

Michael Hupfer und Brigitte Nixdorf

Zustand und Entwicklung von Seen
in Berlin und Brandenburg

DISKUSSIONSPAPIER 11
01/2011

Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg

Michael Hupfer und Brigitte Nixdorf

Michael Hupfer und Brigitte Nixdorf
Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg
Diskussionspapier 11
01/2011

Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften
Interdisziplinäre Arbeitsgruppe *Globaler Wandel – Regionale Entwicklung*
Jägerstr. 22/23 | 10117 Berlin
Tel.: +49 (0)30 20370-281
Fax: +49 (0)30 20370-214
<http://globalerwandel.bbaw.de>

© 2011 Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in fremde Sprachen, sind vorbehalten.

Satzvorlage: work:at:BOOK / Martin Eberhardt, Berlin
Printed in Germany

Inhalt

Inhalt	3
Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
1 Einführung und Ziele des Diskussionspapiers	9
2 Entstanden im Klimawandel: Die Gewässer in Berlin und Brandenburg	13
2.1 Entstehung der Gewässerlandschaft.....	13
2.2 Charakteristische Gewässer und potenzielle Nutzungskonflikte	15
2.2.1 Fluss-See-Systeme: Flusseen	15
2.2.2 Grundwassergespeiste Seen.....	16
2.2.3 Augen der Landschaft: Sölle	16
2.2.4 Unter Nutzungsdruck: Urbane Gewässer	17
2.2.5 Folgen des Strukturwandels: Tagebauseen	18
2.2.6 Weitere Standgewässer zivilisatorischen Ursprungs	19
3 Klimaeinfluss auf Binnengewässer	21
3.1 Vorhersage klimabedingter Veränderungen	21
3.1.1 Entwicklungen in der Vergangenheit: Übertragung auf die Zukunft	21
3.1.2 Reaktionsverhalten von Gewässern auf klimatische Faktoren: Analogieschlüsse	21
3.1.3 Ökosystem-Modelle	22
3.2 Prinzipielle Reaktionsmechanismen auf Klima- und Landnutzungsänderungen	22
4 Rezente Veränderungen in Seen der Region Berlin-Brandenburg.....	25
4.1 Hydroklimatische Verhältnisse und Trends	25
4.2 Wasserstandsschwankungen und temporäre Austrocknung	29
4.3 Veränderung der physikalischen Struktur in Seen	33
4.3.1 Eisbedeckung.....	33
4.3.2 Schichtungsverhältnisse	37
4.4 Nährstoffhaushalt und Eutrophierung.....	41
4.4.1 Bewertung von Seen und allgemeiner Trend der Gewässergüteentwicklung in Berlin-Brandenburg	41
4.4.2 Fallbeispiele für die Entwicklung von Seen	46
4.5 Weitere stoffliche Belastungen: Beispiel Sulfat.....	51
4.6 Veränderung der biologischen Struktur	53
4.6.1 Veränderte saisonale Muster	53
4.6.2 Ausbreitung und Verlust aquatischer Organismen	57
5 Zusammenfassung und Konsequenzen.....	61
Literatur.....	65
Danksagung	73
Autorenhinweis.....	75

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zeitliches Auftreten von Belastungen für die Binnengewässer in der industrialisierten Welt von 1850 bis in die Gegenwart	10
Abbildung 2: Gewässer von Berlin und Brandenburg mit Kennzeichnung der besonders erwähnten Fallbeispiele	11
Abbildung 3: Natürliche und künstliche Standgewässer mit den größten Flächen und Volumina in Berlin-Brandenburg. Die Bergbauseen sind grau dargestellt	12
Abbildung 4: Schematische Darstellung zur komplexen Wirkung von Klimaelementen auf stehende Gewässer	23
Abbildung 5: Entwicklung von Niederschlag und Temperatur für die Station Potsdam-Telegrafenberg im Zeitraum 1892–2010	26
Abbildung 6: Saisonaler Verlauf der Lufttemperatur in drei verschiedene Dekaden	29
Abbildung 7: Entwicklung der Grundwasserstände in Brandenburg der Jahre 1976 bis 2005	30
Abbildung 8 Links: Südostufer des Redernswalder Sees im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Rechts: Gehrensee im Nordosten Berlins	30
Abbildung 9: Mögliche Ursachen für Seespiegelschwankungen in Berlin und Brandenburg	32
Abbildung 10: Zusammenhang zwischen der Dauer der Eisbedeckung und der mittleren Seetiefe von Seen in Berlin und Brandenburg	34
Abbildung 11: Beobachtete und modellierte Dauer der Eisbedeckung in Tagen am Stechlinsee und am Müggelsee zwischen 1947 und 2010	35
Abbildung 12: Zusammenhang zwischen mittlerer Wintertemperatur und der Dauer der Eisbedeckung im Scharmützelseegebiet im Zeitraum 1995 und 2007	36
Abbildung 13: Entwicklung der Luft- und Wassertemperaturen (März bis Juni) sowie der Schichtungsdauer am Stechlinsee seit 1960	38
Abbildung 14: Länge der sommerlichen Schichtung im Scharmützelsee in Abhängigkeit vom Beginn der Schichtung und der Erwärmung im Frühjahr (1994 – 2010)	38
Abbildung 15: Aktuelle und zukünftige Temperaturdifferenz zwischen Oberflächen- und sedimentnahe Wasser im Müggelsee (links) und im Heiligensee (rechts)	39
Abbildung 16: Schematische Darstellung der möglichen Veränderung des thermischen Regimes und der Tiefenwassertemperatur von Seen bei Klimaerwärmung	40
Abbildung 17: Verteilung der in Brandenburg überwachten Seen (> 50 ha) auf die Trophieklassen und die ökologischen Zustandsklassen	43
Abbildung 18: Entwicklung der Trophie der Seen in der Scharmützelseeregion von 1994 bis 2010 ..	45
Abbildung 19: Entwicklung trophischer Merkmale von drei Seen, die einem Wandel unterliegen	48
Abbildung 20: Trends der Sulfat-Konzentrationen in drei ausgewählten Seen (Stechlinsee Scharmützelsee, Müggelsee)	52
Abbildung 21: Folgen der Verschiebungen in der Futtermenge und Verteilung in Abhängigkeit des zeitlichen Auftretens von Planktonzönosen	54
Abbildung 22: Auswirkungen von milden und kalten Winter auf die Phytoplanktonentwicklung während der Frühjahrsperiode im Müggelsee	55
Abbildung 23: Temperatur als Zeitgeber für limnische Faktoren und Prozesse	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Durch regionale Klimamodelle erzeugte Projektionen klimatologischer Größen in drei 30-Jahre-Abschnitten des 21. Jahrhunderts für das gesamte Jahr in der Metropolenregion Berlin.....	28
Tabelle 2: Abnahme des Wasserstandes ausgewählter Seen von Berlin und Brandenburg und deren Ursachen.....	31
Tabelle 3: Berechnung der mittleren Eistage und der Häufigkeit der Eiswinter für acht Seen in Berlin und Brandenburg in drei verschiedenen Zeiträumen.....	37
Tabelle 4: Seetypen im Norddeutschen Tiefland	42
Tabelle 5: Kenndaten vom Scharmützelsee, Müggelsee und Stechlinsee.....	46
Tabelle 6: Entwicklung des Zuflusses und der Nährstoffbelastung des Müggelsees.....	49

1 Einführung und Ziele des Diskussionspapiers

Die vom Klima abhängige Menge, Verteilung und Qualität der Süßwasser-Ressourcen ist eine zentrale Zukunftsfrage der Menschheit (WWDR 2009). Die Forschungsaktivitäten zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Existenz und den Zustand aquatischer Ökosysteme wurden in den letzten beiden Jahrzehnten durch weltweite Studien außerordentlich intensiviert. Die stärksten und eindeutigsten Signale auf Klimaänderungen werden in Extremklimaten wie Hochgebirgslagen oder hohen Breitengraden, in Regionen mit unausgeglichener Wasserbilanz oder in anthropogen stark veränderten bzw. geschädigten Ökosystemen erwartet. Basierend auf den IPCC-Szenarien zum Klimawandel (IPCC 2007) sind gravierende Veränderungen auch in der geographischen Verteilung von Seen bis zum Jahr 2050 zu erwarten (Tranvik et al. 2009). Zahlreiche Veröffentlichungen zum Klimaeffekt sind im Zusammenhang mit dem in Europa teilweise aufgetretenen „Jahrhundertsommer“ im Jahr 2003 oder anderen Extremsituationen entstanden. Das Jahr 2010 war weltweit das wärmste Jahr seit Beginn von Wetteraufzeichnungen (WMO 2011). Die globale Durchschnittstemperatur der Luft lag 0,53 K über dem Mittel von 1961 bis 1990. In einer gerade veröffentlichten Auswertung von Satellitendaten zur Temperaturentwicklung von weltweit 167 großen Seen ($> 500 \text{ km}^2$) in den letzten 25 Jahren wurde festgestellt, dass die Temperatur an der Wasseroberfläche in jedem Jahrzehnt durchschnittlich um 0,45 K angestiegen ist (Schneider & Hook 2010). Die größte Erwärmung trat in den mittleren und höheren Breitengraden der Nordhemisphäre auf. Am schwächsten ist der Temperaturanstieg bei Seen in den Tropen und in den mittleren Breitengraden der Südhalbkugel.

Die „klimagetriebenen“ Forschungen haben wesentlich dazu beigetragen, grundlegende Prozesse in aquatischen Systemen besser zu verstehen, leistungsfähigere Modelle zur Vorhersage klimarelevanter Effekte zu entwickeln und neue wissenschaftliche Hypothesen zu generieren. Eine aktuelle Herausforderung besteht darin, die prognostizierten Trends von globalen auf regionale Maßstäbe zu übertragen, d.h. die konkreten Auswirkungen auf eine bestimmte Region vorherzusagen und entsprechende vorsorgende Handlungsempfehlungen zu geben. Neben der Projektion besteht eine zweite große Aufgabe der Forschung darin, Binnengewässer als sensible „Indikatoren“ für bereits eingetretene Klima- und andere Umweltveränderungen zu nutzen sowie die Reaktionen und Signale schlüssig zu interpretieren. Insbesondere Seen und ihre Sedimente haben einen „Dokumentationseffekt“, da sie als tiefste Punkte in der Landschaft integrierend den Zustand der terrestrischen Umgebung, des Grundwassers und der Atmosphäre über einen meist längeren Zeitraum widerspiegeln. In Industrie- und Kulturlandschaften sind Gewässer einem intensiven Nutzungsdruck über ihre natürlichen Belastbarkeitsgrenzen hinaus ausgesetzt. Mit dem stark angestiegenen Bevölkerungswachstum, mit Landnutzungsänderungen und der industriellen Entwicklung haben die Belastungen der Binnengewässer in den letzten Jahrzehnten eine neue Dimension erfahren. Abb. 1 zeigt die historische Abfolge des Auftretens verschiedener Qualitätsprobleme. Weltweit zu den häufigsten Gewässerproblemen, die zu gravierenden Nutzungseinschränkungen führen, gehören die Eutrophierung, die Versauerung, die Belastung mit Schadstoffen sowie die Versalzung. Gefährdungen ergeben sich jedoch nicht nur aus der unmittelbaren Umgebung durch Bewirtschaftung und Nutzung der Gewässer und ihrer jeweiligen Einzugsgebiete, sondern können auch weit entfernte Ursachen haben. Hierzu gehören beispielsweise die atmosphärischen Einträge von Nährstoffen, die UV-Strahlung, die Niederschläge oder die Lufttemperatur.

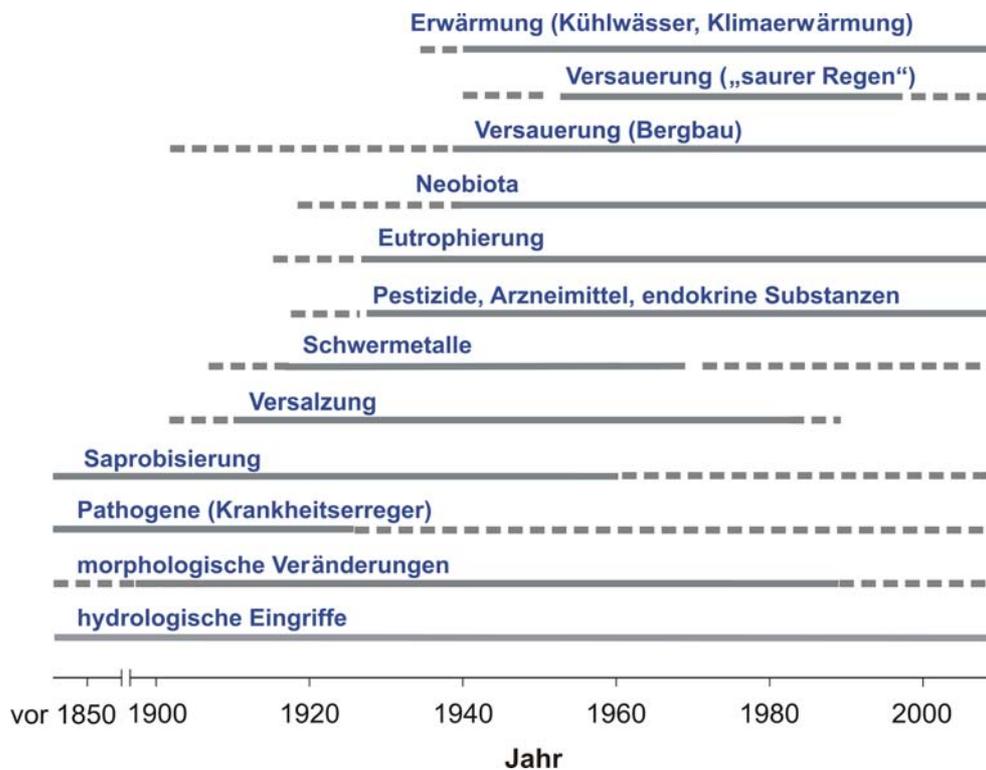


Abbildung 1: Zeitliches Auftreten von Belastungen für die Binnengewässer in der industrialisierten Welt von 1850 bis in die Gegenwart. Quelle: WBGU (1998), verändert von Grüneberg et al. (2009), durchgezogene Linien: großflächige und hohe Bedeutung für die Wasserqualität, unterbrochene Linien: lokale oder eingeschränkte Bedeutung für Wasserqualität

Mit über 33.000 km Fluss- und Bachläufen und fast 10.000 Seen, wobei 3.000 davon eine Fläche von mehr als 1 Hektar aufweisen, ist Brandenburg das gewässerreichste Bundesland Deutschlands. Das netzartige Gewässersystem von Berlin-Brandenburg ist in Abb. 2 zu sehen. Die Wasserfläche beträgt etwa 1.000 km², was 2,4 % der Landesfläche ausmacht. Von den natürlichen Seen Brandenburgs hat der Schwielochsee mit 13,3 km² die größte Fläche, das größte Volumen weist der Werbellinsee mit 173 Mio. m³ auf und der Große Stechlinsee erreicht mit 69 m die größte Maximaltiefe (Abb. 3). Die Gewässer Berlin-Brandenburgs waren und sind einem starken Wandel unterzogen. Mehr als 80 % der heutigen Fließgewässer bezogen auf die Gesamtlänge sind künstlich angelegt (Meliorationsgräben), in der Lausitz entstehen auf einer Fläche von über 160 km² neue Seen durch die Flutung von Tagebauen, viele der Oberflächengewässer sind begradigt oder staureguliert, Moore wurden entwässert und die meisten Seen waren in den letzten 50 Jahren von einer starken Eutrophierung betroffen. Wegen der geographischen Grenzlage zwischen marinem und kontinentalem Einfluss, der geologischen und hydrologischen Gegebenheiten sowie der Nutzungsansprüche in ländlichen und urbanen Räumen lassen die Oberflächengewässer der Region Berlin-Brandenburg stärker als andere Gebiete Deutschlands sehr deutliche Wirkungen auf extreme Witterungsbedingungen und klimatische Veränderungen erwarten. „Sinkende Wasserstände in Seen“, „Umkippen der Gewässer“, „Austrocknung von Flüssen“ oder „Invasion tropischer Blaualgen“ sind nur einige Schlagworte mit denen aktuelle Entwicklungen von Oberflächengewässern in Berlin-Brandenburg jetzt schon beschrieben werden. Welche von diesen teilweise dramatisch klingenden Anzeichen tatsächlich auf den beginnenden Klimawandel zurückzuführen sind und welche durch andere anthropogene Einflüsse oder auch natürlich ablaufende Veränderungen mit hervorgerufen bzw. verstärkt werden, ist Gegenstand politischer und wissen-

schaftlicher Kontroversen. Ähnlich wie bei der allgemeinen Debatte um das Klima gibt es auch hier Skeptiker und Hysteriker, die die Argumente häufig für bestimmte Interessen einsetzen. So wird manchmal vor dem Hintergrund fehlender Möglichkeiten oder Konzepte zur Reduzierung der Nährstoffeinträge die Erfüllung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mit dem Argument in Frage gestellt, dass klimabedingte Veränderungen diesen Zielen entgegenwirken.

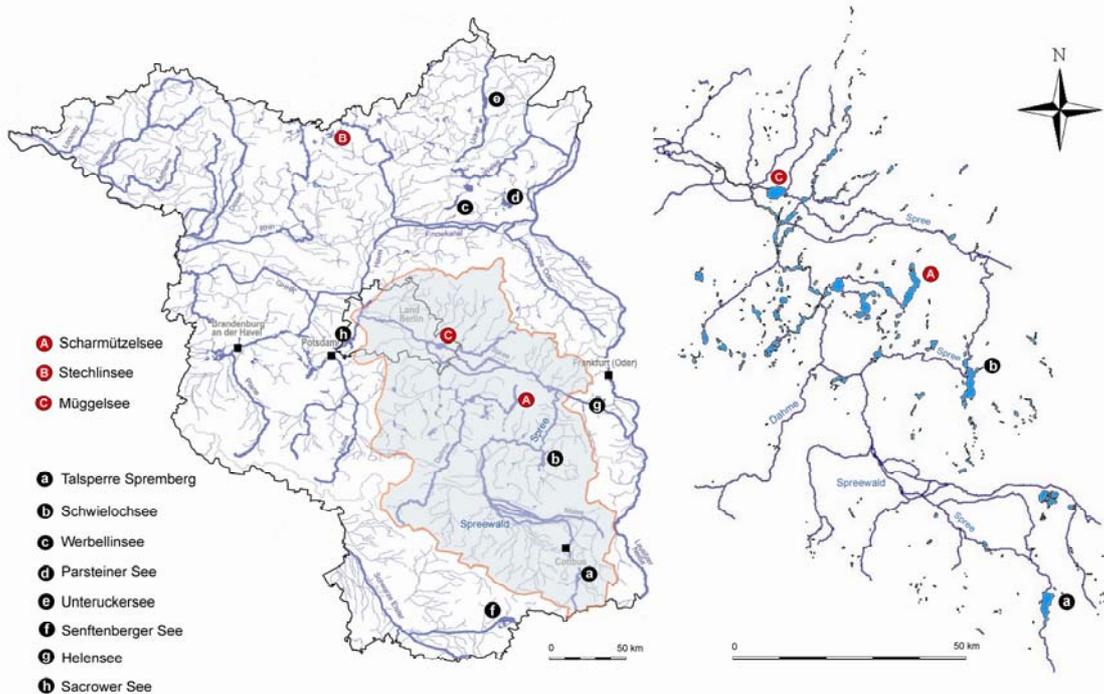


Abbildung 2: Gewässer von Berlin und Brandenburg mit Kennzeichnung der drei in Abschnitt 4.4.2 besonders erwähnten Fallbeispiele (A bis C) und weitere im Text erwähnte Gewässer (kleine Buchstaben). Das Dahme-Spreewald-Gebiet (rote Umrandung) zeigt die Einbindung von Seen in das Fließgewässersystem (Abschnitt 2.2.1)

In diesem Beitrag sollen ausgewählte Aspekte der Entwicklung von Seen in Berlin-Brandenburg im Zusammenhang mit den prognostizierten Klimaänderungen dargestellt werden. Dazu wird zunächst ein Überblick zur Entstehung und Typisierung von Gewässern sowie ihrer Nutzung gegeben. Anhand des aktuellen Wissens wird diskutiert, welche Konsequenzen sich aus den erwarteten Veränderungen der Temperatur und des hydrologischen Regimes auf die Funktion und Nutzung vor allem von Seen in Berlin-Brandenburg ergeben können. Daraus wird abgeleitet, welche zukünftigen Herausforderungen sich für die Wissenschaft, die Politik und den praktischen Gewässerschutz ergeben.

