenentwicklung mit flächenhafter Deckung von mehreren Hektar Ausdehnung führen kann. Die Analyse einiger wesentlicher Nährstoff-Parameter machte deutlich, dass die Bleilochtalsperre gute Voraussetzungen für das Wasserlinsenwachstum bietet (LANDOLT 1996).

Der Eintrag eutrophierender Stoffe ist schwer kontrollierbar und und lässt sich in Anbetracht des großen Einzugbereiches der Bleilochtalsperre nur in einem begrenzten Umfang beherrschen, so dass bei der Reduzierung der Wasserlinsenbestände Maßnahmen im Rahmen der Talsperrenbewirtschaftung Bedeutung zukommt. Das betrifft vor allem die Regulierung der Stauspiegelhöhe. Stauspiegelschwankungen in den Entfaltungsgebieten der Lemnaceenpopulation während der Vegetationsperiode können deren Entwicklung hemmen oder fördern. Zusätzliche technische Maßnahmen, wie sie zur Minimierung der Phytoplanktonentwicklung mittels Eintrag von Druckluft vorgenommen wurden, haben nur in unmittelbarer Nähe der Destratifikationsanlage einen negativen Einfluss auf das Wasserlinsenwachstum. Andererseits konnte eine Wachstumsförderung nicht beobachtet werden. Da aber die durch die Anlage verursachte Turbulenz in Richtung Stauwurzel einer natürlichen Strömung in umgekehrter Richtung entgegenwirkt, wäre ein Abdriften möglicher Wasserlinsenpopulationen von der Stauwurzel zum Hauptwasserkörper hin gebremst. Berücksichtigt werden muss bei dieser Betrachtung jedoch die nicht kalkulierbare Windeinwirkung.

Danksagung

Für die Hilfe bei der Microcystin-Bestimmung danken wir den Mitarbeitern des Instituts für Ernährungswissenschaften der Friedrich-Schiller-Universität unter Leitung des Lehrstuhlinhabers, Herrn Prof. Dr. Luckas, und ganz besonders den Mitarbeitern, Herrn Dr. Hummert und Dr. Reichelt.

Frau Dr. M.-L. Martin vom Lehrstuhl Lebensmittelkunde danken wir für die Schwermetallanalysen, Frau Holzinger von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena-Göschwitz für die Aufarbeitung der DOC-Proben. Ohne den unermüdlichen Einsatz von Frau Gisela Prack und Frau Eva-Maria Schmidt wäre die Bewältigung der vielfältigen Aufgaben im Forschungsprojekt „Ursachenanalyse zur Bildung von Wasserlinsendecken“ nicht möglich gewesen. Dafür danken wir ganz herzlich.

Weiterhin möchten wir Herrn stud. rer. nat. Kay Meister für seine gewissenhafte Arbeit am Forschungsprojekt danken.

Nicht zuletzt gilt unser Dank dem Projektleiter Herrn Dr. Loth sowie Frau P. Martin. Ganz besonders danken wir dem Projektträger des BMBF in Persona von Frau Dipl. Chem. Bernhardt und Frau Horak.

5.5 Literatur

ABE, T., T. LAWSON, J. D. B. WEYERS & G. A. CODD 1996: *Microcystin-LR inhibits photosynthesis of* Phaseolus vulgaris *primary leaves: implications for current spray irrigation practice.* New Phytol. 133: 651-658

ANDERSON, J. W. & M. J. EMS 1985: *Purfication and properties of pyruvate reductase from* Lemna minor. Int. J. Biochem. 17(10): 1085-1090

BERGTER, F. 1960: *Kontinuierliche Kultur von Mikroorganismen.* Fortschr. d. Bot. 22: 492-499

CARMICHAEL, W.W. 1992: *Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins.* J. Appl. Bacteriol. 72: 445-459

CODD, G. A., S. G. BELL, & W. P. BROOKS 1989: *Cyanobacterial toxins in water.* Water Sci. Technol. 21: 1-13

EILERS, P. H. C. & J. C. H. PEETERS 1988: *A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton.* Ecol. Modelling 42: 199-215

FASTNER, J. 1997: *Microcystinvorkommen in 55 deutschen Gewässern.* In: *Toxische Cyanobakterien in deutschen Gewässern*. Umweltbundesamt Berlin, WaBoLu-Hefte 4: 27-34

FILBIN, G. J. & R. A. HOUG 1985: *Photosynthesis, photorespiration and productivity in* Lemna minor *L.* Limnol. Ocean. 30(2): 322-334

FRICK, H. 1991: *Callogenesis and carbohydrate utilization in* Lemna minor. Plant Physiol. 137: 397-401

GENTY, B. E., J. M. BRIANTAIS & N. R. BAKER 1989: *The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence.* Biochim. Biophys. Acta 990: 87-92

HERSCHEL, A. & P. LOTH 1998: *Die Zwangsumwälzung eines Wasserkörpers als eine Möglichkeit zur lichtlimitierten Begrenzung des Phytoplanktonwachstums.* In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen.* BMBF-Forschungsverbundvorhaben „Stehende Gewässer“ 1993-1998. Abschlussbericht: 180-208

HUMMERT, C., M. REICHELT, C. LEGRAND, E. GRANELI & B. LUCKAS 1999: *Rapid clean-up and effective sample preparation procedure for unambiguous determination of the cyclic peptides microcystin and nodularin.* Chromatographia 50: 173-180

HUMMERT, CHR., M. REICHELT, J. WEISS, H.-P. LIEBERT & B. LUCKAS 2000: *Determination and identifikation of microcystins from cyanobacteria bloom in the Bleiloch reservoir (Thuringia/Germany).* CHEMOSPHERE (in prep.)

HUSCHKA, B., H. KÖHLER & M. RAMM 1994: *Die Belastung der Elbe-Nebenflüsse mit Schadstoffen. Erste Ergebnisse.* Statusbericht 1994 der vom BMBF geförderten Elbe-Nebenflüsse Verbundvorhaben: 69-77

INTERJIT & K. M. M. DAKSHIN 1994: *Algal allelopathy.* Bot. Review 60(2): 182-196

JUNGNICKEL, J. 1978: *Phosphatbedarf und Mangelsymptome bei einigen axenisch kultivierten Lemnaceen.* Limnologica 11: 469-478

JUNGNICKEL, J. 1986: *Turion formation and behaviour in* Spirodela polyrhiza *at two levels of phosphate supply.* Biol. Plantarum 28: 168-173

JUNGNICKEL, F. & A. GEBHARD 1986: *Zur Manganwirkung von* Lemna minuscula *unter autotrophen und mixotrophen Ernährungsbedingungen.* Beitr. Biol. Pflanzen 61: 179 – 189

KANDELER, R. 1969: *Förderung der Blütenbildung von* Lemna gibba *L. durch DCMU und ADP.* Z. Pflanzenphysiol. 61: 20-28

KLOSE, H. 1963: *Zur Limnologie von* Lemna-*Gewässern.* Wiss. Zeitschr. der KMU Leipzig 12: 233-259

KOHL, J.-G. & A. Nicklisch 1988: *Ökophysiologie der Algen.* Akad. Verl, Berlin

KOS, P., G. GORZO, G. SURANYI & G. BORBELY 1995: *Simple and efficient method for isolation and measurement of cyanobacterial hepatotoxins by plant tests (Sinapis alba L.).* Anal. Biochem. 225: 49-53

KURKI-HELASMO, K. & J. MERILUOTO 1998: *Microcystin uptake inhibits growth and protein phosphatase activity in mustard (*Sinapis alba *L.) seedlings.* Toxicon 36: 1921-1926

LANDOLT, E. 1957: *Physiologische Untersuchungen an Lemnaceen.* Bericht der Schweizerischen Botanischer Gesellschaft 67: 214-410

LANDOLT, E. 1996: *Duckweeds (Lemnaceae): Morphological and ecological characteristics and their potential for recycling of nutrients.* Environm. Res. Forum 5-6: 289-296

LANDOLT, E. & R. KANDELER 1987: *Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae). Vol. 4. The family of Lemnaceae – a monographic study.* Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 95. Heft