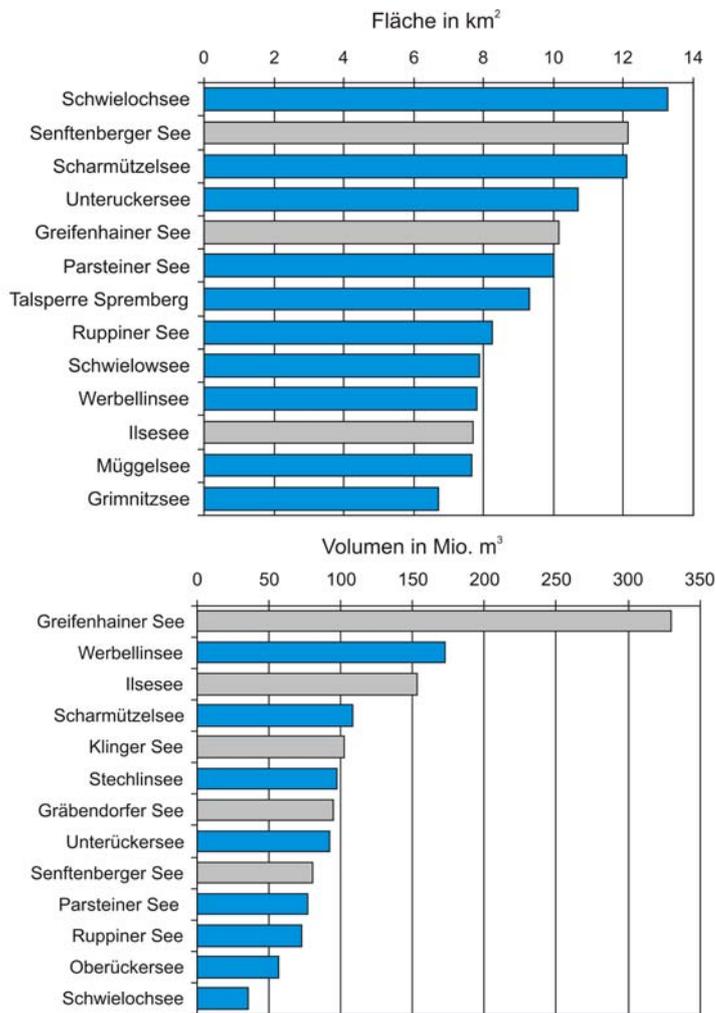


Abbildung 3: Natürliche und künstliche Standgewässer mit den größten Flächen und Volumina in Berlin-Brandenburg. Die Bergbauseen sind hellgrau dargestellt

2 Entstanden im Klimawandel: Die Gewässer in Berlin und Brandenburg

2.1 Entstehung der Gewässerlandschaft

Das Ende der Eiszeit. Das seenreiche Gewässernetz im Nordosten und im zentralen Bereich Brandenburgs um Berlin hat sich erst nach der letzten Weichsel-Vergletscherung vor 10.000 bis 15.000 Jahren ausgebildet. Die Stadt Berlin wird von Südwest nach Nordost vom Warschau-Berliner Urstromtal durchzogen, über das vor rund 15.000 Jahren die Schmelzwässer der nach Norden zurückweichenden Gletscher abflossen. Das weitgehend seenlose Flussnetz im Westen und Süden Brandenburgs wurde dagegen bereits vor über 100.000 Jahren durch die Saale-Vergletscherung angelegt (Marcinek et al. 1996). Die Seebeckenbildung im Jungmoränengebiet erfolgte vornehmlich durch Ausschürfung des sich bewegenden Gletschereises, unter dem Inlandeis fließende und erodierende Schmelzwässer sowie Um- und Überschüttung von Inlandeisresten. Das Verschwinden des Dauerfrostbodens und das Auftauen der verschütteten Inlandeisreste (Toteiskörper) ließ den Ausbreitungsraum der Weichseleiszeit zum seenreichen Jungmoränenland werden. Die in der Studie besonders behandelten Seen sind Beispiele für eine glaziale Entstehungsgeschichte: Der Große Müggelsee in Berlin verdankt seine Entstehung wahrscheinlich einer aus östlicher Richtung kommenden Gletscherzunge, die im Berliner Urstromtal vom Sand um- und überschüttet und als Toteis konserviert worden ist (Driescher et al. 1993). Im Verlauf der Nacheiszeit haben sich bis heute Sedimente bis zu einer Mächtigkeit von 23 m abgelagert. Der Wasserstand des Sees wird seit dem 13. Jahrhundert durch das Wehr „Mühlendamm“ geregelt. Der Scharmützelsee gehört zu den „Breiten Rinnenseen“ (Marcinek et al. 1996), d. h. er ist ein durch Ausschürfung des sich bewegendes Inlandeises entstandenes Gewässer. Der See befindet sich ca. 50 km südöstlich von Berlin und südlich von Fürstenwalde, im Bereich der weichselglazialen Spreeniederung. Die Entstehung des Großen Stechlinsees wird mit der Verschüttung und dem nachfolgenden Anstau eines Toteisblockes in einer ausgedehnten Sanderfläche erklärt.

Besiedlung und anthropogene Eingriffe. Dem quasi-stabilen Zustand des Gewässernetzes in der Warmphase nach der Eiszeit folgte die anthropogen beeinflusste holozäne Phase. Die Veränderungen der Brandenburger Gewässer in historischer Zeit sind in Driescher (2003) umfassend dargestellt. Gravierende anthropogene Veränderungen im Gewässernetz sind von Beginn der Ostexpansion im 12. und 13. Jahrhundert eingetreten. Durch Mühlenstau wurden je nach Gefälle die Wasserläufe um etwa 1–3 m, stellenweise noch mehr aufgestaut. Bei gefällearmen Fließgewässern führte das teilweise zu seenartigen Erweiterungen des Flusslaufes, in durchlässigen Böden zu steigenden Grundwasserständen, zur Vernässung, zu Überschwemmung und zur Vertorfung des angrenzenden Geländes. Mit Ablösung der Wassermühlen durch andere Energien verschwanden diese Probleme. An vielen Stellen haben sich die alten Staustufen in Form von Schleusen oder Wehren erhalten. In diese frühe Zeit fallen auch die Anlage erster Fischteiche, Maßnahmen zur Entwässerung sowie erste wasserbauliche Maßnahmen wie Durchstiche, Schleusenbau und die Wasserzuleitung zu Mühlen. In der Zeit des wirtschaftlichen Aufschwungs im 16. bis Anfang des 17. Jahrhunderts wurde durch Anlage von Kanälen der Ost-West Handel gefördert. Beispiele sind der Oder-Spree Kanal (Bau 1558 bis 1668) oder der erste Finow-Kanal (Bau 1605 bis 1620). Kanäle verändern tiefgreifend das hydrographische Gefüge einer Landschaft. Sie ermöglichen die Überleitung von Wasser aus einem Einzugsgebiet in ein anderes, erhöhen die Verdunstung, teilweise auch die Versickerung und wirken als Entwässerungsbahnen. Der Begriff „Kanal“ bezeichnet dabei nicht immer ein künstlich entstandenes Gewässer. Häufig werden damit auch Gewässer bezeichnet, die Veränderungen ihres natürlichen Verlaufes

durch Kanalisierung, Begradigungen, Vertiefungen, Buhnenbauten und Uferbefestigungen erfahren haben. Ende des 17./18. Jahrhunderts fanden mit der Einrichtung von Fließen zur Holzflößerei, der Entwässerung der Luchgebiete an Havel, Rhin und Dosse besonders umfangreiche wasserbauliche Aktionen statt. Der Rietzer Graben, der den Scharmützelsee mit dem Storkower See verband, wurde 1732 erbaut und wird heute als Storkower Kanal bezeichnet. Der Ausbau stellte den bedeutendsten Eingriff in die damaligen hydrologischen Verhältnisse der betrachteten Gewässer dar. Der Wasserstand des Scharmützelsees wird seit dieser Zeit mit Wehren und Schleusen reguliert.

Im 19. und 20. Jahrhundert erfolgten der Bau leistungsfähiger Wasserstrassen und umfangreiche Meliorationsmaßnahmen, was zu einer sukzessiven Abnahme der Grundwasserstände führte. Vor allem in den 1960 bis 90er Jahren wurden in Brandenburg im Zusammenhang mit der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung viele Moore großflächig und tiefgründig entwässert.

Im Zuge der städtischen Entwicklung Berlins fanden schon frühzeitig ab dem 13. Jahrhundert regulierende Maßnahmen durch den Bau von Wehren, Schleusen und Kanälen statt. Die hydrologischen und gewässermorphologischen Eingriffe haben wesentliche natürliche Eigenschaften, wie freien Abfluss, freie Laufentwicklung sowie Anschluss an Uferzonen und Auen unterbunden. Als Ergebnis wasserbaulicher Maßnahmen präsentieren sich die Berliner Gewässer als weitverzweigtes, staugeregeltes Gewässersystem, in dem die Abflussverhältnisse weitgehend von der Wasserstandssteuerung an den Stauanlagen bestimmt werden. In limnologischer Hinsicht stellt die heutige Stadtspre mit extrem langsamen Fließgeschwindigkeiten eine Übergangsform zwischen Fließgewässer und Standgewässer dar (Rehfeld-Klein 2002). Durch den Wasserbedarf bei der Flutung zahlreicher Tagebaue in der Tagebauregion Lausitz hat sich das Problem der Wasserführung der Spree seit dem Jahr 1990 verschärft. Um die Rückströmung der Stadtspre in den Müggelsee zu verhindern und verschiedene Nutzungen zu erhalten, ist eine Mindestwasserführung von 8 m³/s zu sichern.

Historische Entwicklung der hydrologischen Situation. In spätslawischer und frühdeutscher Zeit um das 12. Jahrhundert lagen die Wasserstände der Seen in Brandenburg und in den angrenzenden Gebieten beim heutigen Niveau oder wesentlich niedriger. Damit waren auch die Wasserflächen kleiner als in der nachfolgenden Zeit und der Gegenwart. Seit dem 12. und 13. Jahrhundert erhöhten sich die Wasserstände, wenn auch sicher nicht kontinuierlich. Sie erreichten im 17./18. Jahrhundert ihren Höhepunkt. Teilweise kann das mit Mühlenstauen und anderen Abflusshindernissen sowie mangelnder Räumung von Gräben sowie Waldrodungen erklärt werden. Sehr wahrscheinlich haben aber klimatische Faktoren im Zusammenhang mit der „Kleinen Eiszeit“ zu höheren Niederschlägen und geringerer Verdunstung geführt (Driescher 2003, Küster & Kaiser 2010). Belege für gestiegene Grundwasserstände sind Flachmoortorfe von nur 1–2 m Mächtigkeit. In dieser Zeit kam es wahrscheinlich auch zur Neubildung von Seen (Kaiser et al. 2011). Indizien dafür sind die geringen organischen Ablagerungen kleiner Seen und Pfühle in den Moränengebieten mit Wassertiefen von weniger als 2 m. Auch die Namensgebung deutet darauf hin, dass einige Seen erst im Mittelalter entstanden sein müssen (Driescher 2003). Aus Aufzeichnungen ist zu entnehmen, dass sich Klagen über unerträgliche Vernässungen zwischen Ende des 16. und dem 18. Jahrhundert allerorten häuften. Der mittelalterliche, bis in das 18. Jahrhundert anhaltende Wasserspiegelanstieg hatte eine Fülle von wasserbaulichen Maßnahmen zur Folge. An vielen Stellen wurden Abzugsgräben angelegt, vorhandene Fließe geräumt oder begradigt, Wasserläufe vertieft, um die Wasserspiegel der Seen zu senken, teilweise mit dem Ziel sie ganz abzulassen. Viele Seen haben erst dadurch einen Abfluss erhalten. Einige Seen haben infolge anthropogener Eingriffe ihr Einzugsgebiet gewechselt, so z. B. das Stechlinsee-Gebiet nach Anlage des Polzow-Kanals im 18. Jahrhundert vom Rhin zur Havel. Für besonders hohe Wasserstände vom Ende des 16. bis zum 18. Jahrhundert sprechen, dass zum Beispiel auf den Karten jener Zeit etliche heute vorhandene Inseln fehlen (z. B. Großer und Kleiner Werl im Scharmützelsee) oder dass frühere Buchten heute Seen sind. Das Kartenmaterial aus dem 18. und frühen 19. Jahrhunderts belegt klar, dass seit dieser Zeit die wasserbedeckten Flächen abgenommen haben. Viele ur-

kundlich erwähnte Seen sind inzwischen verlandet. Einige Seen sind wahrscheinlich natürlicherweise und andere gezielt oder unbeabsichtigt durch menschliche Eingriffe verlandet.

Fazit: Es gibt kaum noch ein fließendes oder stehendes Gewässer in unserem Raum, das von der menschlichen Tätigkeit der letzten sieben bis acht Jahrhunderte nicht beeinflusst worden ist. Außerdem ist festzustellen, dass auch zu historischen Zeiten bereits klimatische Veränderungen des mittel- und nordeuropäischen Raumes Auswirkungen auf die Gewässer hatten.

2.2 Charakteristische Gewässer und potenzielle Nutzungskonflikte

Die Region Berlin-Brandenburg verfügt über eine große Vielfalt von Gewässern, so dass mit sehr unterschiedlichen Antworten auf den globalen Wandel zu rechnen ist. In diesem Kapitel wird eine grobe Gruppierung der am häufigsten vorkommenden Standgewässer hinsichtlich ihrer hydrologischen und morphologischen Merkmale vorgenommen, weil diese ein unterschiedliches Reaktionsverhalten auf Belastungs- und Klimaänderungen erwarten lassen. Für manche Gewässer wie den urbanen Gewässern und den neu entstehenden Tagebauseen wirken besondere Belastungsfaktoren, so dass der Einfluss des globalen Wandels auf diese Systeme einer besonderen Betrachtung bedarf.

2.2.1 Fluss-See-Systeme: Flusseen

Die Gewässer im Raum Berlin-Brandenburg sind eingebettet in die eiszeitlich geprägte Region Deutschlands, Dänemarks, Polens und des Baltikums, zu deren Naturausstattung Gewässersysteme aus langsam fließenden Flussabschnitten und durchflossenen, meist flachen Seen gehören. Die Gewässerlandschaft wird geprägt durch seeartige Erweiterungen der Flüsse Spree, Dahme und Havel, so dass es zum Wechsel von Fließstrecken und Seen kommt. Der ökologische Zustand eines Flussabschnittes oder Sees kann ohne Einbeziehung der Prozesse im oberliegenden Flusssystem nicht erklärt werden. So ist z. B. die Planktodynamik in einem Flusssystem im Vergleich zu tiefen Seen mit kleinem Einzugsgebiet viel stärker durch meteorologische und hydrologische Faktoren und durch Prozesse im Umland geprägt. Im Flachland lässt sich über die mittlere sommerliche Verweilzeit (Mai bis Oktober) von über 3 Tagen (Abgrenzung zum typischen Fließgewässer) bis unter 60 Tagen der Typ eines Flussees charakterisieren. Diese Gewässer werden über größere Einzugsgebiete versorgt, haben verhältnismäßig geringe Volumina, sind flach und demzufolge sind viele polymiktisch. Neben der Aufenthaltszeit steuern Land-Wasser-Wechselwirkungen wesentlich die Qualität dieses Gewässertyps (Köhler et al. 2005). In der in Abb. 2 dargestellten Gewässerkarte sind der Verlauf von Spree und Dahme und die von ihnen durchflossenen Seen besonders hervorgehoben. Ein Blick auf diese Karte zeigt, dass sich in den durchflossenen Seen die schwer überschaubaren anthropogenen Einflüsse eines sehr großen Gebietes widerspiegeln müssen. So ist das Einzugsgebiet des von der Spree durchflossenen Müggelsees mit rund 7.000 km² etwa Tausend mal größer als die Fläche des Sees. Weit entfernt stattfindende Eingriffe in den Wasserhaushalt, wie sie durch den Braunkohleabbau in der Lausitz stattfinden, wirken auf das Abflussregime und die Wasserqualität der Spree und ihrer durchflossenen Seen bis nach Berlin. Es ergeben sich Probleme und Nutzungskonflikte hinsichtlich der Zuführung von Nährstoffen und der damit verbundenen hohen Trophie, der Verlagerung von Beschaffenheitsproblemen in die nachfolgenden Systeme und der Förderung von Rohwasser mittels Uferfiltration für die Trinkwasseraufbereitung. Sehr wesentlich auf die Wasserführung der Spree wirkt die Umstrukturierung des Lausitzer Tagebaugebietes von einer Abbauregion in eine Seenlandschaft. Während die Wasserführung bis in die 1990er Jahre durch die Einleitung von Sumpfungswässern künstlich erhöht war, ist sie seitdem künstlich verringert, da ein erheblicher Teil des Durchflusses zur Auffüllung der Grundwasserstände und zur Füllung der Tagebauseen benötigt wird. Der vor allem im Sommerhalbjahr verringerte Durchfluss in der Spree führte zur Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit sowie zu einer Absenkung des Wasserstandes im Fluss und in der Aue, wodurch insbesondere die Verschlammlung, Sauerstoffdefizite und das massenhafte Auftreten von Makrophyten gefördert wurden.

2.2.2 Grundwassergespeiste Seen

In Abgrenzung zu den durchflossenen Seen gibt eine Vielzahl von Seen, deren oberirdische Zuflüsse eine geringere Rolle spielen. Die Aufenthaltszeiten der Seen sind länger als in Flusseen und sie werden in stärkerem Maße vom Grundwasser gespeist. Beispiele für tiefere geschichtete Seen mit starker Einbindung in das Grundwassersystem sind der Stechlinsee, der Scharmützelsee und der Parsteiner See. Natürlicherweise sind diese Seen kalkreiche nährstoffarme „Klarwasserseen“, bei denen der Seeboden bis in tiefere Bereiche mit verschiedenen Armleuchteralgen bedeckt ist.

Für flache grundwassergespeiste Seen wird manchmal auch der Begriff „Landseen“ verwendet. Diese treten in den ältesten Jungmoränengebieten im Brandenburger Stadium der Weichseleiszeit auf und sind als Vertiefungen (flache Mulden) nach Auftauen des Eises entstanden. Normalerweise haben sie keinen natürlichen oberirdischen Zufluss. Sie werden weitgehend durch das umgebende Grundwasser gespeist und unterliegen daher im besonderen Maße Veränderungen des Grundwasserspiegels. Bei höherem Wasseraufkommen, etwa durch Niederschlag oder Schneeschmelze, kann sich der kleine See großflächig ausweiten und überschwemmt das umgebende Land. Von den ca. 2.800 Flachseen in Nordostdeutschland sind 50 % „Landseen“. In Berlin ist der Groß-Glienicker See der einzige „Landsee“ mit einer Fläche größer 0,5 km².