LAWTON, L., C. EDWARDS & G. A. CODD 1994: *Extraction and High-Performance Liquid Chromatographic Method for Determination of Microcystins in Raw and Treated Waters.* Analyst 119: 1525-1530

LEWIS, W. M. & M. BENDER 1961: *Effect of a cover of duckweed and the alga* Pithophora *upon the dissolved oxygen and free carbon dioxide of small ponds.* Ecology 42: 602-603

LICHTENTHALER, H. K. 1987: *Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes.* Methods Enzymol. 148: 350-382

LIEBERT, H.-P. 1994: *Ursachenanalyse zur Bildung von Wasserlinsendecken auf der Bleilochtalsperre zum Zwecke einer möglichen Reduzierung.* In: *Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre.* BMBF-Forschungsverbundvorhaben „Stehende Gewässer", Zwischenbericht 1994, Band 2 / Teil 4

LIEBERT, H.-P. 1998: *Die Auswirkung der Zwangsumwälzung eines stehenden Gewässers auf das Wasserlinsenwachstum.* In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen.* BMBF-Forschungsverbundvorhaben „Stehende Gewässer", Abschlußbericht 1993 – 1998: 233-259

LIEBERT, H.-P. 2000: *Wasserlinsenmonitoring auf der Bleilochtalsperre / Thür. zur Charakterisierung der Wasserqualität.* In: *2. Hohenheimer Worshop Bioindikation 1998.* G. Heimbach Verlag Stuttgart: 267-271

LIEBERT, H.-P. & B. MACHELETT 1996: *Wasserlinsenmonitoring zur Ermittlung ausgewählter Schwermetallgehalte des Saalewassers am Beispiel der Bleilochtalsperre/Thüringen.* In: *Mengen- und Spurenelemente.* 16. Arbeitstagung 06. / 07.12.96 in Jena / Leipzig: 307-314

LIEBMANN, H. 1939/40: *Über den Einfluß der Verkrautung auf den Selbstreinigungsvorgang in der Saale unterhalb Hof.* Vom Wasser 14: 92-102

LOTH, P., A. HERSCHEL, K. SCHRÖTER & H.-P. LIEBERT 1995: *Massenentwicklung von Algen und Wasserlinsen in der Talsperre Bleiloch (Thüringen) – Gegenwärtige Situation, Ursachenanalyse und erste Ergebnisse zu deren Verringerung.* Int. Revue Ges. Hydrobiol. 80: 535-561

LÜÖND, A. 1983: *Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae). Vol. 3. Das Wachstum von Wasserlinsen (Lemnaceae) in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot, insbesondere Phosphor und Stickstoff.* Veröff. Geobot. Inst., Stiftung Rübel, Zürich, 80. Heft

MCDERMOTT, C. M., R. FEOLA & J. PLUDE 1995: *Detection of Cyanobacterial Toxins (Microcystins) in Waters of Northeastern Wisconsin by a new Immunoassay technique.* Toxicon 33 (11): 1433-1442

MELZER, A. 1981: *Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung.* Limologica 13: 459-471

PLATT, T., C. L. GALLEGOS & W. G. HARRISON 1980: *Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton.* J. Mar. Res. 38 (4): 687-701

SCHLÖSSER, U. G. 1994: *SAG-Sammlung von Algenkulturen at the University of Göttingen.* Catalogue of Strains 1994. Bot. Acta 107(3): 113-186

SCHRÖTER, K. & R. WITTER 1998: *Hydrodynamische Verhältnisse in einer Enclosure-Versuchsanlage zur Simulation der Wachstumsbegrenzung des Phytoplanktons durch Umwälzung und Untersuchungen für eine großtechnische Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre.* In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen.* BMBF-Forschungsverbundvorhaben „Stehende Gewässer" 1993-1998. Abschlussbericht: 209-231

SCHWOERBEL, J. 1986: *Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie.* G. Fischer Verl. Stuttgart/Jena, 7. Auflage. UTB-Reihe

SCHWOERBEL, J. 1993: *Einführung in die Limnologie.* UTB-Reihe, G. Fischer Verlag Stuttgart / Jena, 7. Auflage.

TOSHIKO, A., T. LAWSON, J. D. B. WEAERS & G. A. CODD 1996: *Micocystin-LR inhibits photosynthesis of* Phaseolus vulgaris *primary leaves: implications for current spray irrigation practice.* Phytol. 133: 651-658

TWRZNIK, S. 1999: *Der Einfluß von Huminsäuren auf das Wachstum und einige Stoffwechselparameter von Lemnaceen (Wasserlinsen).* Staatsexamensarbeit für das Lehramt an Gymnasien. Biol.-Pharm. Fakultät der Friedrich-Schiller-Universität Jena

UENO, Y., S. NAGATA, T. TSUTSUMI, A. HASEGAWA, F. YOSHIDA, M. SUTTAJIT, D. MEBS, M. PÜTSCH & V. VASCONCELOS 1996: *Survey of Microcystins in Environmental Water by a Highly Sensitive Immunoassay based on Monoclonal Antibody.* Nat. Toxins 4: 271-276

UTERMÖHL, H. 1958: *Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton – Methodik.* Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38

WEIß, J., H.-P. LIEBERT & W. BRAUNE 2000: *Influence of microcystin – RR on rowth and photosynthetic capacity of the duckweed* Lemna minor *L.* J. Applied Bot. 74 (in press)

WHITE, H. L. 1936: *The interaction of factors in the growth of* Lemna*. VII. The effect of potassium on growth and multiplication.* Ann. Bot. 50: 175-196

WISSING, F. 1995: *Wasserreinigung mit Pflanzen.* Ulmer Verlag Stuttgart

TEIL 6

Technisch-ökonomische Gesamtbetrachtung des Verfahrens

Peter Loth[1], Ralph Witter[2] & Gerhard Splitthof[1]

[1]Thüringer Landesanstalt für Umwelt · Jena
[2]Institut für Wasserwesen der Bauhaus-Universität Weimar
Hydrolabor Schleusingen

Inhalt

6.1 Einleitung 125
6.2 Kosten der Destratifikationsanlage 125
6.3 Aufwand-Nutzen-Verhältnis 125
6.3.1 Vergleich zu Alternativverfahren 125
6.3.2 Aspekt der Erholungsnutzung 127
6.3.3 Probleme beim Betrieb der Destratifikationsanlage im Zusammenhang mit dem technischen Zustand 128
6.3.4 Technische Varianten einer Destratifikationsanlage für die Anwendung in anderen Gewässern 131
6.3.5 Mittel- oder langfristige Anwendung in anderen Gewässern 132
6.4 Abkürzungsverzeichnis 132
6.5 Literatur 132

Zusammenfassung

Die Baukosten der vom Freistaat Thüringen finanzierten Destratifikationsanlage in der Talsperre Bleiloch betrugen im Projektzeitraum 1,90 Mio. DM. Alle laufenden Kosten im Versuchszeitraum betrugen 900,6 TDM. Davon lagen die Kosten für die Elektroenergie bei 385,5 TDM.

Von den Lufteintragstechnologien Mammutpumpen, punktförmiger Lufteintrag und linienförmiger Lufteintrag erwies sich die letztere, der Blasenschleier, als die effektivste Lösung. Mit dem punktförmigen Lufteintrag und den Mammutpumpen wäre der 5- bis 175-fache Lufteintrag erforderlich, um den gleichen Effekt wie mit dem Blasenschleier zu erreichen.

Die Erholungsleistung der „Seenlandschaft Talsperre Bleiloch“ erhöhte sich im Vergleich zum Referenzjahr 1996 unter Berücksichtigung aller Maßnahmen im Wassereinzugsgebiet und in der Talsperre um 28%, wobei der Anteil der ökotechnischen Maßnahme „Künstliche Destratifikation“ 10% betrug.

Es wurden die Problempunkte der Tragseilkonstruktion, der horizontalen Lage der Düsenleitung, der Korrosion an Kleinteilen sowie des Kompressorenbetriebes zusammengestellt, die bei einem Weiterbetrieb oder einer Nachnutzung der Anlage abgestellt bzw. technisch anders gelöst werden müssen.

Da jede Nachnutzung gewässerspezifisch geplant und ausgeführt werden muss, werden zwei mögliche Einbauvarianten des Luftzuführungssystems vorgestellt, die für die Bleilochtalsperre vorgesehen waren, aber nicht umgesetzt werden konnten.