2.2.3 Augen der Landschaft: Sölle

Typische Erscheinungsform von Grund- und Endmoränenstandorten des Jungpleistozäns Nordostdeutschlands sind eiszeitlich vorgeprägte abflusslose Kleinhohlformen (< 1 ha), die sogenannten Sölle. Wegen ihrer landschaftsästhetischen Wirkung nennt man sie „Augen der Landschaft“. Sie entstanden hauptsächlich durch das verzögerte Abschmelzen von verdeckten Toteisblöcken am Ende der letzten Eiszeit. Dabei ist die Spannweite ihrer Erscheinungsformen je nach Verlandungsstadium und Größe recht vielfältig. Meist handelt es sich um sehr kleine runde bis ovale Kleingewässer (< 0,5 ha) mit einer Wassertiefe von weniger als 2 m, seltener seenartige Gewässer und Kleinmoore (Klafs et al. 1973, Kalettka 1996, Kalettka et al. 2001). Ihre Gesamtzahl beträgt in Brandenburg etwa 80.000 (Dreger 2001).

Die Wasserdynamik der Sölle ist abhängig von der klimatischen Wasserbilanz, der Einzugsgebietsgröße, dem Relief, den Eintrittspfaden des Wassers, ihrer Größe und Morphologie sowie der Vegetation. Sölle liegen meist grundwasserfern und werden nur durch Niederschlag und laterale Zuflüsse (Oberflächenabfluss, bodeninterner Zwischenabfluss) aus dem unmittelbar umgebenden Gebiet gespeist. Wegen der Speisungsbedingungen sowie der geringen Größe und Tiefe weisen sie meist eine temporäre Wasserführung auf, die von unterschiedlicher Dauer für verschiedene hydrogeomorphologischen Solltypen ist. Häufiges Austrocknen resultiert außerdem auch aus der meist negativen klimatischen Wasserbilanz Nordostdeutschlands (Kalettka & Rudat 2006).

Sölle haben einerseits in der Landschaft wichtige ökologische Funktionen, andererseits gab es ab Mitte des 19. Jahrhunderts einen Rückgang der Sölle von ca. 40 % sowie anhaltende Beeinträchtigungen ihrer Funktionen wegen der Intensivierung der Landnutzung und daraus resultierender Verfüllung, Entwässerung und Stoffbelastung von Söllen. Eine wichtige ökologische Funktion besitzen Sölle als Lebensraum für an den Feucht-Trocken-Zyklus angepasste, meist gefährdete Arten und als Trittsteine für die Ausbreitung von Organismen. Mit 296 Arten der Makrophyten (28 gefährdet) zeigte sich eine potenziell hohe Diversität der pflanzlichen Besiedlung in Ackersöllen. Außerdem puffern sie als Wasserspeicher den Wasserhaushalt der Landschaft und fungieren als Nähr- und Schadstoffsenke in der Landschaft. Sölle haben durch Veränderung der Luftfeuchtigkeit (Kaltluftbecken) und verminderte Windwirkung eine mikroklimatische Wirkung (Kalettka et al. 2002, Luthardt & Dreger 2006). Kleingewässer haben außerdem große Bedeutung für den Kohlenstoffhaushalt in der Landschaft, da sie überdurchschnittlich viel organische Substanz speichern und als CO₂-Quellen wirken (Downing et al. 2008, Merbach et al. 2002). Sölle und andere Kleingewässer sind außergewöhnlich

dynamische und wertvolle Elemente in der Kulturlandschaft, für deren Erhalt dringend effektive Konzepte zum Schutz und Management erforderlich sind.

2.2.4 Unter Nutzungsdruck: Urbane Gewässer

Urbane Gewässer sind ganz besonderen Stressoren ausgesetzt. Zu den Einwirkungen auf urbane Gewässer zählen insbesondere der Gewässerausbau, die Regulation mittels Schleusen und Wehren, die Schifffahrt, Wärmeeinleitungen durch Kraftwerke, Wassergewinnung und vor allem die Stoffbelastungen durch Regenwassereinleitungen, industrielle Einleitungen und Kläranlagen. Wichtige ökologische Folgen für die Oberflächengewässer sind die Segmentierung der Gewässer, Strukturarmut, hydraulischer und thermischer Stress, die Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes sowie die Eutrophierung und toxische Belastungen. Abwasserbehandlungen erfolgten in deutschen Großstädten erst seit Mitte des letzten Jahrhunderts zur Abwehr epidemiologisch und hygienisch bedenklicher Zustände. Zu Beginn des 19. Jahrhunderts erfolgte die Entwässerung Berlins noch durch ca. 0,5 m bis 1 m breite bis zu 60 cm tiefe Rinnen, die sich als offene, schlecht gepflasterte Gräben zwischen Fahrbahn und Bürgersteig hinzogen. In diesen Rinnsteinen wurden der durch Straßenkot stark verschmutzte Regenabfluss der Straßen und Grundstücke, das anfallende Brauchwasser der anliegenden Gebäude sowie die Jauche der Latrinen abgeleitet. Neben der unerträglichen Geruchsbelastung durch Schwefelwasserstoff und Ammoniak kam es zu Krankheiten und Epidemien. Die im Jahr 1872 beginnende Kanalisierung Berlins verbesserte die hygienischen Verhältnisse entscheidend. Die Abwasserklärung erfolgte auf Rieselfeldern (bis 1986) und ab dem Jahr 1925 auch in Kläranlagen. Das den Verhältnissen in London nachempfundene Prinzip, die Abwässer außerhalb der Stadt auf Geländeerhebungen großflächig auszubringen, war zunächst fortschrittlich. Nach jahrzehntelanger Nutzung der Rieselfelder, wie beispielsweise im Nordwesten Berlins, wurden diese Flächen hydraulisch überlastet bzw. war die Bindekapazität der Böden für Nähr- und Schadstoffe erschöpft. Als eine Folge führen die Zuflüsse z. B. zum Tegeler See hohe Konzentrationen an Nährstoffen. So wurde ein großer Anteil des Phosphors zur kontinuierlichen Verringerung der Trophie des Sees permanent und kostenaufwendig in einer großtechnischen Anlagen (OWA Tegel) eliminiert.

Wasserwirtschaftliche Belange der Abwasserbehandlung dienen heute vorrangig der Verbesserung der ökologischen Bedingungen im Grund- und Oberflächenwasser. In der Stadt Berlin findet ein Wasserkreislauf auf relativ begrenzten Raum statt. Natürliche Gewässer werden zur Einleitung gereinigtem Abwasser genutzt und Grundwasser mit Uferfiltrat für die Trinkwasserversorgung. Hauptziele von Maßnahmen sind die Bereitstellung von Trinkwasser und die Nutzung großer Seen und Flüsse als Verkehrswege sowie zur Freizeitgestaltung.

In Berlin fallen jährlich 220 Millionen Kubikmeter Abwasser aus Gewerbebetrieben, Industrie und Haushalten an. Die Abwasserreinigung Berlins erfolgt in sechs Großkläranlagen im Stadtgebiet und im Umland Berlins. Die Ableitung der Abwässer der ca. 7.000 Industrie- und Gewerbebetriebe erfolgt ausschließlich in die Mischkanalisation bzw. Trennkanalisation der Berliner Wasserbetriebe und fließt so ebenfalls den Großkläranlagen über ein 9.000 km langes Kanalnetz zu. Im Jahre 2001 wurde in Berlin ein Abwasserbeseitigungsplan veröffentlicht, dessen Hauptziel und Schwerpunktaufgabe die Sicherung einer qualitativ hochwertigen Abwasserreinigung im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung ist. Einen besonderen Schwerpunkt bilden die Fließgewässer und Seen im Spree- und Havelgebiet sowie Kanäle, die einer Vielzahl von Belastungen durch Abwassereinleitungen ausgesetzt sind. Neben den Stoffeinträgen aus den Klärwerken sind es vor allem die Einleitungen aus den Misch- und Regenentwässerungssystemen, die besonders bei Starkregenereignissen zu einem gravierenden Belastungsfaktor für die Gewässer werden. Akute Sauerstoffdefizite mit lokalem Fischsterben treten nach Starkregen in den innerstädtischen Kanalabschnitten durch die Überläufe der Mischwasserkanalisation auf (SenGesUmV Berlin 2007). Die Einträge an Keimen und Schadstoffen wirken sich im weiteren Fließverlauf bis in das Unterhavelbecken aus. Entsprechend des Abwasserbeseitigungsplanes sind umfassende Maßnahmenprogramme zur Minimierung der stofflichen Belastung

durch Mischwasserüberläufe vorgesehen. Zur Entlastung der Gewässer geht es heute um die Verhinderung unnötiger Flächenversiegelungen und um dezentrale Bewirtschaftungskonzepte für das Regenwasser bei Neubauvorhaben. Ein besonderes Problem in urbanen Räumen stellen Arzneimittelrückstände dar, die nicht oder nur teilweise in den Kläranlagen eliminiert werden (Winker 2010). Durch verbesserte analytische Verfahren sind diese Stoffe in Gewässern nachweisbar. Etwa 3.500 verschiedene Stoffe werden momentan als Arzneimittel eingesetzt. Bedeutsam sind u. a. Analgetika, Antibiotika, Betablocker, hormonelle Verhütungsmittel, Psychopharmaka oder Zytostatika. Einige der Stoffe beeinflussen den Hormonhaushalt aquatischer Organismen (Kloas 2000, Moltmann et al. 2007). Die zahlreichen Eintragspfade in die aquatische Umwelt, die Vielzahl an Stoffen und Abbauprodukten sowie die sehr stark variierende und immer noch größtenteils unbekannte Auswirkungen der Rückstände auf die aquatische Flora und Fauna sind Gegenstand intensiver Forschungen. Urbane Gewässer haben in Berlin eine hohe Bedeutung für die Erholung und die Identifizierung der Bewohner mit ihrer Stadt durch wassergebundene Freizeitaktivitäten, Wohnen auf und am Wasser sowie die Nutzung von Ufern als Erholungsraum.

2.2.5 Folgen des Strukturwandels: Tagebauseen

Die Seenlandschaft Deutschlands wird durch den Braunkohlebergbau um über 500 Seen reicher, wobei 100 Tagebauseen größer als 50 ha sind. Die Entstehung neuer Seen in der Lausitz ist eine der markantesten Veränderung bezüglich der Brandenburger Gewässer. Bis zum Jahr 2018 wird dort Europas größte künstliche Seenplatte mit einer Wasserfläche von über 160 km² entstehen, die dadurch zu einem prägenden Element der betreffenden Landschaft wird. Allein in Brandenburg befinden sich 212 von 252 dieser künstlichen Seen, die zu den größten und tiefsten Standgewässern gehören (vgl. Abb. 3). Einzelne Seen sind größer als 10 km² (Sedlitzer See nach der vollständigen Flutung, Senftenberger See, Greifenhainer See) und erreichen maximale Tiefen bis 70 m (Greifenhainer See). Die Lausitz wäre ohne den intensiven Abbau der Braunkohle eine seenarme Region. Seit dem Jahr 1990 wurde der Braunkohlebergbau drastisch eingeschränkt. Damit ist die Möglichkeit gegeben, die ehemaligen Bergbauregionen durch Flutung der Restlöcher mit Seen zu bereichern, die ökologisch, sozioökonomisch und wasserwirtschaftlich von hohem Wert sein können (Nixdorf et al. 2000).

Das Lausitzer Revier befindet sich hauptsächlich im Land Brandenburg und Nordsachsen (vgl. Abb. 2). Die Lausitz ist eine Altmoränenlandschaft, in der seit dem Ende des 18. Jahrhunderts ausgehend von der Gegend um Lauchhammer Braunkohle abgebaut wird. Die Lausitzer Braunkohle entstand vor 15–20 Mio. Jahren aus den Sumpfwäldern des Jungtertiärs (Miozän). Aus den mächtigen Torflagern aus dieser Zeit bildeten sich die Kohlevorräte durch Inkohlungsprozesse im Verlauf der nachfolgenden sechs Eiszeiten durch die Drücke der Deckschichten.

Die verschiedenen Abbautechnologien bedingen in den Tagebauseen eine große morphologische Vielfalt. Die Wasserkörper einiger Tagebauseen können auch im Herbst und Winter wegen der Morphometrie und der Ausbildung chemischer Dichtegradienten nicht vollständig durchmischt werden. Dieses als meromiktisch bezeichnete Durchmischungsregime ist bislang in Deutschland selten.

Typisch für die Tagebauseen sind die hohen elektrischen Leitfähigkeiten, die meist durch hohe Eisen-, Sulfat- und Calcium-Konzentrationen hervorgerufen werden. In Revieren mit tertiären Substraten sind die Seen aufgrund der Pyrit- und Markasitverwitterung z. T. einer extremen Versauerung ausgesetzt. In etwa 35 % aller Bergbauseen in der Lausitz liegen deswegen die pH-Werte zwischen 2,5 und 3,5. Trotz der extremen Acidität sind diese Seen durch säuretolerante Planktonarten und meist auch durch Makrophyten besiedelt. Die Artendiversität ist allerdings gering. Die direkten Auswirkungen der Säurebelastung beeinträchtigen die Nutzung der Gewässer mehr als die eher vereinzelt auftretenden Belastungen durch Schwermetalle oder andere Schadstoffe. Etwa die Hälfte der Tagebauseen sind neutral, weil die Kippen kein Säurepotenzial besitzen bzw. diese nicht durchströmt werden (z. B. Helenesee, Katjasee), eine Flutung mit gut gepufferten neutralem Flusswasser stattfand (z. B. Senf-

tenberger See, Gräbendorf) oder biogene Alkalinisierungsprozesse der Versauerung entgegenwirken (z. B. Laubusch). Die neutralen Tagebauseen zeichnen sich meist durch hohe Härtegrade aus und reagieren in ihrem Stoffhaushalt wie natürliche Seen. Diese Gewässer unterliegen einer Eutrophierungsgefährdung, die durch Kontrolle der Nährstoffeinträge minimiert werden kann. Für Trophieprognosen fehlen bisher Modelle, die die Wirkung der bergbaulichen Beeinflussung für die meist höhere Phosphor-Retention von Tagebauseen berücksichtigen und damit eine realistische Kalkulation ihrer Belastung (z. B. zur Fischzucht) zulassen.

Was kann aus den neuen Seen in den alten Landschaften werden? Die Erwartungshaltung der Bevölkerung an die Gestaltung der Bergbaugebiete ist groß. Zahlreiche Bergbauseen sind bereits als attraktive Erholungsgewässer von der Bevölkerung angenommen worden. In einem Forschungsverbund zur Entwicklung von Leitbildern in naturnahen Bereichen der Bergbaufolgelandschaft (Vorwald & Wiegleb 1998) wurden Erhebungen zum ökologischen Entwicklungspotenzial der Tagebaugewässer durchgeführt. Die Ergebnisse standen z. T. im Gegensatz zu den regionalen Entwicklungsplänen, die für die meisten der Seen eine Badenutzung vorsahen. Die offizielle Nutzung setzt gemäß EU-Badewasserrichtlinie einen pH-Wert größer als 6 voraus, was in vielen Fällen ohne steuernde Eingriffe nicht erreicht werden kann. Das betrifft eine Optimierung der Flutungsmaßnahmen oder alternativ die Anwendung gewässerinterner Verfahren zur Neutralisierung von Tagebauseen. Die Neutralisation aller sauren Tagebauseen ist aus ökologischer Sicht und Gründen des Naturschutzes weder nötig noch wünschenswert. Die Besonderheiten auch saurer Gewässer können eine Landschaft hinsichtlich der biologischen Vielfalt durchaus aufwerten.

2.2.6 Weitere Standgewässer zivilisatorischen Ursprungs

Neben den natürlichen Seen gibt es zahlreiche Standgewässer, die ihre Existenz menschlicher Tätigkeit verdanken. Neben den Tagebauseen (vgl. Abschnitt 2.2.5) sind das vor allem ehemalige Kies-, Lehm- oder Tongruben, die sich mit Wasser gefüllt haben. Sie sind oft tiefer als natürliche Seen und von der Eutrophierung weniger betroffen, was sie zu beliebten Bade- und Tauchgewässern macht. Wassergefüllte Lehm- und Tongruben treten gehäuft südlich von Königs-Wusterhausen im Dahmegebiet auf. Kiesseen befinden sich hauptsächlich in den Urstromtälern und den Sandern. Einige Wasserflächen sind in Form von Mühlen- und Fischteichen durch den Anstau von Fließgewässern entstanden. Die Talsperre Spremberg ca. 20 km südlich von Cottbus ist bei Vollstau die größte Stauhaltung in Brandenburg (vgl. Abb. 3).

3 Klimaeinfluss auf Binnengewässer

3.1 Vorhersage klimabedingter Veränderungen

Die Beantwortung der Frage, ob und wie die Gewässerökosysteme in einer Region auf die globalen Veränderungen reagieren werden, ist von höchstem gesellschaftlichem und wissenschaftlichem Interesse. Nachfolgend werden die dazu in der Wissenschaft etablierten Forschungsansätze kurz vorgestellt.

3.1.1 Entwicklungen in der Vergangenheit: Übertragung auf die Zukunft

Die Gewässer stellen in Form ihrer Sedimente natürliche Archive ihrer Entwicklung zur Verfügung. Art, Größe und Zusammensetzung der sedimentierten Partikel und darin eingelagerte biologische Strukturen (z. B. Pollen und Diatomeenschalen) reflektieren die Umweltbedingungen, die zur Zeit der Sedimentation im terrestrischen Einzugsgebiet und im Gewässer selbst geherrscht haben. Diese Zeitreihen können mehrere Tausend Jahre zurückreichen und ermöglichen die Rekonstruktion des Klimas und seiner Variabilität in der vorindustriellen Zeit. Paläolimnologische Untersuchungen am Großen Treppensee im Schlaubetal (Brandenburg) zeigten auf der Basis fossiler planktischer Diatomeen eine für die letzten 800 Jahre sprunghaft angestiegene Phosphor-Konzentration (Schönfelder et al. 2000). Der Anstieg ergab dabei eine gute chronologische Übereinstimmung mit bedeutenden Veränderungen im Einzugsgebiet durch die Besiedlung, Rodungen, die beginnende landwirtschaftliche Nutzung und ihre Intensivierung sowie die Fischzucht. Die Ergebnisse der Pollenanalyse sowie geochemischer Untersuchungen belegen eine bereits signifikante ökologische Veränderung des Systems seit dem Mittelalter. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Intensität und Geschwindigkeit des Eutrophierungsgeschehens seit dem Wirken des Menschen erheblich das Ausmaß der natürlichen, überwiegend klimagesteuerten Dynamik der Nährstoffbelastung übersteigt. Studien wie diese belegen, dass anthropogene Eutrophierungsschübe bereits viel früher als Mitte des vergangenen Jahrhunderts nachweisbar sind (Schönfelder & Steinberg 2004). Obwohl die damals durch den Menschen ausgelöste „rasante“ Eutrophierung eine ähnliche Intensität wie heute aufwies, blieb die regionale Ausdehnung stark begrenzt.

Informationen über klimabedingte Veränderungen können auch aus schriftlichen Aufzeichnungen gewonnen werden. Historische Dokumente geben Auskunft über Hoch- und Niedrigwasserereignisse, die Wasserstände oder die Eisbedeckung von Seen. Von großem Wert für die jetzigen Fragestellungen zum Klimaeinfluss sind mehrere Jahrzehnte zurückreichende Langzeitreihen von Gewässern. Vom Großen Stechlinsee gibt es mittlerweile seit 50 Jahren eine einmalige Zeitreihe verschiedener Parameter der Wasserqualität (Koschel & Adams, 2003, vgl. Abschnitt 4.4.2). Aus solchen Ergebnissen und statischen Beziehungen ist es möglich, rezente Zeitreihen in die nähere Zukunft zu verlängern.