Summary

The building costs of the destratification system in the Bleiloch reservoir, financed by the Free State of Thuringia, amounted to 1,9 million DM for the project period. Complete running costs for the period of the project came to 900,6 thousand DM. Of this, 385,5 thousand DM were electric power costs.

Of the air-inlet technologies available – namely, air-lift pumps, point-shaped air-inlets and line-shaped air-inlets – the latter; the bubble curtain, proved to be the most effective solution. With the point-shaped air-inlet and the air-lift pump, a 5-175 fold air-inlet is needed to create the same effect as when using a bubble-curtain.

Taking all measures in the catchment area into consideration, the recovery efficiency of the „Lake region Bleiloch reservoir“ increased overall compared with the reference year 1996 and in the dam itself by 28%. Of this, the part accounted for the eco-technical measure – „artificial destratification“ – was 10%.

The problems with suspension cable-building, the horizontal position of the air-inlet pipes, the corrosion of small parts, as well as of the running of the compressor, have been compiled. These would have to be repaired, or solved in a different way technically, if the system is left running or used subsequently.

As any subsequent use of the plant will have to be planned and carried out according to hydrographical specificities, two possible fitting variants of the air-supply system, which had been previously considered for use in the Bleiloch reservoir but which could not be put into use, will be presented.

6.1 Einleitung

Die technisch-ökonomische Gesamtbetrachtung des Verfahrens berücksichtigt die Investitionskosten (Baukosten), die laufenden Kosten, das Aufwand-Nutzen-Verhältnis, den Vergleich zu Alternativverfahren und Hinweise im Hinblick auf eine mögliche mittel- oder langfristige Nutzung in anderen Gewässern.

In Ergänzung der Ausführungen zum Aufbau und Betrieb der Destratifikationsanlage (Umwälzanlage) im Rahmen dieses Abschlussberichtes werden Probleme angesprochen, wo geplante und umgesetzte technische Lösungen sich nicht bewährten und Abänderungen erforderlich wurden bzw. vorgesehen sind.

Der große Umfang der technischen Informationen geht über den Rahmen dieses Abschlussberichtes des wissenschaftlichen Begleitprogrammes hinaus. Für spezifische technische Informationen können sich Interessenten direkt an die Thüringer Landesanstalt für Umwelt in Jena wenden. Dort liegen zahlreiche technische Dokumente zur Destratifikationsanlage vor.

Eine in Auftrag gegebene Studie über den technischen Zustand der Destratifikationsanlage wurde erarbeitet (BERGMANN & NOWAK 2000) und liegt ebenfalls in der Thüringer Landesanstalt für Umwelt vor.

Die Kosten der Umwälzanlage für das Großexperiment in der Talsperre Bleiloch finanzierte der Freistaat Thüringen. Das wissenschaftliche Begleitprogramm wurde durch das BMBF gefördert. Die Kosten der Forschungsaufwendungen im Sinne des wissenschaftlichen Begleitprogrammes sind nicht enthalten.

Die wissenschaftliche Aussage des Großexperimentes kann nicht losgelöst von der technischen Umsetzung, dem Betrieb, von technischen Problemen, dem Zustand der Destratifikationsanlage und den Kosten/Nutzen-Betrachtungen sowie einem möglichen Einsatz in anderen Gewässern gesehen werden.

Ergänzt werden diese Schwerpunkte durch ökonomische Aspekte der Erholungsnutzung, die auf der Basis einer Bewertung der Erholungseignung einer Seenlandschaft (KLAPPER 1972, 1995) erarbeitet wurden.

Für weitere Anwendungsoptionen sind Hinweise zu Varianten des Einbaus der Düsenleitung in das Gewässer und den Lufteintrag aufgezeigt.

6.2 Kosten der Destratifikationsanlage

Die Kosten für den Bau der Destratifikationsanlage – wie in den **Abbildungen 1.3** und **1.4** (Teil 1) dargestellt – sind in **Tabelle 6.1** aufgeführt. Die reinen Baukosten verteilen sich prozentual auf die einzelnen Baukomplexe wie Bautechnik Kompressorenstation mit 8%, Maschinentechnik mit 26%, Elektrotechnik mit 7%, Seiltragwerk und Montage mit 38%, Rohrleitungen, Verlegung und Montage mit 17% sowie sonstige Leistungen mit 4%. Zusammengefasst sind dies für die Kompressorenstation 41%, für das Seiltragwerk einschließlich Rohrleitungen 55% und die sonstigen Leistungen 4%.

Die Aufschlüsselung der mittleren Kosten für den Zeitraum des Betriebes der Destratifikationsanlage ist in **Tabelle 6.2** zusammengestellt.

Die in den ersten drei Jahren gewonnenen Erfahrungen mit der Ökotechnologie „Künstliche Destratifikation“ zur Restaurierung der Talsperre Bleiloch lassen noch keine umfassenden Aussagen über die Nachhaltigkeit bzw. Stabilität der Ergebnisse und Zusammenhänge zu. Hier besteht noch Forschungsbedarf bzw. sind bei einem Weiterbetrieb limnologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle erforderlich.

Für den dreijährigen Einsatz des Restaurierungsverfahrens, einschließlich Bau der Anlage, betrugen die Kosten in der Gesamtsumme etwa 2,8 Mio. DM bzw. rund 0,018 DM/m^3 des mittleren Talsperrenvolumens.

Zum Vergleich: Bei der Maßnahme „hypolimnische Calcitfällung im Schmalen Lucin“ liegen die Kosten pro Kubikmeter Seevolumen bei 0,056 DM/m^3 (KOSCHEL et al. 1998).

Unter Berücksichtigung gleicher Volumenansätze wie in den **Tabellen 6.1** und **6.2** – bezogen auf das mittlere Talsperrenvolumen – ergeben sich außerdem die folgenden spezifischen Kenngrößen:

- Lufteintrag: 0,060 m^3 Luft / m^3 Wasser
- Stromverbrauch: 0,007 kWh / m^3 Wasser
- Stromkosten: 0,0012 DM / m^3 Wasser.

6.3 Aufwand-Nutzen-Verhältnis

6.3.1 Vergleich zu Alternativverfahren

Bei der Konzipierung des Blasenschleiers stand zur Aufgabe, das für die Destratifikation günstigste Verfahren auszuwählen. Die Destratifikation mittels Lufteintrag (Blasenschleier) lässt sich durch Mammutpumpen, punktförmigen Lufteintrag (Blasensäulen) oder linienförmigen Lufteintrag (Blasenschleier) realisieren.

Die in der Literatur veröffentlichten Daten bestehender Destratifikationsanlagen wurden im Vorfeld der Konzeption des Blasenschleiers hinsichtlich des Verhältnisses Q_L / Q_W bzw. Q_W / P_{Mot} ausgewertet. In der **Abbildung 6.1** sind die dabei gefundenen Beziehungen zusammengestellt. Folgende Tendenz lässt sich daraus ableiten (s. a. KRANAWETTREISER et al. 1995, SCHRÖTER & WITTER 1997, SCHRÖTER & WITTER 1998, WITTER & SCHRÖTER 1996):

- Anlagen, die nach dem Mammutpumpenprinzip arbeiten, erreichen ein Verhältnis $Q_L / Q_W \cong 1/40$.

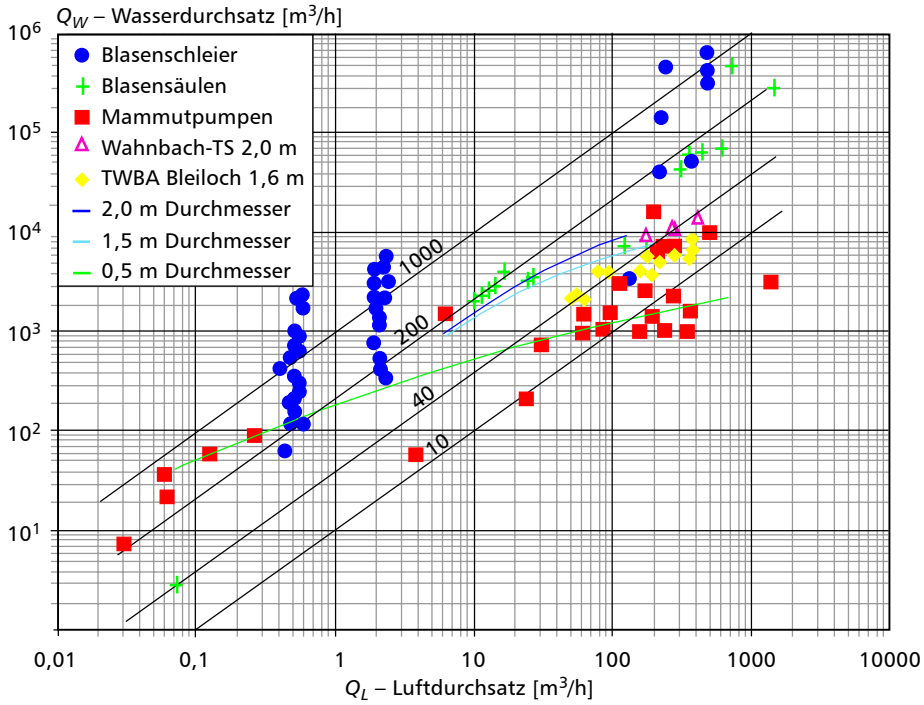


Abb. 6.1: *Q_L/Q_W – Beziehungen für verschiedene Belüftungsanlagen und Blasenschleier in Talsperren (KRANAWETTREISER et al. 1995)*

- Bei punktförmigem Lufteintrag beträgt dieses Verhältnis etwa 1/200 und
- bei linienförmigem Lufteintrag 1/1000.

Eine ähnliche Tendenz ergab sich für den Parameter Q_L/P_{Mot}.

Ausgehend von diesen Daten wurde für die Bleilochtalsperre der Betrieb einer Destratifikationsanlage in Form eines Blasenschleiers favorisiert und die Konzipierung und Planung entsprechend ausgerichtet.

Linienförmiger Lufteintrag

Dabei ist zunächst eine Einblastiefe von 20 m und ein zu induzierender Wasservolumenstrom von $1 \cdot 10^6$ m³/h angenommen worden und die erforderliche Schleierlage unter Beachtung des gefundenen Verhältnisses Q_L/Q_W=1/1000 mit Gleichung 6.1 berechnet.

$$Q_W = 9{,}63 \cdot L^{2/3} \cdot Q_L = 6{,}29 \cdot L^{2/3} \qquad (6.1)$$

Es ergab sich eine Blasenschleierlänge von 300 m (KRANAWETTREISER et al. 1995). Für andere Einblastiefen und Umwälzvolumina sind – entsprechend den während des Untersuchungszeitraums in der Bleilochtalsperre zu erwartenden Randbedingungen – in der weitergehenden Konzipierung nur noch die notwendigen Luftmengen unter Beibehaltung der Schleierlänge angepasst worden (SCHRÖTER & WITTER 1997, SCHRÖTER & WITTER 1998, WITTER & SCHRÖTER 1996). Im Rahmen der hydrodynamischen Untersuchungen während der Betriebszeit der Umwälzanlage konnte das anhand der Literaturrecherche gefundene Verhältnis von Q_L/Q_W = 1/1000 durch Messungen der vertikalen Abströmungsgeschwindigkeit vom Blasenschleier in seiner Größenordnung bestätigt werden (s. Teil 3 bzw. JERZYKOWSKI & WITTER 1998).

Zum Vergleich mit den beiden möglichen Alternativverfahren soll hier die für einen induzierten Wasservolumenstrom von $1 \cdot 10^6$ m³/h notwendige Luftmenge bei Einsatz von Blasensäulen bzw. Mammutpumpen berechnet werden (ZWEYNERT 2000).

Punktförmiger Lufteintrag

Es ist praktisch unmöglich, die gesamte notwendige Luftmenge dem Wasser an einem Punkt zuzuführen. Demnach müssten für eine punktförmige Luftzuführung verschiedene Eintragsstellen ausgewählt werden. Da die Luft zu diesen Punkten transportiert werden muss, werden bedeutend längere Leitungen notwendig als beim Blasenschleier.

Die notwendige Luftmenge kann überschläglich nach KOBUS (1973) bzw. DVWK Merkblatt (1988) mit Gleichung 6.2 berechnet werden.

$$Q_W = 0{,}3 \cdot H^{1{,}5} \cdot Q_L^{\,0{,}4} \qquad (6.2)$$

Unter Beachtung des in der Praxis erreichbaren Verhältnisses Q_L/Q_W = 1/200 ergibt die Gleichung 6.2 bei Eliminierung von Q_W und einer Wassertiefe von H = 20 m Q_L = 126 m³/h. Der dabei induzierte Wasservolu-

menstrom beträgt dann $Q_W = 25.200\ m^3/h$. Dies bedeutet, dass für die geforderte Umwälzung von $1 \cdot 10^6\ m^3/h$ 40 punktförmige Luftquellen bei gleichzeitiger Bereitstellung der 5-fachen Luftmenge des Blasenschleiers notwendig wären.

Umwälzung nach dem Mammutpumpenprinzip

Das Wasser-Luft-Gemisch strömt bei dieser Variante durch ein Rohr bis an die Wasseroberfläche. Aufgrund der Größe der notwendigen Luftmenge werden ebenfalls mehrere Eintragsstellen notwendig. Das Q_L/Q_W-Verhältnis hängt von Anzahl und Durchmesser der gewählten Mammutpumpen ab.

Es wurden zwei überschlägige Iterationen nach KRANAWETTREISER (1993) durchgeführt (Gl. 6.3 und 6.4).

$$\beta = Q_L/Q_W \tag{6.3}$$

$$\beta = \frac{Q_W^2}{2 \cdot g \cdot H \cdot A^2} \left(1 + \lambda \cdot \frac{l}{d} + \xi_E\right)\left(1 + \frac{1}{\beta}\right)^2 \tag{6.4}$$

Für $Q_W = 10.000\ m^3/h$, $d = 2$ m, $H = 20$ m, $l = 20$ m, $\lambda = 0{,}0111$, $\xi_E = 0{,}8$ und $\beta = 0{,}1737$ ergibt sich mit den Gleichungen 6.3 und 6.4 ein Luftvolumenstrom von $Q_L = 1.731{,}6\ m^3/h$. Dieser müsste an jeder der 100 Lufteintragsstellen bereitgestellt werden. Das Q_L/Q_W-Verhältnis beträgt 1/5,77.

Bei $Q_W = 5.000\ m^3/h$, $d = 1{,}5$ m, $H = 20$ m, $l = 20$ m, $\lambda = 0{,}0118$, $\xi_E = 0{,}8$ und $\beta = 0{,}1607$ verringert sich der Luftvolumenstrom auf $Q_L = 802{,}98\ m^3/h$. Das Q_L/Q_W-Verhältnis bei 200 gewählten Lufteintragsstellen beträgt 1/6,23.

Die erforderliche Luftmenge schwankt bei den beiden genannten Beispielen zwischen dem 160-fachen und dem 175-fachen Eintrag des Blasenschleiers.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in der Bleilochtalsperre der Lufteintrag durch einen Blasenschleier am effektivsten ist. Bei einem punktförmigen Lufteintrag wäre eine 5-fach größere Luftmenge und bei der Mammutpumpe eine bis zu 175-fach größere Luftmenge erforderlich. Diese Menge könnte nur durch eine erhöhte Kompressorenanzahl bereitgestellt werden, was wiederum höhere Energiekosten zur Folge hätte. Die höhere Anzahl der Lufteintragspunkte würde zu einer erheblichen Verlängerung der Zuführungsleitungen führen. Denkbar wären auch Unterwassermotorpumpen direkt an den einzelnen Lufteintragsstellen. Die Zuführungsleitungen von den Kompressoren würden damit wegfallen. Es müssten jedoch Stromleitungen zur Versorgung der Pumpen verlegt werden.

Beim Einsatz von z.B. 200 Mammutpumpen würde sich ein enormer Materialaufwand für die notwendigen Mantelrohre ergeben. Die hier so ungünstig erscheinende Mammutpumpe sollte daher auf ihren Einsatzbereich als Hypolimnionbelüftung beschränkt bleiben.