3.1.2 Reaktionsverhalten von Gewässern auf klimatische Faktoren: Analogieschlüsse

Für die Projektion zu den Auswirkungen des Klimawandels stehen Prozessstudien und Fallbeispiele für „Analogieschlüsse“ zur Verfügung. Dazu gehören in erster Linie limnologische Untersuchungen in Jahren mit extremer Witterung (z. B. Jankowski et al. 2006) und der Vergleich von warmen und kalten Jahren in Folge der Nordatlantischen Oszillation (z. B. Gerten & Adrian 2002). Wichtig sind auch Erkenntnisse über die ökologischen Auswirkungen von anthropogenen Eingriffen, die die Hyd-

rologie des Einzugsbietes und die biogeochemischen Prozesse in ähnlicher Weise beeinflussen, wie ein zu erwartender Klimawandel. Hierzu gehört die Einleitung von Kühlwässern, wie das zum Beispiel durch Nutzung des Kernkraftwerkes Rheinsberg am Stechlinsee zwischen 1965 und 1990 stattfand. Gegenstand von langjährigen Untersuchungen waren hier die Auswirkungen auf die thermische Struktur des Gewässers und die ökologischen Konsequenzen. Zu nennen sind aber auch Störungen, die mit der Entwässerung von Feuchtgebieten zwecks landwirtschaftlicher Nutzung, der Absenkung des Grundwasserspiegels zur Förderung von Braunkohle in der Lausitz oder dem Bau von Stauhaltungen einhergehen. Veränderungen der Eigenschaften von Gewässern entlang von Klimagradienten, z. B. entlang der Breitengrade oder von marin zu kontinental geprägten Klimaregionen sowie verschiedener Höhenlagen, ermöglichen es, zeitunabhängig den Einfluss von Klimaelementen zu beurteilen. Die wichtigsten Klimaelemente für einen Ort und damit ein konkretes Gewässer sind die Sonnenstrahlung, die Entfernung vom Ozean und die Höhe über dem Meeresspiegel sowie die geographische Breite. Dazu kommen noch der Gehalt an strahlungsaktiven Spurengasen, die allgemeine Zirkulation der Atmosphäre und die Bedeckung der Erdoberfläche in der Region. Der Vergleich von Gewässern ähnlicher Morphologie in wärmeren Klimaten erlaubt eine Prognose zu den möglichen Änderungen der Wasserqualität infolge des Klimawandels in den gemäßigten Breiten. Ein klassisches Beispiel dafür ist das von der Höhenlage und den Breitengraden abhängige Modell der Misis-Typen der Seen von Hutchinson & Löffler (1956), das in keinem Limnologie-Lehrbuch fehlt.

3.1.3 Ökosystem-Modelle

Mathematische Modelle sind unverzichtbare Hilfsmittel zum Systemverständnis und für Vorhersagen. Für Seen und Talsperren werden komplexe dynamische Seenmodelle entwickelt, die ihre praktischen Anwendungsfelder bei der Entscheidungsfindung im Gewässermanagement und zunehmend bei der Vorhersage der Folgen des Klimawandels haben. Eine Übersicht zu diesen Modellen ist in Rinke et al. (2010) zu finden. Der Wert dieser Modelle besteht zudem darin, dass sie Effekte vieler einzelner Prozesse auf Umweltveränderungen auf die Ebene des Ökosystems übertragen. Wegen ihres mechanistischen Aufbaus sind sie prinzipiell prognosefähig und erlauben bei allgemeingültiger Parametrisierung eine Extrapolation auf andere Systemzustände. Die Genauigkeit dieser komplexen Modelle stellt bislang ein wesentliches Problem dar. Bei Prognosen stützt man sich daher häufig auf Szenario-Analysen, so dass Simulationsergebnisse untereinander verglichen werden. Eine Alternative bieten weniger komplexe Modelle, die sich auf einzelnen Komponenten des Ökosystems stützen (z. B. Nahrungsnetz-Modelle, hydrodynamische Modelle). Ein Beispiel ist das hydrophysikalische Modell FLake, mit dem die vertikale Temperaturstruktur und das Durchmischungsverhalten von Seen aus meteorologischen Parametern und verschiedener Kenngrößen des Sees modelliert werden (vgl. Abschnitt 4.3.2, Abb. 15). Solche Modelle können auch als Modul in einem komplexeren Ökosystem-Modell genutzt werden. Ein Beispiel für ein gekoppeltes Modell ist das Modell SALMO-HR, bei dem ein hydrodynamisches Modell mit einem ökologischen Modell gekoppelt wurde (Baumert et al. 2005) und somit meteorologische Antriebsdaten besser berücksichtigt werden. Da aquatische Ökosysteme mit dem regionalen Klima, dem Einzugsgebiet und der Anthroposphäre in Wechselwirkung stehen, ist die Entwicklung systemübergreifender gekoppelter Modellsysteme eine aktuelle Herausforderung, um modellbasierte Prognosen für Gewässer bei Klima- und Landnutzungswandel zu erhalten. Es gibt bereits einige erfolgversprechende Ansätze, um Gewässergütemodelle mit Einzugsgebietsmodellen und regionalen Klimamodellen zu koppeln (Elliot et al. 2005, Debele et al. 2008).

3.2 Prinzipielle Reaktionsmechanismen auf Klima- und Landnutzungsänderungen

Klimatische Veränderungen wirken sich in vielfältiger und sehr komplexer Weise auf das Ökosystem See aus (Blenckner 2004). Aus Abb. 4 wird schematisch ersichtlich, dass die Klimaelemente Temperatur, Niederschlag, Windregime und Globalstrahlung sowohl indirekt über das Einzugsgebiet als

auch direkt auf die Seen wirken. Die Reaktionen der individuellen Seen auf regionale Klimaänderungen werden sehr unterschiedlich sein, weil die Merkmale des Einzugsgebietes (Größe, Hydrologie, Vegetation, Grundwassereinfluss, Nutzung) und der Seen (Morphometrie, Aufenthaltszeit, Durchmischungsregime) eine sehr große Variabilität im Antwortverhalten bedingen (Nixdorf et al. 2009). Die Veränderung von Klimatelementen kann positive und negative Rückkopplungsmechanismen im See auslösen oder gegenläufig wirkende Prozesse bedingen. Ein Beispiel dafür ist der Einfluss von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), einer Mischung aus einer Vielzahl organischer Verbindungen (z. B. Huminstoffe), auf die Strahlungsbedingungen im Gewässer. Der gelöste organische Kohlenstoff wirkt als Schutzschild für aquatische Organismen gegen zunehmende UV-Strahlung. Eine Zunahme der UV-Strahlung kann photochemische Prozesse auslösen, zu denen neben der Reduktion von oxidiertem Eisen auch der Abbau des DOC gehört (vgl. Hupfer 2001). Eine höhere Abbaurate von DOC und der wegen Trockenheit und höheren Temperaturen geringere DOC-Eintrag aus dem Einzugsgebiet könnten den UV-Stress im Gewässer viel stärker erhöhen als das durch alleinige Erhöhung der UV-Strahlung möglich ist.

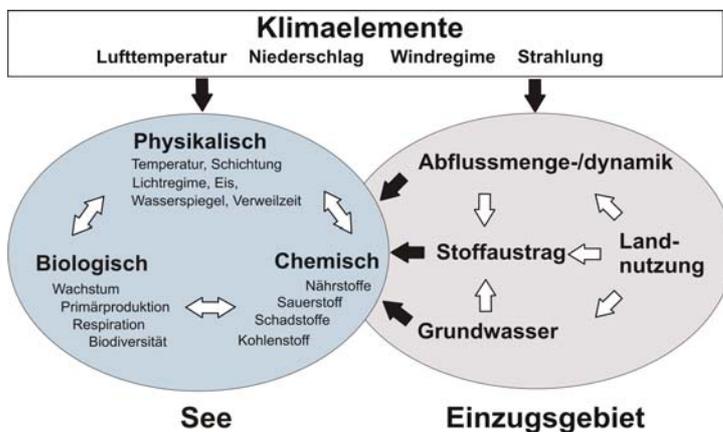


Abbildung 4: Schematische Darstellung zur komplexen Wirkung von Klimatelementen auf stehende Gewässer. Der Klimawandel beeinflusst nicht nur direkt die physikalische, chemische und biologische Struktur eines Gewässers, sondern wirkt vor allem auch indirekt über die natürlichen und nutzungsbedingten Gegebenheiten des Einzugsgebietes

Das Reaktionsverhalten eines Sees hängt wesentlich von der Wassererneuerungszeit und der durchschnittlichen Tiefe ab. Die Klimatelemente können diese beiden Merkmale verändern und wirken zudem unmittelbar auf die physikalische Struktur eines Sees. Dazu gehören die Temperatur, das Mischungsverhalten, die Eisbedeckung und das Lichtregime. Diese physikalischen und hydrologisch/morphologischen Eigenschaften bestimmen wiederum in hohem Maße chemische und biologische Vorgänge im Gewässer und verändern den Lebensraum für aquatische Organismen. Mit der Erwärmung kommt es zu einer Erhöhung von Stoffwechselintensitäten und zum Ausbreitung neuer Arten, wie das für tropische Cyanobakterien und einige Makrophyten (vgl. Abschnitt 4.6.2) auch in der Region Berlin-Brandenburg bereits nachgewiesen wurde (Wiedner et al. 2008, Hussner et al. 2010)

Folgende Zusammenhänge sollen exemplarisch die Wirkungen klimatisch bedingter Veränderungen im ober- und unterirdischen Einzugsgebiet auf den Stoff- und Wasserhaushalt von Seen zeigen.

1. Eine verstärkte Zu- und Abflussdynamik führt in Abhängigkeit von den dadurch erzeugten Wasserstandsschwankungen zur periodischen Austrocknung von Uferbereichen und zur Verlandung von Seen. Davon sind flache Seen besonders betroffen. Nehmen der Zu- und Ab-

- fluss ab, verlängert sich bei gleichbleibendem Wasservolumen die mittlere Wassererneuerungszeit des Seewassers.
2. Die Stoffaustragsprozesse aus den Böden in die Gewässer nehmen höchstwahrscheinlich durch die Intensität und Häufigkeit von Niederschlägen zu. Starkregenereignisse führen zu Stoßbelastungen mit Nährstoffen, organischen Stoffen und/oder erhöhen den Eintrag von Fäkalbakterien. Der Eintrag von Fäkalbakterien hat bereits in Berliner Gewässern zu Badeverboten geführt. Ein besonderes Problem von Starkniederschlägen in Siedlungsbereichen sind die Regenwasserüberläufe bei Mischkanalisation (SenGesUmV Berlin 2007).
 3. Grundwasserschwankungen und die zeitweise Austrocknung der Böden im Einzugsgebiet von Gewässern führen zur Belüftung von zuvor anaeroben Bodenbereichen, in deren Folge es zur Oxidation reduzierter Schwefelminerale (z. B. Pyrit) und damit zur Bildung von Sulfat kommt. Bei Niederschlägen und beim Auffüllen der durchlüfteten Porenräume gelangt Sulfat in die Gewässer. Steigende Sulfat-Konzentrationen im Gewässer führen wiederum zur verstärkten P-Freisetzung aus Gewässersedimenten und begünstigen die Eutrophierung (Caraco et al. 1989).
 4. Verschiebt sich der Anteil des Grundwassers bei der Speisung eines Sees zugunsten des Regenwassers, könnte sich auch der Chemismus des Gewässers deutlich verändern. Beim Vergleich einer großen Anzahl Brandenburger Seen zeigte sich, dass die Calcium-Konzentrationen im Seewasser bei steigender Relation von Regenzufluss zu Grundwasserzufluss tendenziell geringer werden (pers. Mitt. Schönfelder). Ähnliches ist zu erwarten, wenn der Grundwassereinfluss infolge klimatischer Veränderungen abnimmt. Der Kalkgehalt ist wiederum entscheidend für die Besiedlung und den Stoffhaushalt eines Sees.

Die beiden letzten Punkte verdeutlichen, dass nicht nur die direkt auf den Gewässerzustand wirkenden Einträge von Last- und Schadstoffen durch das Klima verändert werden, sondern dass veränderte Stoffeinträge aus dem ober- und unterirdischen Einzugsgebiet gewässerinterne Prozesse so beeinflussen können, dass indirekt die Empfindlichkeit des Systems gegenüber Belastungen verringert oder erhöht wird (vgl. Abschnitt 4.4.2).

Fazit: Die Seen in Berlin-Brandenburg werden auf klimatische Veränderungen sehr unterschiedlich reagieren, weil sich ihre morphologischen und hydrologischen Merkmale unterscheiden. Komplexe Rückkopplungen im Gewässer mit dem Einzugsgebiet führen zu nichtlinearen Antworten.

4 Rezente Veränderungen in Seen der Region Berlin-Brandenburg

4.1 Hydroklimatische Verhältnisse und Trends

Obwohl die Region Berlin-Brandenburg die gewässerreichste Region in Deutschland ist, gilt sie trotzdem als „wasserarm“. Eine der wichtigsten Ursachen liegt in den geringen Niederschlägen, deren mittlere jährliche Höhe mit 450 bis 650 mm (= Liter/m²) deutlich niedriger ist als im Westen Deutschlands, wo sie bei 700 bis 850 mm liegt. Die geringen Niederschläge erklären sich aus der geographischen Lage im Übergangsbereich zwischen maritim und kontinental geprägtem Klima. Betrachtet man die meteorologischen Langzeitdaten der Station Potsdam seit 1893, so sieht man, dass die Sommerniederschläge abnahmen, während die Winterniederschläge zunahmen. Modellgestützte Projektionen der mittleren jahreszeitlichen Niederschlagshöhen deuten auf eine Verschärfung dieses Gegensatzes bei abnehmender jährlicher Gesamtniederschlagshöhe hin. Wie aus den Abb. 5 A und B an den Langzeitdaten der monatlichen Niederschläge für Juli und Februar an der Station Potsdam (Telegrafenberg) zu ersehen ist, sind Trends bisher relativ schwach ausgeprägt und von Schwankungen unterschiedlicher Periode und Amplitude überlagert. Charakteristisch ist die starke Veränderlichkeit der Werte von Jahr zu Jahr – ein Charakteristikum unseres Klimagebietes. Neben den geringen Niederschlägen bilden das geringe Speichervermögen der sandigen Böden eine weitere Ursachen für den Wassermangel. Hinzu kommt, dass die Gewässerstruktur und der Wasserhaushalt seit Jahrhunderten anthropogen gestört wurden (Abschnitt 2.1). Die Mehrzahl der heutigen Fließgewässer in Brandenburg ist künstlich angelegt. Mehr als 80 % von ihnen sind kleine Meliorationsgräben. Darüber hinaus kam es zu einem Verlust von mehr als 95 % funktionstüchtiger Moore und Auen.

Insgesamt weist die Region eine negative Wasserbilanz auf. Die potenzielle Verdunstung übersteigt im Jahresdurchschnitt den Niederschlag um gegenwärtig 25 mm. Die negative klimatische Wasserbilanz der Gewässer- und Feuchtgebietsflächen ist höher. Im Sommerhalbjahr beträgt das Defizit 300 bis 400 mm. Erst bei einer mittleren jährliche Niederschlagshöhe von 600 mm und einer mittleren jährlichen potentiellen Verdunstung von 950 mm (d. h. einem Defizit von 350 mm) würde sich ein Ariditätsindex nach Thornthwaite (s. Hendl 1991) ergeben, der im Bereich „semiarid“ liegt.

Die mittlere jährliche Lufttemperatur (für Potsdam siehe Abb. 5 C) hat sich seit dem Ende des 19. Jahrhunderts um etwa 1,5 K erhöht. Der Trend auch dieses Klimaelementes ist bei ebenfalls ausgeprägter Veränderlichkeit von Jahr zu Jahr insbesondere seit den 1970er Jahren gut ausgebildet wird, was der Auswirkung des anthropogenen Treibhauseffekts der Atmosphäre zugeschrieben wird. Die eindrucksvollste klimatische Schwankung im Untersuchungsgebiet ist die Milderung der Winter, wobei mit strengen und sehr strengen Wintern sporadisch zu jeder Zeit, auch in den Perioden ansteigender Mitteltemperaturen, gerechnet werden muss. Im Sommer hat sich die mittlere Lufttemperatur in den letzten 40 Jahren bei ebenfalls stark schwankenden Werten in den Einzeljahren nur um etwas mehr als 0,5 K erhöht. Dieses charakteristische Verhalten der Temperatur ist auch an anderen Orten in Mitteleuropa klar nachweisbar. Eine Folge für die Gewässer ist die Erhöhung der Verdunstung während des gesamten Jahres (Stock & Lahmer 2004). Somit gehört Berlin-Brandenburg als eine der trockensten Regionen Deutschlands bereits in den letzten Jahrzehnten zu den Gebieten mit zunehmenden Wasserproblemen infolge schon eingetretener klimatischer Veränderungen. An die Region anschließende Gebiete weisen besonders in nördlicher Richtung ähnliche Verhältnisse auf, wie zum Beispiel die Untersuchungen für Mecklenburg-Vorpommern zeigen (MWAT 2008). Über die allgemeinen klimatischen Verhältnisse des Berliner Raumes und die Klimaänderungen seit Beginn des

19. Jahrhunderts bis in die 1980er Jahre kann man sich in der Monographie „Das Klima von Berlin“ (Hupfer & Chmielewski 1990) informieren.