Obwohl bei Blasensäulen das Q_L/Q_W-Verhältnis schlechter als bei Blasenschleiern ist, kann ihr Einbau, besonders dann, wenn in einem Gewässer der Lufteintrag an verschiedenen Stellen realisiert werden soll, sinnvoll sein.

Tab. 6.1: *Zusammenstellung der angefallenen Kosten für den Bau der Destratifikationsanlage*

Komplexe	Kosten [Mio. DM]
Ausführungsplanung	0,198
Bauüberwachung	0,030
Baukosten	1,672
Bausumme	1,900
Bausumme pro m^3 des mittleren Talsperrenvolumens im Versuchszeitraum [DM/m^3]	0,0123

6.3.2 Aspekt der Erholungsnutzung

Die mit der Eutrophierung und der organischen Belastung einhergehenden Einschränkungen der Erholungsnutzung sind im Abschnitt 1.1 dargestellt. Die Zielsetzung des BMBF-Projektes war es, im Großexperiment diese Einschränkungen der Erholungsnutzung durch Algen- sowie auch möglichen Wasserlinsen-Massenentwicklungen mit dem Einsatz der künstlichen Destratifikation des Hauptwasserkörpers zu minimieren.

Tab. 6.2: *Zusammenstellung der mittleren laufenden Kosten pro Jahr für den Betrieb der Destratifikationsanlage von 1997 bis 1999 (arithmetischer Mittelwert)*

Titel	mittlere Kosten [Mio. DM/Jahr]
1 Personalkosten	0,1180
2 Sachkosten	
2.1 Inbetriebnahme	0,0104
2.2 Kompressorenwartung	0,0220
2.3 Winterfestmachung	0,0075
2.4 Pachtzins	0,0030
2.5 Rufbereitschaft	0,0084
2.6 Thüfunk (Meldessystem)	0,0024
3 Elektroenergie	0,1285
Σ Personalkosten	0,1180
Σ Sachkosten	0,0537
Σ Energiekosten	0,1285
Σ laufende Kosten [Mio. DM/Jahr]	0,3002
- pro m^3 des mittleren Talsperrenvolumens im Versuchszeitraum [DM/m^3]	0,0019
Limnologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle [Mio. DM/Jahr]	0,0700
- pro m^3 des mittleren Talsperrenvolumens im Versuchszeitraum [DM/m^3]	0,0005

Mit der Bewertung der Erholungsnutzung soll der Versuch unternommen werden, die im Forschungsvorhaben verfolgte Aufgabenstellung in ihrer Wirkung auf die Erholungsnutzung einzuschätzen.

Der Ansatz des Freizeitgravitationsmodells (TIEDT 1994 und SCHUHMANN et al. 2000) war wegen des relativ hohen Bearbeitungsaufwandes im Rahmen dieses Projektes nicht möglich. Es wird eine in Anlehnung an eine Seenlandschaft entwickelte Methodik nach KLAPPER (1972, 1995 sowie in BUSCH, UHLMANN & WEISE 1989) verwendet.

Methodik

Die Grundlage der Bewertung der Erholungsnutzung sind die Bewertungsfaktoren nach KLAPPER (1972, 1995) für die Naturausstattung der Seenlandschaft (A), die Erschließung der Seenlandschaft für Erholungszwecke (B) und die Erholung beeinträchtigende, d.h. erholungsmindernde Faktoren (C). Die Bewertungsfaktoren liegen zwischen 0 und 2 und wurden z.T. weiter differenziert. Mittlere Verhältnisse werden mit 1, ausgezeichnete Erholungseignung mit 2 und völlige Unbrauchbarkeit mit 0 bewertet. Die Ergebnisse aus der Befragung von mehreren unabhängigen Personen wurden arithmetisch gemittelt.

Die Verknüpfung der Bewertungsfaktoren ergibt die Erholungswirksamkeit (E_W) gemäß Gleichung 6.5.

$$((\Sigma A/7 + \Sigma B/7)/2 \cdot \Sigma C/7) = E_W \qquad (6.5)$$

Die Größe E_W kann nach der Skala in KLAPPER (1995) verbal beurteilt sowie als gebrauchswertmäßige Vergleichsziffer genutzt werden.

Als kapazitive Größe wird die Erholungsleistung (E_L) eingeführt (KLAPPER 1995).

$$E_W \cdot E_d = E_L \qquad (6.6)$$

Dabei ergibt sich E_d (Erholungstage) aus dem Produkt von E (Erholungsuchender) und E_Z (Erholungszeitraum) mit sich Erholenden von mindestens 2 h Aufenthalt bei Ausübung mindestens einer wassergebundenen Aktivität. Gearbeitet wird mit einem arithmetischen Mittel aus Schätzwerten für die wichtigsten Badestellen von $E = 367$ und einem $E_Z = 153$.

Für E_d gibt KLAPPER (1995) einen in der DDR errechneten Vergleichswert für Beckenbäder mit 1 E_d = 5,40 DM an. Er weist darauf hin, dass E_d noch nicht an die aktuellen politischen Bedingungen adaptiert wurde und deshalb bei weitem zu niedrig liegt. Unter Berücksichtigung eines geschätzten Faktors von 10 auch in Abhängigkeit von einer vergleichbaren Größe und vom gestiegenen Ausstattungsgrad der Bäder wird mit dem Schätzwert 54 DM gearbeitet.

Die Bewertung erfolgte für 1996 vor Beginn der ökotechnischen Maßnahme und 1999, im letzten Jahre des Projektzeitraumes, für den Gesamtzustand der Gewässerlandschaft und einen möglichen Einfluss, der vorwiegend durch die Umwälzanlage zu verzeichnen war. Einschränkend ist zu berücksichtigen, dass eine Bewertung der künstlichen Destratifikation mit dem Blasenschleier allein in der Bleilochtalsperre nicht exakt möglich ist, da verschiedene Einflussgrößen wie z.B. Belastungen aus dem Einzugsgebiet und technologische Änderungen sowie abwassertechnische Maßnahmen in der Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal für Veränderungen in der Bleilochtalsperre verantwortlich sind bzw. beeinflussend gewirkt haben.

Mit der so ermittelten Erholungsleistung kann das Rekreationspotential für die Erholungsnutzung der Bleilochtalsperre unter dem Einfluß von Technologieänderungen bei der Industrie, der Abwasserbehandlung im Einzugsgebiet und der Anwendung der Ökotechnologie „Künstliche Destratifikation“ im Gewässer ökonomisch deutlich gemacht werden.

Diese Kosten stellen hinsichtlich der zahlreichen beschriebenen Randbedingungen keine absoluten finanziellen Größen dar, geben aber eine Größenordnung an.

Ergebnisse

Das Ergebnis der in **Tabelle 6.3** zusammengestellten Bewertungsfaktoren zeigt, dass mit der Umsetzung der o.g. Maßnahmen im Zeitraum 1996 bis 1999 eine Verbesserung beim mittleren Bewertungsfaktor eingetreten ist. Gemäß der verbalen Beurteilung (KLAPPER 1995) ändert sich die Erholungswirksamkeit (E_w) der Bleilochtalsperre von *geeignet* vor Versuchsbeginn im Referenzjahr 1996 auf *gut geeignet* zum Abschluss des Projektes im Jahre 1999.

Die Einstufung der Erholungswirksamkeit (E_w) als verbrauchswertmäßige Vergleichsziffer und die Nützlichkeit der Gebrauchswerterhöhung für das Erholungswesen wirken unterstützend für weitere Entscheidungen.

Geht man einen Schritt weiter und verwendet den Substitutionsansatz einer möglichen monetären Bewertung für Beckenbäder, dann ergeben sich die in der **Tabelle 6.4** zusammengestellten Erholungsleistungen.

Bei Berücksichtigung aller sich verbessernden Bewertungsfaktoren (G) ergibt sich eine Erhöhung der Erholungsleistung um 24 %. Versucht man, die sich verbesserten Bewertungsfaktoren nur auf den Betrieb der Destratifikationsanlage zu beschränken, dann liegt die Erhöhung der Erholungsleistung bei etwa 10 %.

6.3.3 Probleme beim Betrieb der Destratifikationsanlage im Zusammenhang mit dem technischen Zustand (s. Abschn. 1.3)

Seiltragwerk und Rohrleitungen

Durch die unterschiedlichen Wasserstände in der Talsperre Bleiloch ergaben sich abweichende Durchmischungstiefen für den Blasenschleier. Aus den durchschnittlichen Pegelständen der Bleilochtalsperre (s. **Tab. 1.2**) während der Betriebsdauer in den Versuchsjahren ergaben sich 1997 Durchmischungstiefen von 20,5 m, 1998 von 23,7 m und 1999 von 27,1 m.

Tab. 6.3: *Zusammenfassung der Bewertungsfaktoren für die Erholungsnutzung (arithmetischer Mittelwert), G: Gesamtbewertungskriterien, U: nur durch die Destratifikationsanlage beeinflusste Bewertungskriterien, verbale Bewertung nach KLAPPER 1972, 1995*

Kriterien		Naturausstattung A			Erschließung B			Beeinträchtigung C		
		1996	1999G	1999U	1996	1999G	1999U	1996	1999G	1999U
A	a) Größe	1,7	1,7	1,7						
	b) Relief	1,5	1,5	1,5						
	c) Erholung	1,3	1,3	1,3						
	d) Gestaltung	1,2	1,6	1,6						
	e) Entwicklung	0,9	1,0	1,0						
	f) Trophiegrad	0,6	1,0	0,6						
	g) Bioklima	1,1	1,1	1,1						
B	a) Bedarf				1,0	1,0	1,0			
	b) Anschluss				1,4	1,4	1,4			
	c) Seeufer				1,3	1,3	1,3			
	d) Bademöglichkeiten				1,0	1,0	1,0			
	e) Camping				1,2	1,3	1,2			
	f) Aktivitäten				1,4	1,6	1,6			
	g) WW-Wege				1,1	1,1	1,1			
C	a) Wasserhygiene							0,7	1,0	0,7
	b) Erholung							0,5	0,8	0,8
	c) Sperrungen							1,0	1,0	1,0
	d) Lärm							0,8	0,8	0,8
	e) Luft							0,8	1,2	0,8
	f) Insekten							0,9	0,9	0,9
	g) Besucher							1,0	0,9	1,0
	Summe	8,3	9,2	8,8	8,4	8,7	8,6	5,7	6,6	6,0
	Mittelwert	1,19	1,31	1,26	1,20	1,24	1,23	0,81	0,94	0,86

1996	0,97	geeignet
1999G	1,20	gut geeignet
1999U	1,07	gut geeignet

Bewertungsfaktoren für die Erholungsnutzung

A Naturausstattung der Seenlandschaft

A a) Größe und Vielgestaltigkeit der Seenlandschaft
A b) Reliefgestaltung
A c) Erholungswert der weiteren Umgebung
A d) Gestaltung der Uferlandschaft
A e) Entwicklung der Über- und Unterwasserflora, Behinderung des Badens und des Bootsverkehrs durch Wasserpflanzen
A f) Trophiegrad
A g) Bioklimatische Verhältnisse

B Erschließung der Seenlandschaft für Erholungszwecke

B a) Erholungsbedarf im Nahbereich
B b) Anschluss an das Straßen-,Wasserstraßen- und Eisenbahnverkehrsnetz
B c) Erschließungsgrad der Seeufer
B d) Bademöglichkeiten in Badeanstalten, an freien Badeplätzen, Liegewiesen zum Sonnenbaden
B e) Campingplätze und Versorgungseinrichtungen
B f) Möglichkeiten für weitere Aktivitäten der wassergebundenen Erholung
B g) Umgang, Unterhaltungszustand und Ausstattung der Wasserwanderwege

C Erholungsmindernde Faktoren – Bedingungen, die die Erholung beeinträchtigen können

C a) Wasserhygienische Verhältnisse – angelehnt an EU-Badegewässerrichtlinie
C b) Erholungswidrige Nutzungen
C c) Sperrungen (z.B. als Trinkwasserschutzgebiete, Naturschutzgebiet, Uferverbauung)
C d) Lärmbelästigung
C e) Luftverschmutzung
C f) Insektenbelästigung
C g) Überlastung durch zu hohe Besucherzahlen

Tab. 6.4: *Zusammenstellung der mittleren Erholungsleistung nach Substitutionsansatz (in DM/a; G und U s. Tab. 6.3)*

Jahr	Erholungsleistung (E_L)	Differenz zu 1996
1996	2,94 Mio. DM	-
1999G	3,64 Mio. DM	0,70 Mio. DM
1999U	3,24 Mio. DM	0,30 Mio. DM

Die horizontale Lage der Düsenleitung hat für die Ausbildung des Blasenschleiers eine große Bedeutung. Abweichungen von der horizontalen Lage führen zum Bedarf einer höheren Luftmenge in Abhängigkeit von der Durchmischungstiefe. Außerdem verringern sich die Stillstandszeiten der Kompressoren. Im ungünstigsten Falle dringt z.T. Wasser in die Luftleitung ein.

Es konnte festgestellt werden, dass nach jedem Aufschwimmen der Düsenleitung eine leicht veränderte Lage zu verzeichnen war. Auf der Gesamtlänge ist eine Abweichung von maximal 0,50 m zulässig (SCHNEIDER & PARTNER 1996 b). Die Abweichung der Düsenleitung betrug in den drei Untersuchungsjahren 0,40 m bis 0,80 m, wobei unterschiedliche Messverfahren mit unterschiedlichen Messtoleranzen eingesetzt wurden. Eine grobe Lagekorrektur ist nur über die Veränderung der Tragseillänge von Land aus möglich. Mehrere Versuche bei der Inbetriebnahme 1999 zeigten, dass mit zunehmender Abweichung von der tolerierten horizontalen Lage der Düsenleitung und der Stauspiegelhöhe der Betrieb nur eines Kompressors nicht mehr ausreichte, die am Düsenrohr anstehende Wassersäule zu überwinden.

Die geplante Ausführung von Rohren, Seilen und Kleinteilen in nichtrostenden Stählen (Edelstahl 1.4571 und 1.4404) wurde bei einigen Kleinteilbaugruppen nicht vollständig umgesetzt. Die Mischbauweise bei den Absperrklappen (Ferroguss und verzinkte Schraubbolzen) führte zu einer verstärkten Kontaktkorrosion. Der Einsatz speziell beschichteter Edelstahlbolzen (Delta-Seal) an den Absperrklappen hat sich bewährt.

Ein Schwachpunkt der Luftzuführungsleitung ist der flexible Übergang vom Land zum Wasser. Hier wurde nach der Erstinbetriebnahme zwischen den zwei Edelstahlflanschen ein Sigmaschlauch mit zugehörigen Aluminiumkupplungen eingebaut. Liegen die Kupplungen unter dem Stauspiegel, ist eine starke Korrosion festzustellen. Ein Ausbau mit anschließender Sandstrahlung und Spezial-Teerbeschichtung brachte nicht den gewünschten Erfolg. Für einen längerfristigen Betrieb kommen andere Lösungsvarianten für den flexiblen Übergang in Frage bzw. ein Austausch durch kunststoffbeschichtete Aluminiumkupplungen.

Im Betriebszeitraum 1997 bis 1999 wurden regelmäßig die Inbetriebnahme und die Winterfestmachung der Anlage von Tauchunternehmen durchgeführt. In diesem Zusammenhang fand eine visuelle Untersuchung der Tragseilkonstruktion und des Rohrleitungssystems statt – einschließlich einer Video-Dokumentation des Ausblasens an der Düsenleitung (ggf. Reinigung der Düsenaustrittsöffnungen).

Für den Fall des Absinkens des Leitungssystems (Havarie) muss genügend Bodenfreiheit vorliegen, um einen Kontakt mit dem Stauseegrund zu vermeiden.