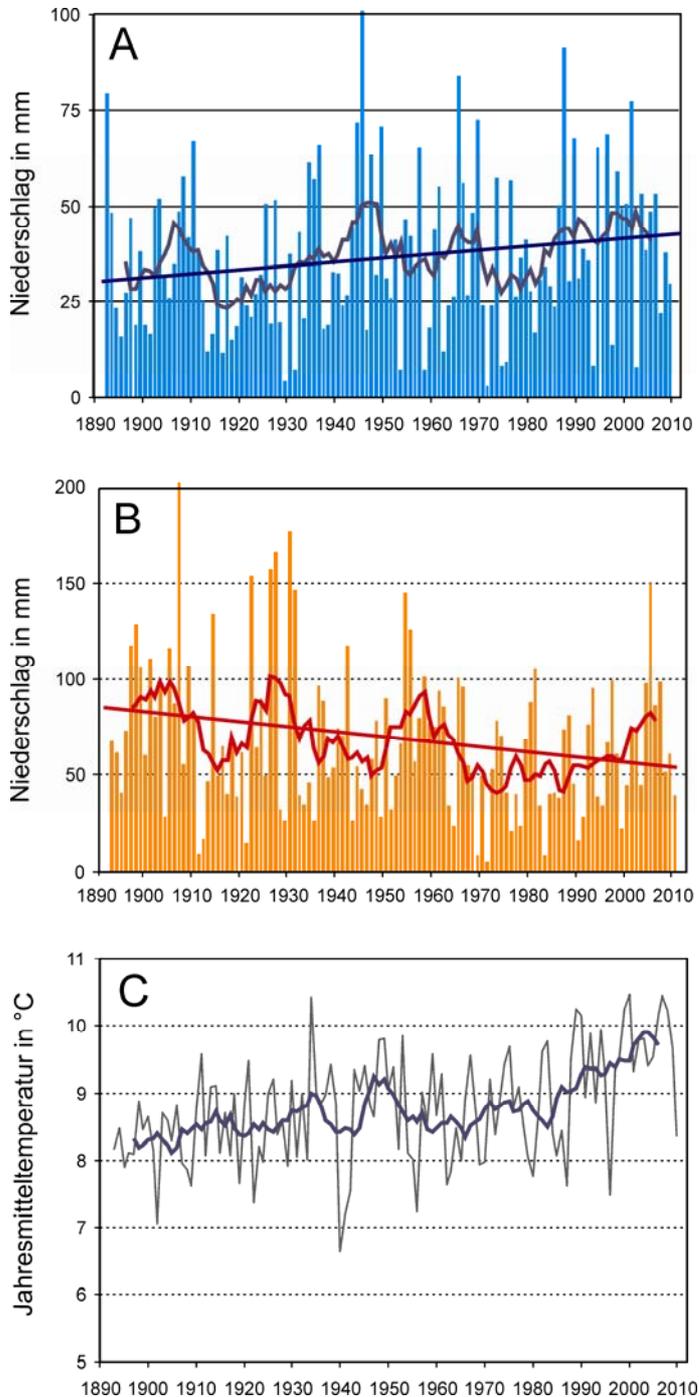


Abbildung 5: Entwicklung von Niederschlag und Temperatur für die Station Potsdam-Telegrafenberg im Zeitraum 1892 bis 2010: Verlauf der Niederschlagshöhen in mm im Februar (A) und im Juli (B) sowie Verlauf der mittleren jährlichen Lufttemperatur in °C (C). Die dick gezeichneten Kurven kennzeichnen den 9-jährig übergreifend gemittelten Gang. Quelle: <http://www.klima-potsdam.de>

Neben den Trends der Temperatur- und Niederschlagsentwicklung gibt es Anzeichen, dass sich extreme Wetterereignisse zu häufen beginnen. Lahmer (2004) listet auf, dass dem „wärmsten Jahr seit Klimaaufzeichnungen“ (1997), das „wärmste Jahr aller Zeiten“ (1998) und das „wärmste Jahr des Jahrhunderts“ (2000) sowie der nicht nur für Brandenburg eingetretene „Jahrhundertsommer“ (2003) folgten. Klimaforscher weisen jedoch darauf hin, dass eine Häufung von Extremwetterlagen nicht zwingend mit dem einsetzenden Klimawandel verbunden sein muss. Statistisch signifikante Aussagen können zurzeit noch nicht getroffen werden. Besonders auffällig ist die Veränderung der Grundwasserstände. Etwa 75 % der Gesamtfläche Brandenburgs weisen eine Abnahme der Grundwasserstände auf. Das Steigen der Grundwasserstände in der Lausitz ist vorwiegend darauf zurückzuführen, dass durch die geringere Bergbautätigkeit weniger Grundwasser abgepumpt wird. In Grundwassererneuerungsgebieten liegt die Abnahme des Grundwasserspiegels zwischen 10 und 30 mm/Jahr (vgl. Abb. 7). Maximale Absenkungen mit Werten bis zu 100 mm/Jahr fanden auf den Hochflächen mit Wasserscheiden statt (Lischeid 2010, Germer et al. 2011). Verschiedene Autoren geben eine durchschnittliche Absenkung des Grundwasserspiegels mit Werten von 1,5 bis 2 m seit den 1970er Jahren an. Der Wandel des Landschaftswasserhaushaltes wird auch deutlich in der Abnahme des mittleren jährlichen Abflusses und Mindestwasserabflusses der Havel und zahlreicher Fließgewässer, der Absenkung der Seespiegel, im Austrocknen von Bächen im Sommer, sowie dem Trockenfallen von Mooren (Landgraf & Notni 2003, Finke & Krause 2005, Nützmann & Mey 2007, Nillert et al. 2008, Germer et al. 2011).

Welche Entwicklungen sind hinsichtlich des Klimas in Zukunft für die Region Berlin-Brandenburg zu erwarten? Die einzige Möglichkeit, sich eine Vorstellung von den Klimaänderungen in den nächsten Jahrzehnten zu bilden, besteht in der Anwendung von Klimamodellen. Diese erlauben jedoch per se keine Prognosen, sondern nur Vorausschätzungen, die als Projektionen bezeichnet werden. Modellrechnungen benötigen als Eingangsgrößen Angaben über den Verlauf klimabildender Faktoren im Berechnungszeitraum. Wegen ihrer entscheidenden Bedeutung sind das für die üblichen Modellrechnungen die anthropogenen Treibhausgaskonzentrationen (siehe Buchal & Schönwiese 2010). Eine Anzahl von Szenarien, die in der Klimaforschung Verwendung finden, wurde durch das IPCC entwickelt und zur Anwendung empfohlen. Die Güte jeder Modellrechnung hängt stets davon ab, ob das gewählte Szenario für den Modellierungszeitraum zutreffend ist oder nicht.

Die Klimamodellierung selbst entwickelt sich in beeindruckender Weise. Zu den globalen, räumlich relativ weitmaschig auflösenden Modellen sind in den letzten Jahren von den globalen Modellen angetriebene, räumlich hoch aufgelöste (bis in den km-Bereich) Regionalmodelle gekommen, deren Anwendung auch für das hier behandelte Gebiet sinnvoll ist. Ergebnisse umfangreicher Rechnungen für Zeitabschnitte im laufenden Jahrhundert sind bereits in Form von Klimaatlanten für die interdisziplinäre Anwendung im Internet verfügbar gemacht worden (Deutscher Wetterdienst: Klimaatlas Deutschland, Norddeutsches Klimabüro Forschungszentrum Geesthacht: Norddeutscher Klimaatlas).

Ergebnisse der Klima-Projektion für die Metropolen-Region Berlin-Brandenburg, die auf der Anwendung verschiedener Modelle und Szenarien beruhen, sind in Tab. 1 zusammengestellt. Die dort enthaltenen Zahlen besitzen eine gewisse, auf den IPCC-Szenarien für die künftigen Emissionen von Treibhausgasen beruhende Eintrittswahrscheinlichkeit. Fast alle aufgeführten Werte weisen modellabhängig einen erheblichen Schwankungsbereich auf. Anhand der aufgeführten Veränderungen gegenüber dem Referenzzeitraum 1961/90 kann man sich jedoch orientieren, welche Veränderungen wichtiger Klimaelemente aus heutiger Sicht bei weiterem Anhalten beträchtlicher CO₂-Emissionen im Bereich des Möglichen liegen. Etwas Exaktes über den Klimawandel kann man allerdings erst aussagen, wenn er durch Messungen belegbar ist. Das setzt den hohen wissenschaftlichen und praktischen Wert der Klimamodelle nicht herab.

Ausgehend von Klima-Projektionen des Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) wird für Brandenburg eine Erhöhung der Durchschnittstemperatur von 2,0–2,3 K bis 2055 erwartet (Gersten-

garbe et al. 2003). Besonders stark steigen auf der Grundlage der gewählten Szenarien die Wintertemperaturen an (Abb. 6). Auffällig ist jedoch, dass die Sonnenscheindauer eine (wenn auch geringe) abnehmende Tendenz zeigt (vgl. Tab. 1).

Tabelle 1: Durch regionale Klimamodelle erzeugte Projektionen klimatologischer Größen in drei 30 Jahre-Abschnitten des 21. Jahrhunderts für das gesamte Jahr in der Metropolenregion Berlin. Die Änderungen beziehen sich auf den Referenzzeitraum 1961/90. Als Referenz sind Daten der Station Potsdam angegeben (<http://www.klima-potsdam.de>). Zusammengestellt aus dem Norddeutschen Klimaatlas (Norddeutsches Klimabüro im Forschungszentrum Geesthacht, www.norddeutscher-klimaatlas.de). n = Anzahl der Tage je Jahr

Parameter	Dimension	1961–1990 Station Potsdam	2011–2040	2041–2070	2071–2100
Lufttemperatur					
Lufttemperatur	°C/K	8,76	+ 0,6	+ 1,8	+ 3,1
Heiße Tage Tmax ≥ 30°C	n	8,2	+ 1,2	+ 4,3	+ 10,8
Sommertage Tmax ≥ 25°C	n	37,2	+ 4,6		
Frosttage Tmin < 0°C	n	94,5	- 13,6	- 28,4	- 38,6
Eistage Tmax < 0°C	n	28,3	- 5,2	- 14,1	- 17,5
Tropische Nächte Tmin > 20°C	n		+ 0,7	+ 2	+ 13,1
Sonnenscheindauer					
Sonnenscheindauer		4,74 Std.	- 5 %	- 4 %	- 5 %
Niederschlag					
Niederschlag	mm	589,9			
Tage mit Niederschlag	n	175,7			
Regentage	n		- 0,3	- 0,9	- 6,6
Schneetage	n		- 0,9	- 0,9	- 3,1
Wind					
Sturmtage (Vmax > 20,8 m/s)	n		- 0,5	+ 1,1	+ 2,2

Damit gehen in Verbindung mit Veränderungen der Häufigkeit des Auftretens der Großwetterlagen heißere und trockenere Sommer mit einer Verdopplung der Sommertage (Lufttemperaturmaximum $\geq 25^\circ\text{C}$) bzw. Hitzetage (Lufttemperaturmaximum $\geq 30^\circ\text{C}$) einher. Die mögliche Entwicklung der Anzahl und Dauer von Hitzeperioden können für Berlin der Arbeit von Hupfer et al. (2009) entnommen werden. Nach einer Projektion auf der Grundlage einer weiteren beträchtlichen Zunahme des CO_2 -Gehaltes der Atmosphäre könnte sich die Zahl der mindestens fünf Tage anhaltenden Folge von Hitzetagen von 72 im 20. Jahrhundert auf 138 im laufenden Jahrhundert nahezu verdoppeln. Wärmere und feuchtere Winter gehen mit weniger Frosttagen (Minimum der Lufttemperatur $\leq 0^\circ\text{C}$) einher. Nach den vorliegenden Modellierungsergebnissen werden sich die Niederschläge stärker vom Sommer in den Winter verlagern. Die Wahrscheinlichkeit von Starkregenereignissen vor allem im Winter steigt anscheinend. Als Folge der Entwicklung wird sich die Verdunstung sowohl im Sommer als auch im Winter weiter erhöhen. Damit wird die bislang schon negative klimatische Wasserbilanz (Differenz Niederschlag – Verdunstung) im Jahr 2050 bei projizierten jährlichen Niederschlägen von unter 450 mm zu einem Defizit von 124 mm führen. Beim Eintreten der angenommenen klimatischen Veränderungen im Jahr 2055 ist mit einer Halbierung der Grundwasserneubildung zu rechnen. Insgesamt wären die Folgen der angenommenen Klimaänderung damit nicht nur für den regionalen Wasserhaushalt, sondern auch für die Funktion von Oberflächengewässern und Feuchtgebieten extrem stark.

Höhere Verdunstungsraten werden die Wasserstände der Flüsse und Seen merklich sinken lassen und zu einer Austrocknung des Bodens führen. Trockenheit und Wassermangel werden folglich als die zentralen Risikofaktoren des globalen Klimawandels für die Region benannt.

Fazit: Viele Ergebnisse der Klimaforschung zeigen überzeugend, dass auch der Berlin-Brandenburger Raum einem beträchtlichen Klimawandel ausgesetzt sein wird. Der Blick in die Klimazukunft ist nicht präzise, da die Modellierungsergebnisse auf Annahmen zum weiteren Verlauf der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre beruhen. Wie sich die Emissionen tatsächlich entwickeln, hängt in erster Linie von den Ergebnissen der Klimapolitik und deren Umsetzungen ab. Es sollte auch beachtet werden, dass die Erforschung des Klimasystems der Erde bei weitem noch nicht abgeschlossen ist. Daraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass im vor uns liegenden Klimaverlauf durchaus unerwartete Wendungen z. B. hinsichtlich der Variabilität oder der zeitweisen Unterbrechung erwarteter Trends auftreten könnten.

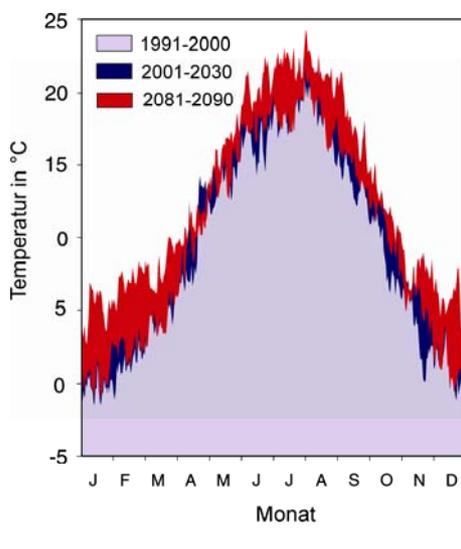


Abbildung 6: Saisonaler Verlauf der Lufttemperatur in drei verschiedene Dekaden. Die dunkleren Felder zeigen die Abweichung der Dekaden 2021–2030 (GLOWA Szenario) und 2081–2090 (RCAO MPIB2 Szenario) gegenüber der Station in Potsdam für den Zeitraum 1991–2000. Quelle: aus Kirillin (2010)

4.2 Wasserstandsschwankungen und temporäre Austrocknung

Phänomene. Seit über 30 Jahren werden sinkende Seespiegel in Nordostdeutschland beobachtet. Verschiedene Regionen Brandenburgs und die Stadt Berlin sind davon ebenfalls sehr stark betroffen. Die Entwicklung von Pegelständen ausgewählter Seen ist in Abb. 7 und Tab. 2 dargestellt. Mit Zeitreihen gut dokumentiert sind rückgängige Wasserstände der Grunewaldseenkette in Berlin, im Naturpark Uckermärkische Seen sowie in den Biosphärenreservaten Schorfheide-Chorin und im Spreewald. Ein besonders auffälliges Beispiel ist der Redernswalder See (Schorfheide/Chorin), dessen Wasserspiegel in den letzten 25 Jahren um mehr als 3 m gefallen ist (Abb. 8). Der See hat bereits über 50 % seines Volumens verloren (Müller et al. 2007). Blickt man allerdings weiter zurück, ergibt sich etwas sehr Überraschendes: Der Wasserspiegel des Redernswalder Sees und anderer Seen muss zwischen 1920 und 1950 mindestens ebenso niedrig gewesen sein wie heute, wie Altersbestimmungen an den aufgetauchten Baumstümpfen ergaben. Danach ist der Wasserspiegel innerhalb von 30 Jahren auf seinen Höchststand gestiegen (Terenio 2010).

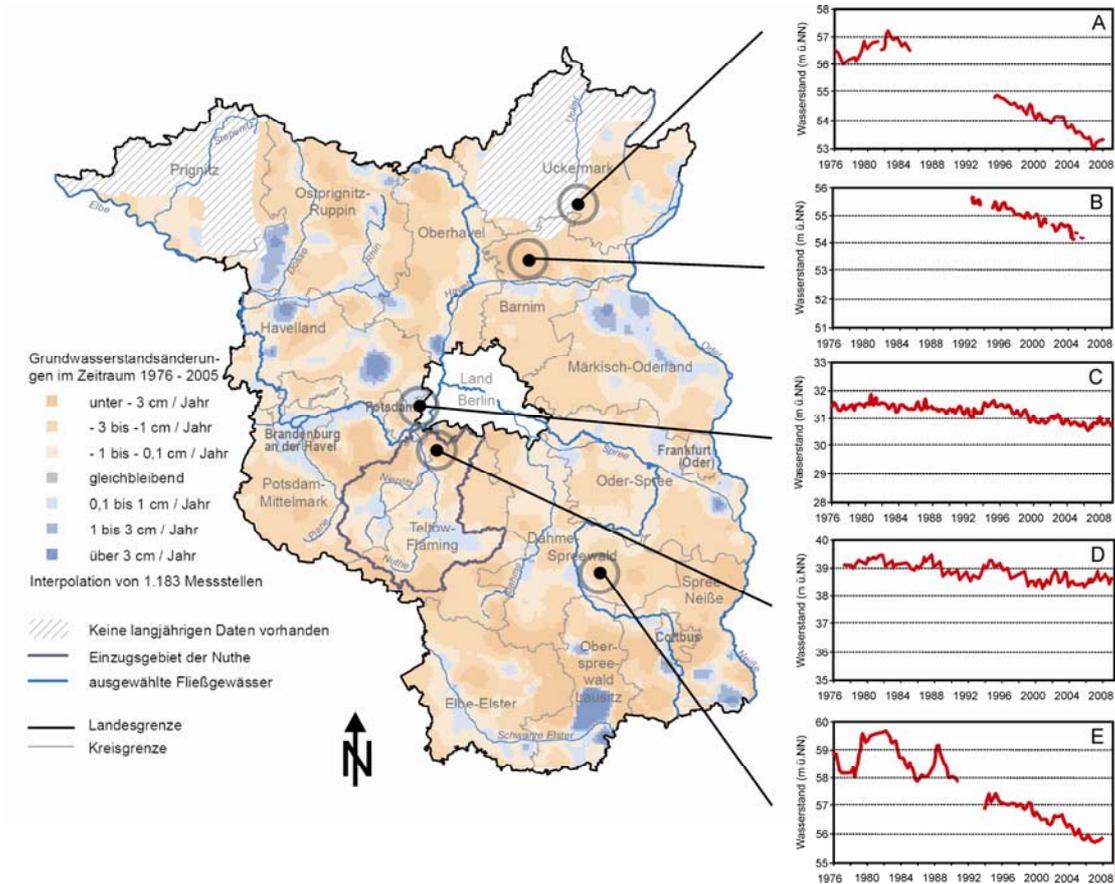


Abbildung 7: Entwicklung der Grundwasserstände in Brandenburg der Jahre 1976 bis 2005 (aus LUA 2009) und Ganglinien der Pegel ausgewählter Seen in Brandenburg (verschiedene Quellen). A - Redernswalder See, B - Großer Pinnowsee, C - Groß-Glienicker See, D - Großer Seddiner See, E - Briesensee



Abbildung 8 Links: Südostufer des Redernswalder Sees im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, September 2009 (Brandenburg). Der See erfuhr in den vergangenen ca. 30 Jahren eine Seespiegelsenkung von ca. 3,5 m. Foto: K. Kaiser. Rechts: Gehrensee im Nordosten Berlins, September 2003. Foto: J. Lewandowski

Tabelle 2: Abnahme des Wasserstandes ausgewählter Seen von Berlin (BE) und Brandenburg (BB) und deren Ursachen (vgl. Abb. 7). TW - Trinkwasser, GW - Grundwasser

See	Zeitraum	Absenkung cm	Mittlere Abnahme cm/Jahr	Ursachen
Pechsee (BE)	1915–2003	350	4	TW- Entnahme
Großer Pinnowsee (BB)	1983–2004	200	10	Wasserabgabe, Landnutzung, Klima
Redernswalder See (BB)	1976–2005	300	10	Klima
Kleiner Kronsee (BB)	1999–2008	35	4	Melioration Klima
Großer Seddiner See (BB)	1980–2008	60	2	Klima, GW- Ent- nahme

Ursachen. Die Ursachen für jetzt sinkende Seewasserspiegel können vielfältig sein und in Kombination wirken. Neben den klimatischen Veränderungen werden vor allem die Grundwasserentnahme zur Trinkwassergewinnung, die Drainage landwirtschaftlicher Nutzflächen und der aktuelle Waldbestand als Ursachen für sinkende Grundwasserstände benannt. Im Berliner Raum sind seit dem frühen 20. Jahrhundert große Gebiete stark von der Grundwasserabsenkung durch Entnahme für kommunale und industrielle Zwecke betroffen. Durch Brunnenanlagen und Wasserentnahmen zur Trinkwasserversorgung von Berlin fielen zum Beispiel der Wasserspiegel des Schlachtensees um zwei und der des Grunewaldsees um einen Meter. In Umkehr der natürlichen Fließrichtung wurde ab dem Jahr 1913 Havelwasser aus dem „Großen Wannensee“ in den etwa einen Kilometer entfernt und etwa zwei Meter höher liegenden Schlachtensee gepumpt, der über ein Grabensystem die anderen Seen versorgt. Auch die Stilllegung der Rieselfelder wird von einigen Autoren als eine Ursache für die sinkenden Grundwasserstände genannt. Im Bereich der ehemaligen Rieselfelder südlich von Berlin verringert sich der Grundwasserstand bis zu ca. 20 cm pro Jahr. Andererseits ist an einigen Standorten wegen des sinkenden Wasserverbrauchs ein Grundwasseranstieg zu verzeichnen (z. B. Berlin-Kaulsdorf und Spandau), was zu Schäden an Häusern und Bauwerken führt. Den entscheidenden Einfluss auf sinkende Grundwasserstände hat die Entwässerung von Gebieten durch Meliorationsmaßnahmen. Monokulturen von ausgedehnten Kiefernforsten in Brandenburg erhöhen die Verdunstung und verringern die Grundwasserneubildung, so dass sich klimatische Trends wie Niederschlagsrückgang und Temperaturanstieg noch stärker auswirken. Laubbäume erzeugen höhere winterliche Versickerungs- und Grundwasserneubildungsraten. Abb. 9 fasst schematisch die Ursachen für Seespiegeländerungen zusammen. Die Ursachen für die wechselnde Wasserstände von Seen in Brandenburg sind nicht vollständig aufgeklärt und Gegenstand intensiver Forschungen in dem durch das Geoforschungszentrum Potsdam eingerichteten Tereno-Observatorium „Nordostdeutsches Tiefland“. Es scheint so zu sein, dass auch in jüngerer Vergangenheit vor 60 bis 80 Jahren zu heute vergleichbare Wasserstände vorlagen und regionale hydrologische Prozesse einer Periodizität unterliegen (Kaiser et al. 2011). Die hohen Wasserstände der Seen in den 1980er Jahren stellen somit nicht unbedingt den „Normalzustand“ dar, den es wieder herzustellen gilt (Natkhin et al. 2011).