Im Böschungsbereich des Ostufers erfolgte die Verlegung der Luftzuführungsleitung innerhalb einer geotextilen Matte (Huesker-Matte), da sich der vorhandene Baugrund nicht zum Verankern der Leitung eignete. Auf der Oberfläche der Huesker-Matte, die mit Beton gefüllt wurde, sind weiterhin zwei Rohrleitungen für die Kühlwasserversorgung der Kompressorenstation und das Elektrokabel für die Kühlwasserpumpen befestigt. Wegen einer mangelhaften Bauausführung konnte sich die Erosion (infolge schwankender Wasserstände, Eis, Wellenschlag u.a.m.) schneller entwickeln. An der Oberfläche ist der Beton bereits sehr angegriffen. Um eine weitere Erosion zu verhindern, empfiehlt sich ein gummierter Oberflächenschutz.

Zum Eisfreihalten der Tragseile in beiden Uferbereichen hat sich der Einsatz von Tauchpumpen gegenüber einer Widerstandsheizung bisher besser bewährt.

Kompressorenstation und Maschinentechnik

Die Maschinentechnik der Kompressorenstation lief in den drei Versuchsjahren ohne größere Betriebsstörungen. Die regelmäßige Kontrolle und Wartung sowie die Einhaltung der vorgeschriebenen Wartungsintervalle sind der wichtigste Bestandteil des Anlagenbetriebes. Durch eine Grundlastwechselschaltung (MAC) wird gesteuert, dass von den drei installierten Kompressoren abwechselnd jeweils zwei Kompressoren laufen und die Druckluft erzeugen. Diese Steuerung sichert zuverlässig einen kontinuierlichen Dauerbetrieb.

Bei Stauspiegelschwankungen können die Betriebsdrücke durch den Druckminderer reguliert werden, was erhebliche Energieeinsparungen ermöglicht.

Bei Überdruck in der Anlage schalten sich die Kompressoren selbständig ab, was aber nicht auf Unterdruck zutrifft. Zur Vermeidung von Havariesituationen durch abweichende Anlagenparameter wurde ein automatisches Wähl- und Ansagegerät (AWAG) integriert. Speziell in der Kompressorenstation meldet das AWAG Störungen bei der Steuerung der Kompressoren (MAC) sowie den Ausfall von Kühlwasserpumpen (Überwachung durch Strömungswächter Paddel-Faltenbalg-System) und generell den Spannungsausfall.

Das AWAG ist an das öffentliche Telefonnetz angeschlossen und übermittelt Gefahrenmeldungen, technische Alarme, Zustandsänderungen usw. an den zuständigen Rufbereitschaftsdienst, der dann entsprechend der Dienstvereinbarung Maßnahmen einleitet.

Die Erfahrungen der letzten Jahre zeigen, dass durch Unregelmäßigkeiten wegen Spannungsausfall oder durch Pumpenstörungen keine größeren Schäden entstanden sind. Für den oben genannten Fall eines Unterdrucks (z.B. Leck in der Leitung) empfiehlt sich der Einbau eines Druckhaltesystemes.

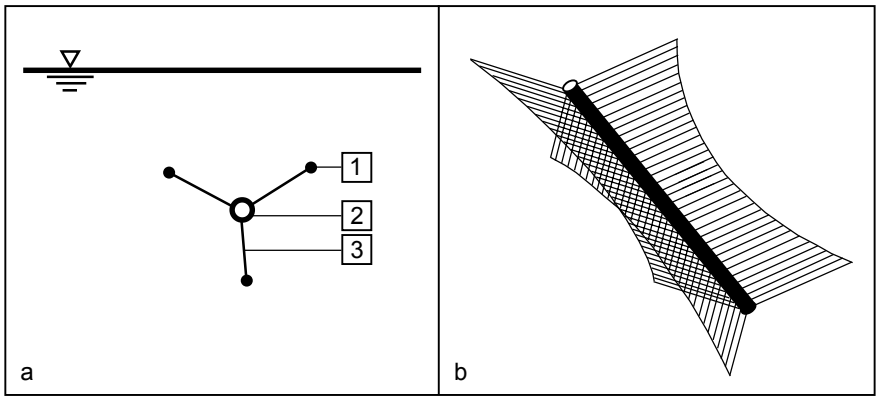


Abb. 6.2: *Abspannung des Rohrsystems (Seilbefestigung mit Seitenankern); a Querschnitt, b Längsverlauf; 1 Spannseile, 2 Rohrleitung, 3 Abhängeseile (SCHNEIDER & PARTNER 1996 a)*

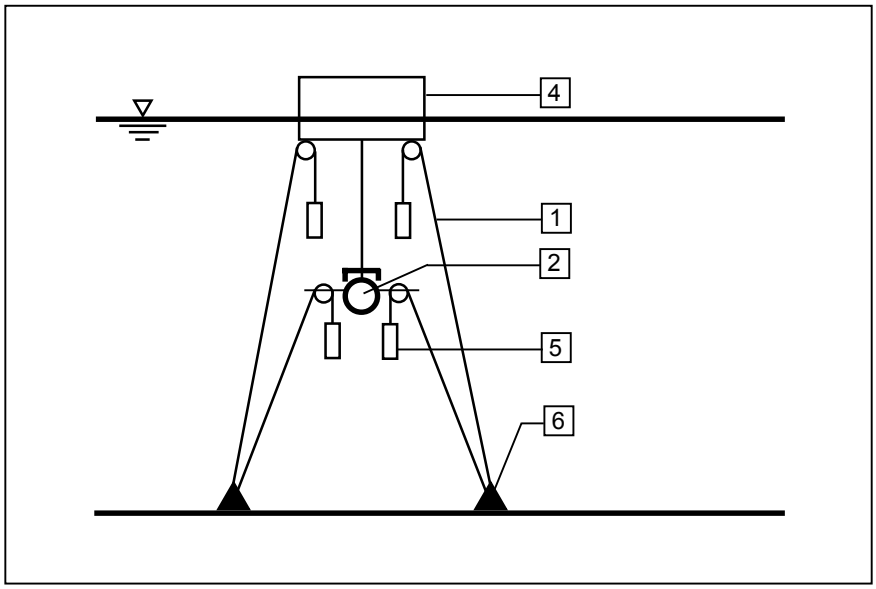


Abb. 6.3: *Schematischer Querschnitt der Abhängung (1 Spannseile) der Druckluftleitung (2) an Pontons und der Verankerung mit dem Beckengrund; 4 Schwimmkörper, 5 Gegengewichte, 6 Grundanker (SCHNEIDER & PARTNER 1996 a)*

Die zwei Kühlwasserpumpen für die Kompressoren sind auf einem separaten Ponton in der Nähe des Ufers installiert. Ihr Gehäuse ist aus Aluminiumguss und musste wegen starker Korrosion der Außenhülle zum Teil schon regeneriert werden.

Beim Weiterbetrieb der Destratifikationsanlage sollten die beschriebenen technisch unausgereiften Lösungen geprüft und verändert werden, da sonst die Wartungs- und Instandhaltungskosten unnötig ansteigen bzw. Schäden auftreten können, deren Behebung dann wesentlich kostenintensiver ist.

6.3.4 Technische Varianten einer Destratifikationsanlage für die Nutzung in anderen Gewässern

Einbau des Rohrsystems (Luftzuführung und Düsenleitung)

In Abhängigkeit von der Strategie des Lufteintrages existieren unterschiedliche Möglichkeiten der technischen Lösung des Einbaus einer Destratifikationsanlage in das Gewässer.

Die Morphometrie des Gewässerbeckens und die geologische Struktur bestimmen entscheidend über die Einbauvariante des Rohrsystems mit.

Bei einer vorgesehenen Teilumwälzung sind neben der in der Bleilochtalsperre verwendeten Variante (s. **Abb. 1.3**) z.B. folgende Varianten des Einbaus möglich (SCHNEIDER & PARTNER 1996 a):

- Variante 1: Abspannung des Rohrsystems (Seilbefestigung mit Seitenankern; **Abb. 6.2**)
- Variante 2: Abhängung an Pontons und Verankerung mit dem Beckengrund (**Abb. 6.3**)

Die Varianten unterscheiden sich im Material der Rohrsysteme. Bei der Ausführung der Variante 1 können Edelstahlrohre (V4A) und bei Variante 2 Plasterohre (PE-HD) zum Einsatz kommen.

Die Montage gestaltet sich bei Variante 1 einfacher als bei Variante 2.