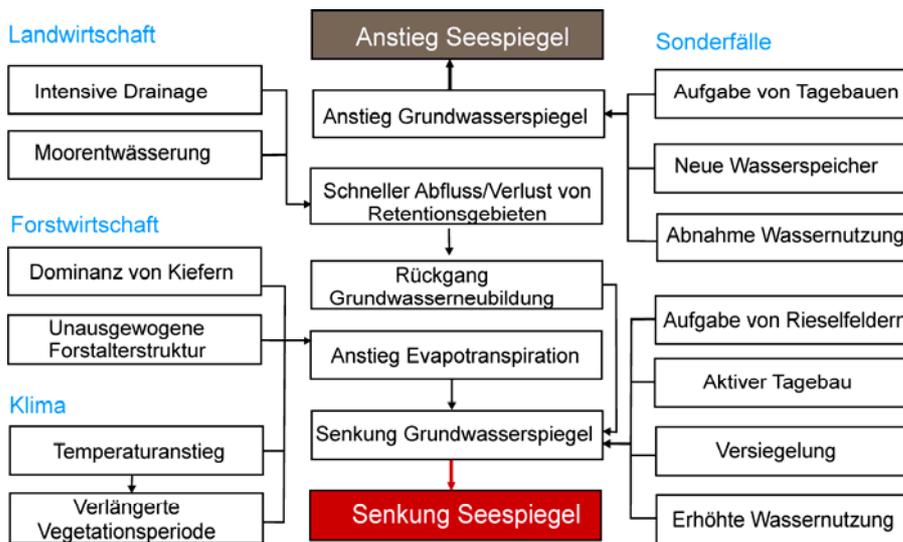


Abbildung 9: Mögliche Ursachen für Seespiegelschwankungen in Berlin und Brandenburg. Quelle: leicht verändert nach Germer et al. (2011)

Ökologische Folgen. Mit welchen ökologischen Auswirkungen sinkender oder wechselnder Wasserstände ist in Seen zu rechnen? Die Absenkung des Wasserstandes beeinflusst die Lebensbedingungen über das Licht- bzw. Strahlungsregime, die Temperaturverhältnisse und die Transportbedingungen im Wasserkörper. Tiefe und Volumen eines Sees sind entscheidende Kenngrößen, von denen die Reaktion eines Sees auf externe Stoffbelastungen abhängt. Werden die Seen flacher, verringert sich das Puffervermögen gegenüber äußeren Störungen. Die Auswirkungen von wechselnden Wasserständen sind relativ gut in Talsperren untersucht (z. B. Ulrich 1998, Geraldés & Boavida 2004, Baldwin et al. 2008). In Seen dagegen spielte dieser Aspekt der limnologischen Forschung bislang nur eine geringe Rolle. Welche ökologischen Auswirkungen Wasserstandsschwankungen haben, hängt von der Amplitude, der Dauer, Periodizität und dem zeitlichen Verlauf ab (Wantzen et al. 2008). Wasserstandsänderungen können episodisch oder periodisch auch mit saisonalen Mustern auftreten. Die räumliche Wirkung wird maßgeblich von der Morphologie des Gewässers bestimmt. Das Litoral ist am stärksten von Veränderungen des Wasserstandes betroffen, wodurch wesentliche Ökosystemfunktionen des Sees beeinflusst werden. Mit folgenden Reaktionen auf wechselnde Wasserstände ist zu rechnen:

1. Das Trockenfallen und Wiedervernässen bestimmter Bereiche bedeutet gewöhnlich eine Veränderung der ursprünglichen Besiedlung, z. B. den Verlust benthischer Invertebraten (Wirbellose) und submerser Makrophyten, die Ausbreitung von Schilfbeständen oder die Etablierung speziell an den Wechsel angepasster Arten und ihrer Entwicklungsstadien (Adis & Junk 2002). Seespiegelschwankungen können Massenentwicklung von Stechmücken ermöglichen, wenn die Eiablage bei höherem maximalem Wasserstand erfolgte, der in den Jahren danach kontinuierlich abnimmt. Die Eier können sich so über mehrere Jahre akkumulieren. Erst wieder bei hohen Wasserständen kommt es dann zu einem massenhaften Schlüpfen der Mücken (Kless 2003). Das Verschwinden von Makrophyten in der betroffenen Zone kann zu einem Regime-Wechsel von einem klaren Makrophyten- zu einem trüben Planktondominierten Gewässer führen (vgl. Abschnitt 4.4.2). Je nach Morphometrie des Gewässers und der Dynamik der Wasserstandsschwankung ist auch der umgekehrte Fall möglich: Die Makrophyten können sich wegen der verbesserten Lichtbedingungen über ein größeres Areal ausbreiten.

2. Der Kontakt mit der Atmosphäre verändert die biogeochemischen Umsetzungen in den Sedimenten. Der mit Austrocknung und Wiedervernässung einhergehende Redoxwechsel steigert meist die Versorgung mit Phosphor (P), weil eine beschleunigte Alterung der Sedimente infolge von Oxidationsprozessen deren P-Aufnahme vermindert und Mineralisationsprozesse intensiviert werden (Baldwin et al. 2008). Eine Oxidation durch Luftsauerstoff führt zur Mobilisierung sulfidisch festgelegter Schwermetalle in belasteten Sedimenten (Skoulikidis et al. 2008). In den Sedimenten finden ähnliche Prozesse statt wie in den Kippen von Tagebauen, so dass es zu steigenden Sulfat-Konzentrationen und zu Säureschüben kommen kann.
3. Wechselnde oder sinkende Wasserstände führen zur Umlagerung von Sedimenten durch Resuspension in flachen Seebereichen. Dadurch akkumuliert sich organische Substanz in tieferen Seebereichen, was zu stark reduktiven Bedingungen mit Sauerstoffschwund im Tiefenwasser führen kann.
4. Die Absenkung des Wasserspiegels verändert die Temperaturverhältnisse eines Sees. Einige Areale weisen größere diurnale und saisonale Temperaturamplituden auf. So kann es im Winter zum Durchfrieren von Sedimenten kommen, was das Überleben von Organismen (z. B. Mollusken) erschwert. Außerdem verändert sich mit verändertem Wasserspiegel die Relation zwischen Epilimnion und Hypolimnion während der Sommerstagnation. In bislang geschichteten Seen mit geringerer Wassertiefe ist bei sinkenden Wasserständen auch ein Wechsel zum ungeschichteten Seetypus möglich. Dadurch steigen die Temperaturen in Sedimentnähe und beschleunigen die Umsetzungsprozesse. Gewässer ohne thermische Schichtung weisen bei gleicher Flächenbelastung eine höhere Trophie auf, weil die mit dem Algendetritus aussinkenden Nährstoffe nach Rücklösung oder Resuspension innerhalb der Vegetationsperiode mehrfach für die Primärproduktion zur Verfügung stehen und ein größerer Anteil des Wasserkörpers mit Licht versorgt wird.
5. Wechselnde Wasserstände bedingen ähnlich wie bei den Fließgewässern auch in Seen zu einer stärkeren Vernetzung mit der terrestrischen Umgebung. Stark wechselnde Wasserstände führen meist dazu, dass sich der Einfluss des Grundwassers auf die Wasserqualität verstärkt.

Fazit: Austrocknung und sinkende Wasserstände haben gravierende ökologische Folgen für aquatische Ökosysteme. Die seit Jahrzehnten fallenden Wasserstände in Gewässern von Berlin-Brandenburg haben verschiedene Ursachen und können nur teilweise auf einen sich abzeichnenden Klimawandel zurückgeführt werden. Das Beispiel der Seespiegelschwankungen zeigt, dass sich die Identifizierung von „reinen“ Klimaeinflüssen schwierig gestaltet, da auf die Gewässer weitere natürliche und anthropogene Einflüsse in komplexer Weise verändernd einwirken.

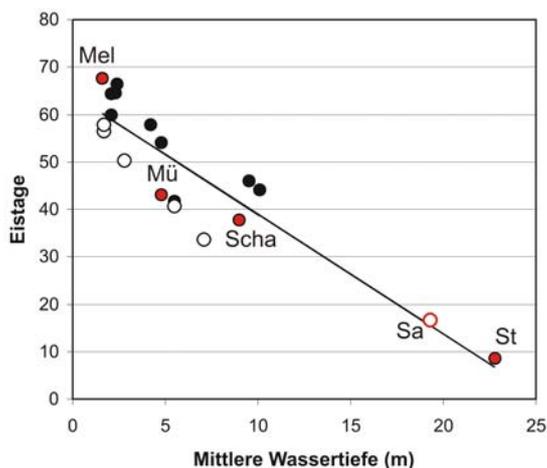
4.3 Veränderung der physikalischen Struktur in Seen

4.3.1 Eisbedeckung

Historische Trends der Eisbedeckung von Seen sind ein besonders guter Indikator für klimatische Veränderungen im Winter. Die längste limnologische Untersuchungsreihe ist die Dokumentation der Eisbedeckung für den Bodensee über die letzten 1.100 Jahre. Insgesamt wurden 33 vollständige Eisbedeckungen registriert, davon nur eine im 20. Jahrhundert (1963). In der Reihe bildet sich die „Kleine Eiszeit“ mit mehr als sieben Eisbedeckungen im 15./16. Jahrhundert ab. Verschiedene aktuelle Studien an Seen auf der nördlichen Hemisphäre bestätigen, dass infolge steigender Lufttemperaturen die Eisbedeckung später beginnt, früher aufhört und damit die Dauer der Eisbedeckung verkürzt sowie eisfreie Winter zunehmen (Johnson & Stefan 2006, Latifovic & Pouliot 2007). Im kanadischen Schild verkürzt sich die Eisbedeckung bei 1 K Anstieg der Lufttemperatur um durchschnittlich 11 Tage, weil sie 5 Tage später beginnt und 6 Tage früher endet (Duguay et al. 2003, Morris et al. 2005). Die Eisbedeckung unterliegt unabhängig langfristiger klimatischer Veränderungen einer hohen Vari-

abilität, die auf großräumige Konstellationen wie der Nordatlantischen Oszillation (NAO, siehe Cook 2003) zurückzuführen ist (Livingstone 2010). Die Dauer, der Zeitpunkt und weitere Merkmale des Eises wie Schneeeauflage oder Stärke der Eisbedeckung beeinflussen die physikalische und chemische Struktur und damit den Lebensraum eines Gewässers wesentlich. Die Eisbedeckung stellt eine Barriere zwischen Atmosphäre und Wasser dar und verhindert so die windgetriebene Durchmischung wie auch die Verdunstung. Der Stoff- und Wärmetransport und das Eindringen von kurzwelliger Strahlung (Licht) sind bei Anwesenheit von Eis stark verändert. Dabei hat sich gezeigt, dass die Lichtschwächung vor allem von der Qualität und weniger von der Stärke des Eises beeinflusst wird. Insbesondere eine Schneeeauflage reduziert das Lichtdargebot im Wasser erheblich. Aus Vertikalprofilen der Chlorophyll a-Fluoreszenz ist zu erkennen, dass sich das Phytoplankton im Winter meist unmittelbar unter der Eisdecke konzentriert, um in den größtmöglichen Lichtgenuss zu kommen. Von der Eisbedeckung hängen vor allem Zeitpunkt und Ausmaß der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons und die damit verbundene Primärproduktion ab (Blenckner et al. 2007). Prinzipiell führen eine kürzere Eisbedeckung und höhere Temperaturen zu einer höheren Nährstoffverfügbarkeit und einem besserem Lichtklima innerhalb des Sees (Blenckner et al. 2002). Es wird folglich erwartet, dass kürzere Eisbedeckung die Produktivität von Gewässern aller trophischen Niveaus erhöht (z. B. Huber et al. 2008). Unter Klareisbedingungen kann allerdings die Produktivität im Wasserkörper sehr hoch sein und z. B. zur vorgezogenen Diatomeenblüte führen (Nixdorf & Rücker 2004). Eine kürzere Eisbedeckung und damit verlängerte Mischungsphasen im Winter bedingen, dass Sauerstoffdefizite unter Eis und damit winterliches Fischsterben seltener auftreten.

In tieferen Seen ist wegen der höheren Wärmekapazität die Eisbedeckung kürzer und es gibt mehr eisfreie Winter als in flacheren Seen (Tab. 3). Diese Seen reagieren zeitlich verzögert auf schnelle Änderungen der Lufttemperatur. Bei flacheren Seen ist die Eisbedeckung in hohem Maße von bestimmten Wetterkonstellationen abhängig, während die Eisbildung in tieferen Seen eindeutiger mit den längerfristigen klimatischen Bedingungen in Zusammenhang gebracht werden kann. Der enge Zusammenhang zwischen Dauer der Eisbedeckung und der mittleren Tiefe verschiedene Berliner und Brandenburger Seen ist in Abb. 10 dargestellt.



In strengen Wintern wie im Jahr 1996 wurde in Flachseen eine geschlossene Eisdecke bis zu 141 Tagen registriert, so dass diese Seen in extremen Wintern mehr als ein Drittel des Jahres zugefroren sein können. Die Häufigkeit von Wintern mit Eisbedeckung ist in flacheren Seen höher als in tieferen Seen (Tab. 3). Abb. 11 zeigt die Zeitreihen zur Dauer der jährlichen Eisbedeckung im Müggelsee und im Stechlinsee an Hand beobachteter und modellierter Daten im Zeitraum 1947–2010.

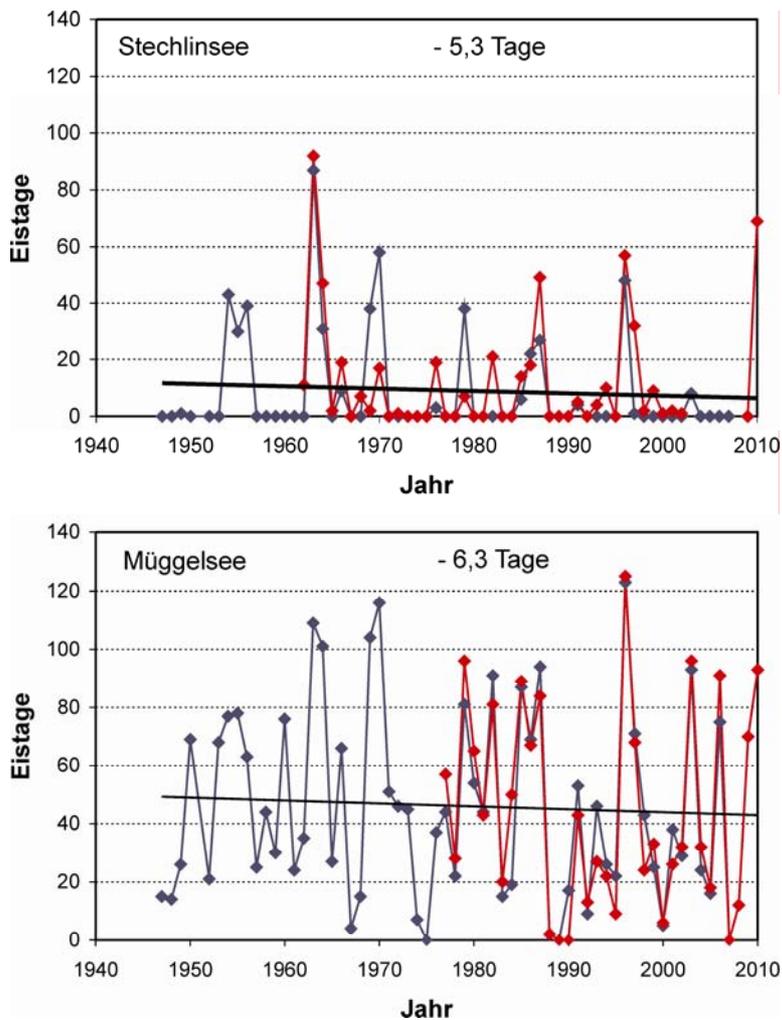


Abbildung 11: Beobachtete (rot) und modellierte Dauer (blau) der Eisbedeckung (> 80 % der Seefläche) in Tagen am Stechlinsee und am Müggelsee zwischen 1947 und 2010. Die linearen Trends beziehen sich auf die berechneten Daten und die tatsächlichen Messwerte nach 2007. Die Berechnung erfolgte mit dem Modell Flake (Bernhardt et al., eingereicht). Datenquelle: IGB

Statistisch signifikante Trends sind in beiden Fällen nicht zu erkennen. Nimmt man den linearen Verlauf über die Zeit, lässt sich für beide Gewässer eine Verkürzung der Eisdauer im genannten Zeitraum um ca. 5 Tage berechnen. Eine Tendenz zu eisfreien Winter ist für den Stechlinsee nicht nachweisbar. Im flachen Müggelsee nimmt dagegen die Häufigkeit von Wintern mit sehr kurzer oder gar keiner Eisbedeckung zu. An diesen beiden Seen wurde ein Modell kalibriert und validiert, um die Eisbedeckung auch an weiteren acht Brandenburger Seen unterschiedlicher Morphometrie und Sichttiefe zu rekonstruieren, für die keine Aufzeichnungen vorlagen (Bernhardt et al., eingereicht). Aus den berechneten Eistagen der einzelnen Jahre ergab sich, dass die Eisbedeckungsdauer je nach See zwischen

3 bis 17 Tagen in den letzten 60 Jahren abgenommen hat (vgl. Tab. 3), während die mittlere Lufttemperatur im gleichen Zeitraum um ca. 1 K zunahm. Zwischen der Wintertemperatur (Dezember bis März) und der Dauer der Eisbedeckung wurden für die betrachteten Brandenburger und Berliner Seen enge lineare Beziehungen gefunden (Abb. 12).