Als ungünstige Faktoren sind bei Variante 1 die Ankersenkung und bei Variante 2 die Eigenbewegung durch Wind- und Wellenlast sowie Eisdrift zu berücksichtigen.

Tab. 6.5: *Vor- und Nachteile von Einbauvarianten der Rohrleitung ins Gewässer*

Variante	Vorteile	Nachteile
1 – Abspannung	- keine Beeinträchtigung der Wasseroberfläche - geringe Anfälligkeit für äußere Einwirkungen	- konstante Einblastiefe (auf m ü. NN bezogen)
2 – Abhängung	- variable Einblastiefe	- hohe Beeinträchtigung an der Wasseroberfläche für den Schiffsverkehr - hoher Wartungsaufwand

Für die aufgezeigten Varianten sind in der **Tabelle 6.5** einige Vor- und Nachteile zusammengestellt.

Varianten des Kompressoreneinsatzes

Die technischen Anforderungen, die Beschaffungs- und die Energiekosten entscheiden über den Einsatz von Kompressoren für die Versorgung der Anlage mit Druckluft. Vorrang haben ölgekühlte Schraubenkompressorentypen. Bei hohen Luftmengen und Luftdrücken sind ölfrei verdichtende Kompressoren eindeutig unterlegen.

Ein wesentlicher Aspekt, der für den Einsatz von Schraubenkompressoren spricht, ist die Qualität der erzeugten Druckluft. Diese garantiert durch eine nachgeschaltete Aufbereitung die Qualitätsansprüche des DIN/ISO-Standards 8573-1.

Andere Möglichkeiten des Lufteintrages sind bereits im Abschnitt 6.3.1 betrachtet worden.

6.3.5 Mittel- oder langfristige Anwendung in anderen Gewässern

Gegenwärtig gibt es im Freistaat Thüringen keine Gewässer, für die eine mögliche Nachnutzung der Ökotechnologie „Künstliche Destratifikation“ vorgesehen bzw. angedacht ist. Die Anzahl der Gewässer, in denen diese ökotechnische Maßnahme in Abhängigkeit von den trophischen Verhältnissen sowie der Gewässermorphometrie möglich erscheint, ist eingeschränkt. Mit einem Schema zur Entscheidungsfindung (**Abb. 4.14**) kann die Eignung einer Destratifikation zur Lichtlimitation in einem Gewässer geprüft werden. Somit lassen sich potentielle Gewässer für eine Realisierung schon im Vorfeld der Anwendung eingrenzen.

6.4 Abkürzungsverzeichnis

A	Rohrquerschnitt	[m^2]
d	Manteldurchmesser	[m]
g	Erdbeschleunigung	[m/s^2]
H	Einblastiefe	[m]
L	Länge des Blasenschleiers	[m]
l	Länge des Mantelrohres	[m]
P_{Mot}	Kompressorenleistung	[kW]
Q_L	Luftdurchsatz	[m^3/s, m^3/h]
Q_W	Wasserdurchsatz	[m^3/s, m^3/h]
β	Verhältnis Luft-/Wasservolumenstrom	[-]
λ	Rohrreibungsbeiwert	[-]
ξ_E	Verlustbeiwert	[-]
E_W	Erholungswirksamkeit	[-]
E_d	Erholungstage (mindestens zweistündiger Aufenthalt)	[d]
E_L	Erholungsleistung	[DM]
E	Erholungssuchende (Anzahl Personen)	[n]
E_Z	Erholungszeitraum	[d]

6.5 Literatur

BERGMANN, I. & B. NOWAK 2000: *Gutachten zum technischen Zustand und weiteren Betrieb der Umwälzanlage in der Talsperre Bleiloch.* Materialforschungs- und Prüfanstalt (mfpa) an der Bauhaus-Universität Weimar

BUSCH, K.-F., D. UHLMANN & G. WEISE 1989: *Ingenieurökologie.* 2. Auflage, Gustav-Fischer-Verlag Jena, 488 S.

DIN/ISO 8573 1995: *Druckluft für allgemeine Anwendungen.*Teil 1: *Verunreinigungen und Qualitätsklassen*

DVWK Merkblatt 213 1988: *Sanierung und Restaurierung von Seen.* Paul Parey. Hamburg, Berlin

JERZYKOWSKI, K. & R. WITTER 1998: *Berichtsteil Hydrodynamische Untersuchungen.* In: *Großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre.* Zwischenbericht des BMBF-Forschungsvorhabens 02 WT 9601/3

KLAPPER, H. 1972: *Vorschlag zur Darstellung des aktuellen Erholungswertes einer Seenlandschaft.* WWT 22(4):141-144.

KLAPPER, H. 1995: *Forschung an Bergbaurestseen – Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung.* In: GELLER (Hrsg.): *Limnologie aktuell.* Bd. 7: 14-20

KOSCHEL, R. H., M. DITTRICH, P. CASPER, TH. GONSIORCZYK, A. HEISER, & R. ROSSBERG 1998: *Induzierte*

hypolimnische Calcitfällung zur Restaurierung geschichteter eutropher Seen. In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen.* Abschlussbericht 1998 des vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie geförderten Verbundvorhaben „Stehende Gewässer“: 55-97

KOBUS, H. 1973: *Bemessungsgrundlagen und Anwendungen für Luftschleier im Wasserbau.* Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Band 7, E. Schmid-Verlag, Berlin

KRANAWETTREISER, J. 1993: *Berechnung des Wasserdurchflusses im Druckluft-Enclosure.* pers. Aufzeichnungen

KRANAWETTREISER, J., K. SCHRÖTER & U. ZIMMERMANN 1995: *Konzeption zur Auslegung der Umwälzanlage für die Bleilochtalsperre.* Hydrolabor Schleusingen, unveröff.

SCHNEIDER & PARTNER 1996 a: *Forschungsvorhaben BMBF – TS Bleiloch II.Phase. Projekt 4.04.20103.* Niederschrift Nr. 3.7 vom 03.04.1996, unveröff. Unterlagen

SCHNEIDER & PARTNER 1996 b: *Forschungsvorhaben TS Bleiloch „Großtechnische Anlage zur Zwangsumwälzung in der TS Bleiloch“, Projekt-Nr. 4.04.20103. Entwurfs- und Ausführungsplanung.* Beilage 1: *Erläuterung.* unveröff. Unterlagen

SCHRÖTER, K. & R. WITTER 1997: *Hydrodynamische Untersuchungen.* In: *Abschlußbericht über die Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Algenentwicklung durch Lichtlimitierung am Beispiel der Bleilochtalsperre.* BMBF-Projekt 02WT 9387/2

SCHRÖTER, K. & R. WITTER 1998: *Hydrodynamische Verhältnisse in einer Enclosure-Versuchsanlage zur Simulation der Wachstumsbegrenzung des Phytoplanktons durch Umwälzung und Untersuchungen für eine großtechnische Destratifikationsanlage in der Bleilochtalsperre.* In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen.* Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Wassertechnologie und Schlammbehandlung (PtWT), Außenstelle Dresden

SCHUMANN, A. H., M. TIEDT, G. A. SCHULTZ & H. SANDER 2000: *Sanierung oder Abriss? – Beurteilung des Nutzens einer Talsperre für die Freizeit und Erholung.* Wasserwirtschaft 90 (1), S. 14 -18

TIEDT, M. 1994: *Freizeitnutzung von Talsperren in der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung.* Wasserwirtschaft 84(12), S. 646-650

WITTER, R. & K. SCHRÖTER 1996: *Berichtsteil Strömung.* In: *Zwischenbericht 1995 – Entwicklung technischer Maßnahmen zur Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse durch Lichtlimitierung mittels Zwangsumwälzung am Beispiel der Bleilochtalsperre.* BMBF- Forschungsverbundvorhaben „Stehende Gewässer“

ZWEYNERT, U. 2000: *Ökonomische Berechnung der Lufteintragsmenge bei Verwendung von Blasensäulen und Mammutpumpen zur partiellen Umwälzung der Bleilochtalsperre. Zuarbeit zur technisch-ökonomischen Gesamtbetrachtung.* Bauhaus-Universität Weimar, IWW – Hydrolabor Schleusingen