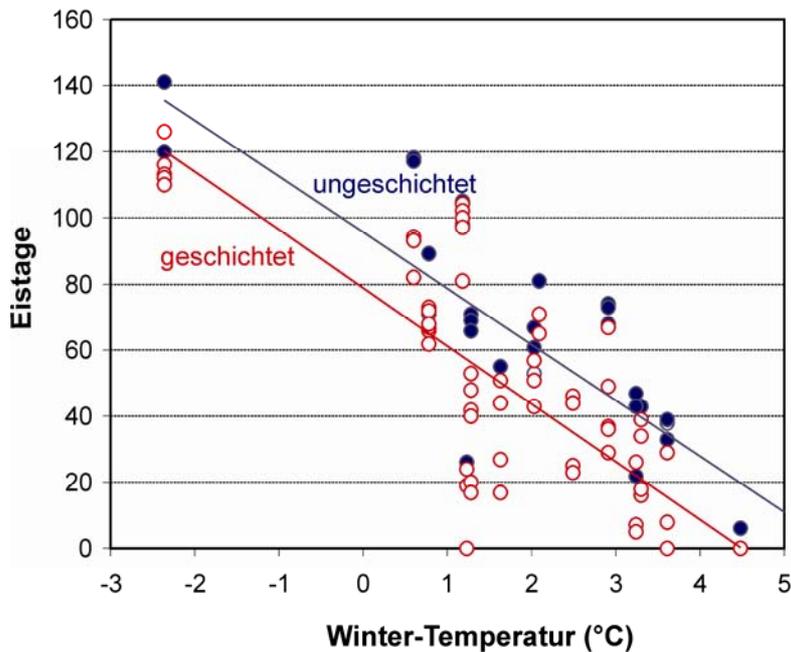


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen mittlerer Wintertemperatur (Dezember bis März) und der Dauer der Eisbedeckung in sechs geschichteten (rot) und fünf ungeschichteten Seen (blau) im Scharmützelseegebiet im Zeitraum 1995 und 2007. Die Trendlinien zeigen, dass geschichtete Seen eher mit fehlender oder geringerer Eisdecke auf eine Erhöhung der Wintertemperaturen reagieren werden als ungeschichtete Seen. Datenquelle: BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

Nimmt man diese Beziehungen zur Grundlage, würde sich für die einbezogenen 18 Berliner und Brandenburger Seen ein durchschnittlicher Rückgang der Eisbedeckung von $17,5 \pm 1,4$ Tagen ergeben, wenn die Wintertemperatur um 1 K ansteigt. Wegen der insgesamt längeren Eisbedeckung bei flacheren Seen ist deren Verkürzung in Folge des Klimawandels auffälliger als bei tiefen geschichteten Seen. Berechnungen zur Eisbedeckung wurden auch mit Hilfe von Klimaszenarien und dem Seemodell FLake vorgenommen. In Tab. 3 ist das prognostizierte Verhalten unterschiedlicher tiefer Seen in Berlin und Brandenburg zusammengefasst. Demnach werden tiefe geschichtete Seen bis Mitte des Jahrhunderts eine mittlere Eisdauer von weniger als 10 Tagen aufweisen, wobei die Häufigkeit von Wintern mit Eisbedeckung auf unter 30 % abnimmt. Flache Seen werden in diesem Zeitraum weiterhin jedes Jahr zufrieren. Erst am Ende des Jahrhunderts gibt es bei tiefen geschichteten Seen keine Winter mit Eisbedeckung mehr. Bei den flacheren Seen wird die Eisbedeckung kürzer und es treten häufiger eisfreie Winter auf.

Fazit: Die hydrophysikalischen Eigenschaften von Seen und anderen Gewässern sind primär dem Einfluss von Klimaänderungen unterworfen. Für das Untersuchungsgebiet sind dafür die winterlichen Eisverhältnisse charakteristisch. Entsprechend wahrscheinlicher Klimaprojektionen muss in Zukunft häufig mit eisfreien Wintern, aber auch mit Veränderung der Eisarten und -stärken gerechnet werden.

Table 3: Berechnung der mittleren Eistage (ET) und der Häufigkeit der Eiswinter (EW in %) für acht Seen in Berlin und Brandenburg in drei verschiedenen Zeiträumen (1947–2007, DWD Potsdam; 2001–2055, GLOWA; 2071–2100, RCAO) mit Hilfe des Modells FLake. Die Seen sind entsprechend ihrer mittleren Tiefe (z_m) geordnet. Daten aus Bernhardt (2009)

See	z_m m	1947-2007			2001-2055		2071-2100	
		ET	EW %	Rückgang in Tagen*	ET	EW %	ET	EW %
Stechlinsee	24,2	8,2	30	-11,3	1,9	13	0	0
Sacrower See	19,3	17,8	52	-2,6	5,5	28	0	0
Nehmitz See	7,1	38,5	90	-17,3	24,5	80	3,1	19
Wannsee	5,5	43,3	93	-10,3	27,7	83	3,4	23
Müggelsee	4,8	45,7	95	-11,4	29,8	83	4,3	26
Selchower See	2,8	53,4	97	-13,3	37,1	94	6,9	35
Schweriner See	1,7	61,1	100	-10,9	41,8	100	11,1	55
Grössiner See	1,7	61,5	100	-11,4	43,3	100	12,0	58

* berechnet aus linearen Trends der Einzeljahre

4.3.2 Schichtungsverhältnisse

Die Zunahme der regionalen Lufttemperatur führt mit gleichem Trend zur Erhöhung der Wassertemperaturen in den oberen Schichten der Seen. Für die letzten 50 Jahre beträgt der mittlere Anstieg der Wassertemperaturen in unserer Region 0,3 K pro Dekade (Kirillin 2010). Die Lufttemperaturen werden nach den Klimaszenarien bis Ende des Jahrhunderts im NO Deutschland weiter ansteigen (vgl. Tab. 1, Abb. 6). Besonders stark steigen die Wintertemperaturen an. Es stellt sich die Frage, welche Effekte der steigenden Temperaturen auf das thermische Regime von Seen jetzt schon zu beobachten sind und mit welchen Änderungen für die Berlin-Brandenburger Region in Zukunft zu rechnen ist. Fast alle Seen gehören dem dimiktischen oder polymiktischen Mischungstyp an. Die beiden Schichtungstypen unterscheiden sich gravierend im internen Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt. In flachen, häufig durchmischten Seen könnten die aus aussinkenden Partikeln und die aus dem Sediment rückgelösten Nährstoffe in der gleichen Vegetationsperiode mehrfach genutzt werden, während in den geschichteten Seen die thermische Sprungsschicht (Thermokline) eine Barriere für diese Rückführung darstellt. Gleichzeitig ist aber die Versorgung des Tiefenwassers mit Sauerstoff aus der Photosynthese bzw. aus dem atmosphärischen Eintrag unterbrochen. Dimiktische Seen mischen zweimal im Jahr, weil sich nicht nur im Sommer, sondern auch im Winter bei Wassertemperaturen unter 4°C, insbesondere in Kombination mit Eisbedeckung, eine Schichtung ausgebildet. Aktuelle Trends zeigen, dass in polymiktischen Seen die Häufigkeit und Dauer von sommerlichen Schichtungsphasen zunimmt, wie das für den Müggelsee dokumentiert ist (Wilhelm & Adrian 2008). Besonders bei Hitzeperioden bilden sich stabile Schichtungen aus, da wenige Grad Unterschied auf hohem Temperaturniveau zu großen Dichteunterschieden im Wasserkörper führen. Während dieser Schichtungsereignisse sinkt die Sauerstoffkonzentration in der sedimentnahen Zone stark ab, weil bei hohen Temperaturen Respirationprozesse intensiver ablaufen. Insbesondere nach Hitzewellen führt die nachfolgende Durchmischung zu Nährstoff-Pulsen in die euphotische Zone und verstärkt das Wachstum des Phytoplanktons (French & Petticrew 2007, Wilhelm & Adrian 2008).

Im Stechlinsee konnte ein schwacher Trend zur Verlängerung der Schichtungsdauer um 5 Tage pro Dekade nachgewiesen werden, die sich vor allem aus dem früheren Beginn der Schichtung im Frühjahr ergibt (Abb.13). Während bei steigender mittlerer Lufttemperatur die oberflächennahen Wassertemperaturen ebenfalls zunehmen, kommt es beim bodennahen Wasser in den letzten zehn Jahren sogar zu einer leichten Abnahme. Für den Stechlinsee wurde berechnet, dass in naher Zukunft die sommerliche Wassertemperatur in Sedimentnähe größeren Schwankungen ausgesetzt ist, weil sich

dimiktische (6°C) und monomiktische Jahre (9°C) abwechseln (Porst et al. in Vorbereitung). Geringere Löslichkeit und steigende Verbrauchsraten des Sauerstoffs bei höheren Wassertemperaturen erhöhen die Wahrscheinlichkeit von kritischen Sauerstoffsituationen im Tiefenwasser.

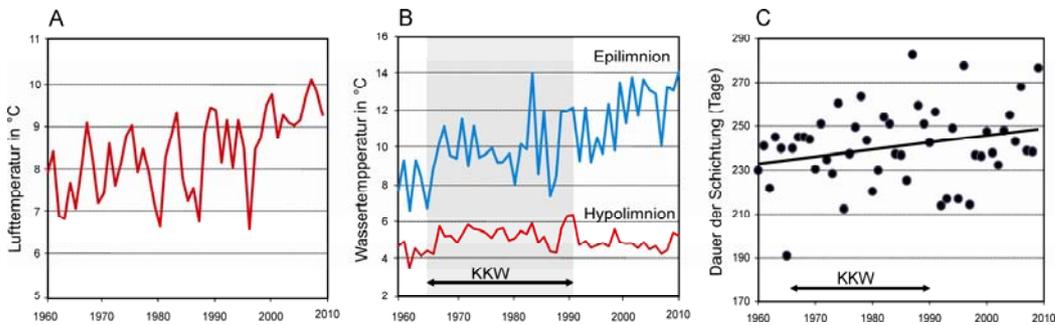


Abbildung 13: Entwicklung der Luft- und Wassertemperaturen (März bis Juni) am Stechlinsee seit 1960 (A/B). In der durchmischten Wasserschicht (Epilimnion) steigt die Temperatur, während im Tiefenwasser (Hypolimnion) die Temperatur ab 1990 leicht abfällt (B). Die Dauer der sommerlichen Schichtung nimmt leicht zu (C). Zwischen 1965 bis 1990 wurde der See durch Kühlwasser des Kernkraftwerk (KKW) Rheinsberg beeinflusst (grauer Balken). Datenquelle: IGB

Im Scharmützelsee wurde zwischen 1995 bis 2010 ebenfalls ein leichter Trend der Zunahme der Schichtungsdauer nachgewiesen. Die Dauer der Schichtung wurde auch hier vor allem vom Zeitpunkt des Beginns der Schichtung bestimmt. Die Schichtung setzte umso früher ein, je stärker die Erwärmung zwischen März und April war (Abb. 14). Da seit 1970 die mittlere Lufttemperatur im Monat April mit etwa 4 K viel stärker zunimmt als im Monat März, ist die Temperaturdifferenz zwischen beiden Monaten und damit vermutlich auch die Schichtungsdauer gestiegen. Zwischen den sommerlichen Temperaturen und Schichtungsdauer lässt sich in diesem Gewässer kein Zusammenhang herstellen. Das Jahr 2003 mit dem „Jahrhundertsommer“ im Untersuchungsgebiet wies überraschend eine relativ kurze Schichtungsdauer auf. Die mittleren Hypolimnion-Temperaturen zeigten auch beim Scharmützelsee einen leichten Trend der Abnahme.

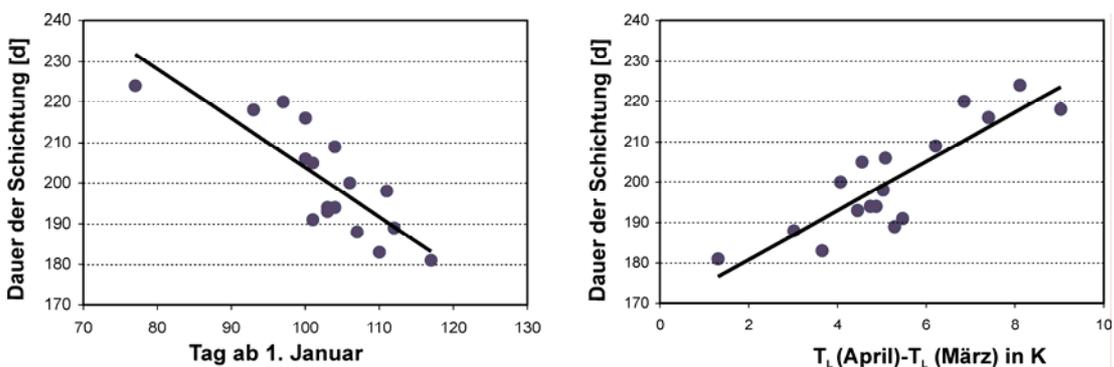


Abbildung 14: Länge der sommerlichen Schichtung im Scharmützelsee in Abhängigkeit vom Beginn der Schichtung (2 K Differenz zwischen 0 und 25 m) (links) und von der Erwärmung im Frühjahr, die als Differenz der mittleren Lufttemperaturen (T_L) im April und im März (Station Potsdam) ausgedrückt ist (rechts). Zeitraum: 1994–2010. Datenquelle: BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

Die Schichtungsstrukturen und deren Folgen werden auch erheblich von den Windverhältnissen beeinflusst. Insbesondere extrem hohe Windstärken, wie sie in Zusammenhang mit möglicherweise häufiger werdenden Wasser- und Windhosen (auch Tornados) auftreten, können die Mächtigkeit der durchmischten Schicht erhöhen oder die Schichtung gar auflösen.

Die Entwicklung und die zukünftigen Trends wurden exemplarisch für zwei Berliner Seen, den polymiktischen Müggelsee und dimiktischen Heiligensee, berechnet (Kirillin 2010). In Abb. 15 wurden für drei verschiedene Perioden die Folgen der Klimaentwicklung auf die Temperaturunterschiede zwischen der oberen und der sedimentnahen Wasserschicht sowie die Schichtung simuliert. Einige der bisher polymiktischen Seen werden in der ersten Hälfte des 21. Jahrhunderts zu einem dimiktischen Regime wechseln. Das führt dazu, dass die bodennahen Wasserschichten im Sommer deutlich kühler als bisher werden, weil die Schichtung ab dem Frühjahr den Wärmetransport in die Tiefe verhindert. Die mittlere Seetemperatur im Sommer bleibt daher nahezu unverändert, obwohl der Wärmeinput über die Atmosphäre zunimmt. Noch später tendieren solche Seen zum warm-monomiktischen Mischungstyp, weil die oberflächennahen Wassertemperaturen sich nicht oder nur selten schnell genug unter 4°C abkühlen. In kühlen Jahren wechseln diese Seen wieder zum dimiktischen Typ.

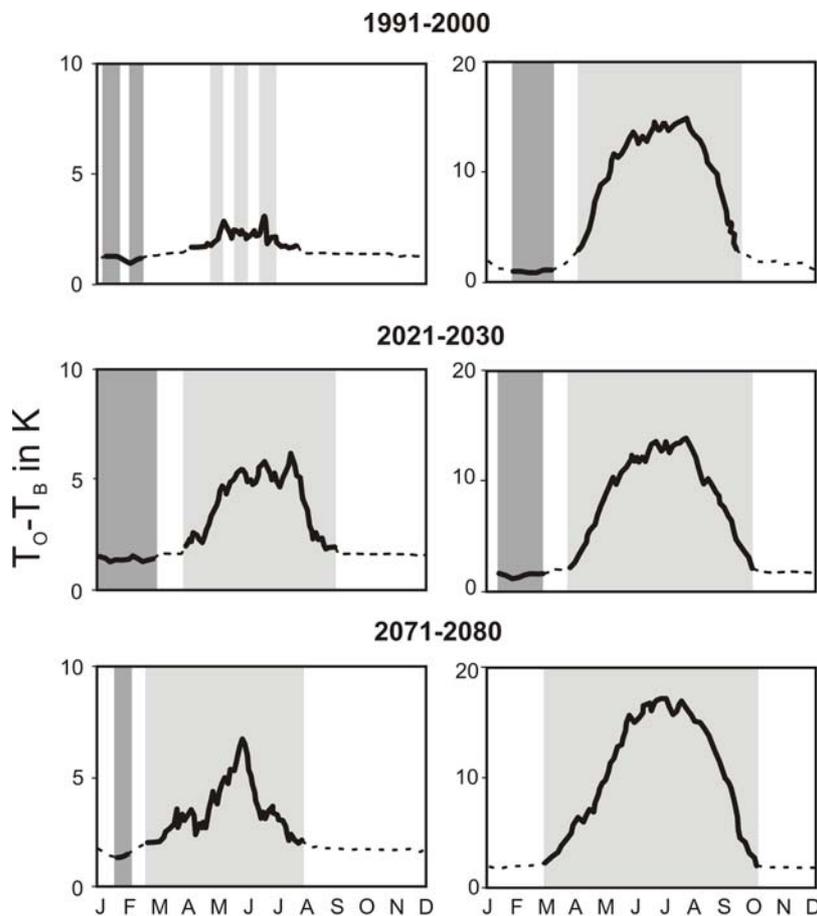


Abbildung 15: Temperaturdifferenz zwischen oberflächen- und sedimentnahe Wasser im Müggelsee (links) und im Heiligensee (rechts) für drei verschiedene Zeitperioden unter Annahme der erwarteten Klimaänderungen (RCAO MPIB2 Szenario). Schichtung im Sommer (hellgrau) und Winter (dunkelgrau). Quelle: verändert aus Kirillin (2010)

Die oberflächennahen Schichten bisher dimiktischer Seen erwärmen sich ebenfalls. Es kommt zur Verlängerung der sommerlichen Schichtungsdauer. Auffällig bei den Simulationen ist, dass sich die Temperaturen des Tiefenwassers verringern, weil der Wärmefluss durch die früher einsetzende Schichtung unterbunden ist. Die am Ende der Vollzirkulation im Frühjahr herrschende Temperatur ist niedriger als bei später einsetzender Schichtung, so dass diese niedrigere Temperatur im Tiefenwasser bestehen bleibt. Wegen des gegensätzlichen Verhaltens der Wasserkörper erhöhen sich die mittleren Wassertemperaturen nicht und fallen sogar leicht ab. Eine schnelle Erwärmung im Frühjahr nach Eisaufbruch führte in den vergangenen Jahren zu einer Verkürzung der Frühjahrsvollzirkulation, so dass Defizite im Sauerstoffhaushalt durch atmosphärischen Eintrag nicht ausgeglichen werden konnten. Dadurch erhöht sich das Sauerstoffdefizit am Ende der Sommerstagnation.

In der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts wird sich ein Regimewechsel vom dimiktischen zum warm-monomiktischen Schichtungstyp bei Seen mit mehr als 20 m Wassertiefe ergeben, was zu einem abrupten Anstieg der Temperatur im Tiefenwasser führt. Höhere Temperaturen über dem Sediment erhöhen den Abbau organischer Substanz, was den Sauerstoffhaushalt belastet und die Nährstoffmobilisierung befördert. Die Erwärmung im Winter führt bereits jetzt zur Verkürzung der Winterstagnation. Die Szenarien zeigen, dass am Ende des Jahrhunderts die Mehrzahl der Seen in der Region Berlin-Brandenburg keine Winter-Stagnation mehr aufweisen wird.

Monomiktische Bedingungen führen dann wieder zur Verkürzung der Dauer der Sommerstagnation, weil die Durchmischung auf höherem Temperaturniveau länger anhält. Die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und sedimentnahe Schicht reduziert sich und das Epilimnion wird kleiner. Obwohl die Windexposition, die Durchflussverhältnisse und die Transparenz im Einzelfall eine große Rolle spielen, werden beide zurzeit dominierenden Mischungstypen einen ähnlichen Transformationsprozess im thermischen Regime durchlaufen (Abb. 16). In geschichteten produktiven Seen verstärken verlängerte Schichtungsperioden Sauerstoff-Defizite und die Akkumulation von freigesetzten Stoffen im Tiefenwasser. Verlängerte Schichtungen in den bislang polymiktischen Seen führen zu pulsartigen Belastungen mit Nährstoffen, weil während der Schichtungsperioden optimale Bedingungen für die Freisetzung und Akkumulation von Nährstoffen herrschen (vgl. Abschnitt 4.4.2).

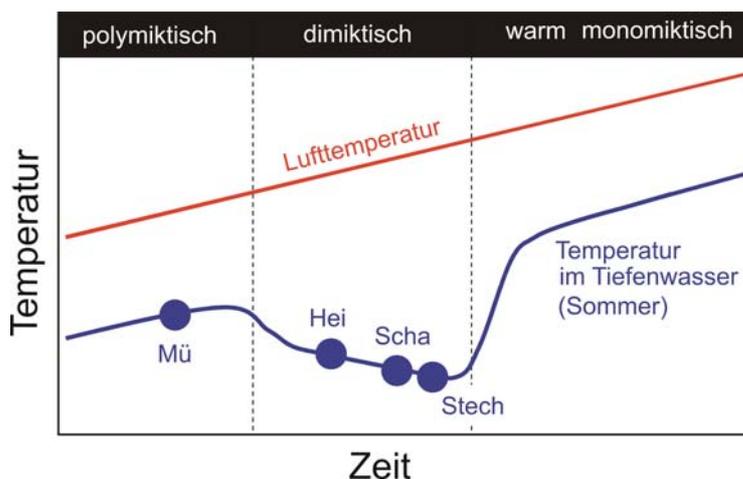


Abbildung 16: Schematische Darstellung der möglichen Veränderung des thermischen Regimes und der Tiefenwassertemperatur von Seen bei Klimaerwärmung. Dargestellt sind der Müggelsee (Mü), der Heiligensee (Hei), der Scharmützelsee (Scha) und der Stechlinsee (Stech) im gegenwärtigen Zustand. Quelle: nach Kirillin (unveröffentlicht)

Fazit: Klima- und Wettereinflüsse beeinflussen entscheidend die Schichtung in stehenden und strömungsarmen Gewässern. Die vertikale Schichtungsstabilität wird sich mit einer erhöhten solaren Strahlungsintensität und der damit verbundenen Zunahme der Lufttemperaturen verstärken. Für die Reaktion des Ökosystems sind gerade die Übergangszustände von einem Schichtungstyp zum anderen eine kritische Situation mit schwer vorhersagbaren Konsequenzen für den Stoffhaushalt und die Organismen.

4.4 Nährstoffhaushalt und Eutrophierung

4.4.1 Bewertung von Seen und allgemeiner Trend der Gewässergüteentwicklung in Berlin-Brandenburg

Mit der "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" trat im Dezember 2000 ein Regelwerk in Kraft, das die Wasserwirtschaft in Europa nachhaltig beeinflusst. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) ist das erste Klassifikations- und Bewertungsinstrument für Binnengewässer in Europa, das sich bei der Bewertung nach den ökologischen Gegebenheiten im anthropogen weitgehend ungestörten Zustand der Gewässer richtet. Sie basiert folglich auf einem Seentypen-spezifischen Ansatz. Die WRRL ist darüber hinaus als Versuch zu verstehen, das in zahlreiche Einzelrichtlinien zersplitterte Wasserrecht der EU in einer Richtlinie auf der Grundlage moderner Ansätze des Gewässerschutzes neu zu ordnen und nach ökologischen Aspekten auszurichten. Vordringliches Qualitätsziel der WRRL ist der „gute Zustand“ für alle Gewässer innerhalb der EU bis 2015.

Die WRRL gibt den Mitgliedstaaten den folgenden Zeitplan vor:

- bis Ende 2003: Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht
- bis Mitte 2004: Benennung der zuständigen Behörden gegenüber der EU
- bis Ende 2004: Bestandsaufnahme der Gewässersituation
- bis Ende 2006: Anwendungsbereite Programme zur Gewässerüberwachung
- bis Ende 2009: Erstellen von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen
- bis Ende 2012: Umsetzung der Maßnahmen in die Praxis
- bis Ende 2015: Erreichen der vorgegebenen Umweltziele („guter ökologischer Zustand“)

Für eine durch ein Leitbild gestützte Bewertung der Seen mussten innerhalb kurzer Fristen Seentypen definiert werden, die im anthropogen unbelasteten Zustand eine jeweils charakteristische Lebensgemeinschaft (Referenzbiozönose, Leitbild) aufweisen. Generell wird in der EU-Wasserrahmenrichtlinie zwischen natürlichen, künstlichen und stark beeinträchtigten („heavily modified“) Gewässern unterschieden. Als bewertungsrelevante Biozönosen werden die Organismengruppen Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische berücksichtigt.

Bei der Entwicklung des ökologischen Bewertungsansatzes für Deutschland mussten für jeden Typ Referenzzustände und entsprechende vier Degradationszustände (guter, mäßiger, ungenügender, schlechter Zustand) für alle relevanten Organismengruppen entwickelt werden. Gleichzeitig musste die Anzahl der Typen möglichst gering gehalten werden, um die Bewertung praktikabel zu machen. Die Einschränkung auf Seen mit Flächen ≥ 50 ha reduziert die Anzahl der zu betrachtenden Seen in Deutschland bereits erheblich. Von den über 3.000 natürlichen Seen Brandenburgs sind somit 222 „meldepflichtig“. Hinzu kommt eine nicht unbedeutende Zahl künstlicher Standgewässer, die hauptsächlich durch Tagebauseen gebildet werden (Abschnitt 2.2.5).

Zur Abgrenzung der Seentypen werden geographische, topographische, geologische, hydrologische und morphometrische Kenngrößen verwendet. Wesentliche Kriterien sind:

- Größe
- Ökoregion
- Kalkgehalt zur geochemischen Charakterisierung des Einzugsgebietes
- Verhältnis Einzugsgebietsgröße/Seevolumen als Maß für den Einfluss des Einzugsgebietes auf den See
- Aufenthaltszeit und Schichtungseigenschaften für eine morphometrische und stoffliche Charakterisierung des Sees

Als erster Anhaltspunkt und wichtigster Stressor für die Lebensgemeinschaften der verschiedenen Seentypen wurde die Trophie herangezogen, die auch in der Vergangenheit wichtigste Basis für Klassifikationen und Bewertungsansätze war (OECD 1982, LAWA 1999). Unter Trophie versteht man die von der Nährstoffverfügbarkeit abhängige Intensität der Primärproduktion, dessen Ausmaß durch das Vorkommen von Phytoplankton und Makrophyten zu quantifizieren ist. Diese Reaktionen werden als ein wichtiges biozönotisches Bewertungskriterium herangezogen und mit den chemisch-physikalischen und hydromorphologischen Verhältnissen der Gewässer kombiniert.

Die Region Berlin-Brandenburg gehört zur Ökoregion „Norddeutsches Tiefland“. Sie schließt sich nördlich an die Mittelgebirgsregion und die Alpen- und Voralpenregion an und reicht bis zur Nord- und Ostsee. In dieser Ökoregion hat sich eine Reihe von Seentypen gebildet, die sich auch biozönotisch von den beiden Ökoregionen Mittelgebirge und Alpen/Alpenvorland unterscheidet. Kalkarme Seen sind gegenüber kalkreichen Seen selten und fast immer kleiner als 50 ha. Insgesamt wurden für das norddeutsche Tiefland 14 Seentypen abgegrenzt (Mischke & Nixdorf 2008, Nixdorf et al. 2008), von denen die in Tab. 4 ausgewiesenen geschichteten und polymiktischen Seentypen besondere Relevanz für die Region Brandenburg haben. Prägend für die Ökoregion sind überwiegend flachere Seen und durchflossene Seen (Seenketten, Fluss-See-Systeme) vom Typ 11.1, 11.2 und 12 (Tab. 4, vgl. auch Abb. 2).

Tabelle 4: Seentypen im Norddeutschen Tiefland (nach Nixdorf et al. 2008, Mischke & Nixdorf 2008 modifiziert), Anteil der Seen in Brandenburg (ermittelt aus einer Gesamtzahl von 182 Seen > 50 ha)

Typenname	Typ Nr.	Anteil (%)	Beispiele
Kalkreiche, geschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet	10	32	Schermützelsee, Sacrower See, Glindower See, Wolziger See, Kalksee
Kalkreiche, polymiktische, sehr flache (mittlere Tiefe < 3 m) Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet (11.2)	11.2	42	Langer See, Möllensee, Blankensee
Kalkreiche, polymiktische Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet (11.1)	11.1		Müllroser See, Flakensee, Müggelsee
Fluss-Seen, kalkreiche, polymiktische Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet und geringer Aufenthaltszeit (12)	12	12	Neuendorfer See, Schwielowsee, Gülper See, Griebnitzsee, Jungfersee
Kalkreiche, geschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (13)	13	12	Scharmützelsee, Stechlinsee
Kalkreiche, polymiktische Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (14)	14	2	Grimnitzsee, Großer Milasee

In Brandenburg sind die aktuellen Ergebnisse des ökologischen und chemischen Monitorings der Seen in Steckbriefen (<http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.546917.de>) und in Berichten (LUA 2009, Arp et al. 2009, Täuscher 2010) erfasst.

Von 2005 bis 2009 sind 197 Seen in Brandenburg auf ihren ökologischen Status bezüglich der Biokomponente Phytoplankton nach dem deutschlandweiten Verfahren „Phytoplankton-Seen-Index“ (PSI) (Nixdorf et al. 2010) untersucht worden. Gegenwärtig befinden sich 34 Seen in sehr gutem oder gutem ökologischen Zustand. Für fast zwei Drittel der untersuchten Seen wurde ein Zustand von „mäßig“ bis „schlecht“ erzielt, so dass die Zielerreichung des „guten ökologischen Zustandes“ bis 2015 für diese Seen unwahrscheinlich bzw. unklar ist. Bei Fließgewässern ist der Anteil von 10 % einer „wahrscheinlichen“ Zielerreichung noch kleiner. In Abb. 17 sind die Bewertung der Seen in Brandenburg nach den bislang üblichen Trophieklassen (LAWA) und den ökologischen Zustandsklassen gemäß EU-WRRL vergleichend dargestellt. In Brandenburg weisen mehr als 75 % der Seen einen eutrophen Zustand oder höher auf. Der Phytoplankton-Seen-Index (PSI) nach WRRL bewertet strenger, weil er eher auf die ökologische Reaktion (Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung) als auf das Trophiepotenzial (Phosphor-Konzentration) ausgerichtet ist. In Brandenburg gibt es viele Beispiele, dass insbesondere Flachseen ein ausgeprägtes Trophie-Beharrungsvermögen zeigen, bei denen trotz deutlicher Reduzierung der Phosphor-Konzentration keine ökologisch relevante Reduzierung der Phytoplankton-Biomasse eintrat. Der Index für die Trophie bewertet diese Übergangszustände meist zu gut, weil neben der Phytoplankton-Biomasse auch die Phosphor-Konzentration einget.

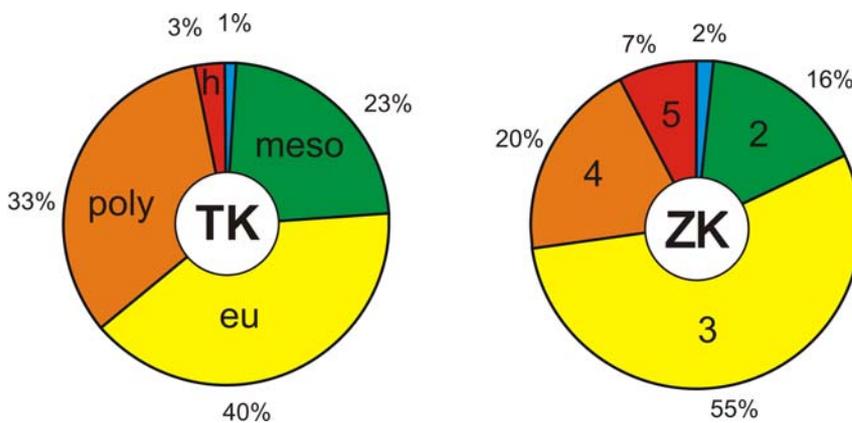


Abbildung 17: Verteilung der in Brandenburg überwachten Seen (> 50 ha) auf die Trophieklassen (TK) und die ökologischen Zustandsklassen (ZK) gemäß WRRL im Jahr 2008 (LUA 2009). Trophieklassen: blau - oligotroph, meso - mesotroph, eu - eutroph, poly - polytroph, h - hypertroph. Zustandsklassen: blau (1) - sehr gut, 2 - gut, 3 - mäßig, 4 - unbefriedigend, 5 - schlecht

Die „schlechten“ Seen (z. B. Gülper See, Blankensee) gehören sämtlich in die Gruppe der flachen Seen. Bei den Seen mit „unbefriedigendem“ Zustand sind es etwas mehr als die Hälfte (z. B. Müllroser See, Templiner See). Flache Seen sind bezüglich der Trophieausprägung am meisten gefährdet und reagieren wahrscheinlich auch besonders sensitiv auf die Folgen der globalen Erwärmung.

Die WRRL schreibt vor, alle drei Jahre den ökologischen Status in Seen untersuchen zu lassen. Das ist aus wissenschaftlicher Sicht eine zu große Zeitspanne, da es zwischen den Jahren wegen meteorologischer Konstellationen oder gewässerinterner Rückkopplungen erhebliche Schwankungen in der Trophie geben kann. Wie stark sich Jahresschwankungen auf die Gewässergüteentwicklung von Seen auswirken, zeigt sich deutlich an der Entwicklung des Scharmützelsees. Nach dem Jahr 2003 führte der sprunghafte Rückgang des Phytoplanktons zu einem verringerten PSI (guter Zustand).

Danach gab es im Jahr 2008 wegen der Zunahme von nostocalen Cyanobakterien (vgl. Abschnitt 4.6.2 und Abb. 19) wieder eine „Verschlechterung“ des ökologischen Zustandes.

Aussagen zum allgemeinen Trend der Gewässergüteentwicklung in den Seen Berlins und Brandenburgs lassen sich sehr gut am Beispiel des Scharmützelsee-Einzugsgebietes ableiten, weil in dieser Region auf ca. 400 km² etwa 20 Seen unterschiedlicher Morphometrie (flache und tiefe Seen) und Trophie (meso- bis hypertroph) befinden und seit dem Jahr 1993 kontinuierlich untersucht wurden. So ist die trophische Entwicklung in der Scharmützelseeregion typisch für die meisten Seen in der Norddeutschen Tiefebene mit Hochbelastungsphasen in den 1960er Jahren bis 1990. Danach war die Gewässersituation durch kontinuierlich sinkende Nährstoffkonzentrationen in den Seen gekennzeichnet, auf die jedoch die Phytoplanktonbiomasse in den Flachseen gar nicht bzw. nur sehr zögerlich reagierte. Die meisten Flachseen weichen immer noch um mindestens eine Stufe vom jeweiligen trophischen Referenzzustand (nach Morphometrie) und bis zu 3 Stufen vom guten ökologischen Zustand (Petersdorfer See) ab (Abb. 18). Die Bewertung der Gewässergüte nach dem Verfahren der LAWA (1999) erfolgt durch den Vergleich des Ist-Zustandes (Trophie-Index) mit dem Referenz-Zustand (graue Flächen in Abb. 18). Sie ist jedoch in der Abbildung nicht direkt dargestellt (sondern nur die Bewertung des Phytoplanktons). In den tieferen Seen waren sprunghafte (Scharmützelsee 2003, Großer Glubigsee) oder graduelle Verbesserungen (Storkower See, Nordbecken) der Gewässerqualität zu beobachten. Daneben ist in einigen Seen auch ein deutlicher Trend zur Verschlechterung (Wolziger See, Scharmützelsee) nach 2005 ablesbar, wie es auch für den Stechlinsee (Abschnitt 4.4.2) beschrieben worden ist. Ursachen dafür sind in der Einleitung von geklärtem Abwasser aus der Storkower Kläranlage bzw. in Grundwasserspeisung dieser Seen zu suchen, deren Auswirkungen und Wirkmechanismen bislang noch nicht geklärt sind. Seen, die inzwischen ihren trophischen Referenzzustand (nach LAWA 1999) wieder erreicht haben, sind jedoch nicht automatisch in einem guten ökologischen Zustand, wenn die Phytoplanktonausprägung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000, Mischke & Nixdorf 2008) bewertet wird. Hier zeigt sich für die flachen Seen (Petersdorfer See, Langer See, Großschauener Seen) a) eine höhere Trophie mit geringem Trend zur Abnahme und b) eine deutlich schlechtere Bewertung durch die EU-WRRL. Die höhere Gefährdung und der schlechtere Status der Flachseen resultiert aus den folgenden Aspekten: Diese Gewässertypen bilden bei gleicher Flächenbelastung eine höhere Trophie aus (vgl. Abschnitt 4.2), da (1) P-Rücklösungsprozesse während der gesamten Vegetationsperiode trophisch wirksam sind, (2) klimabedingte längere Schichtungsperioden mehr Nährstoffe ins Pelagial freisetzen (Abschnitte 4.3.2 und 4.4.2) und (3) die fortbestehende Dominanz von Cyanobakterien insbesondere durch Oscillatoriales und Nostocales in diesen Seen die Lichtausnutzung verbessert.

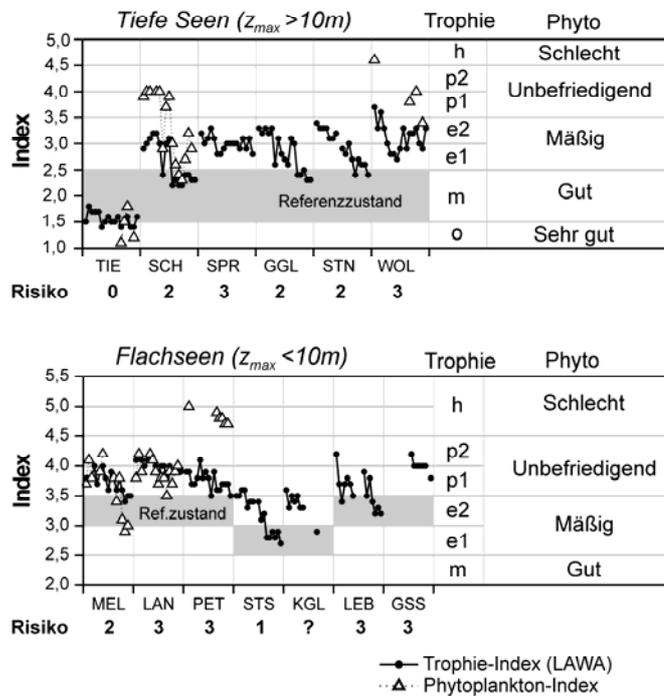


Abbildung 18: Entwicklung der Trophie der Seen in der Scharmütelseeregion von 1994 bis 2010 und Risiko, den guten ökologischen Zustand im Sinne der EU-WRRL bis 2015 nicht zu erreichen (0 - kein, 1 - geringes, 2 - mittleres, 3 - hohes Risiko). Die schwarzen Kreise stellen den Trophie-Index nach LAWA (1999) mit den dazugehörigen Trophiestufen (o - oligo-, m - meso-, e - eu-, p - poly-, h - hypertroph) dar. Die grauen Flächen kennzeichnen den trophischen Referenzzustand. Die Dreiecke zeigen für einige Seen den Phytoplankton-Seen-Index sowie die zugehörigen Bewertungsstufen (sehr gut bis schlecht) gemäß EU-WRRL. Abkürzungen der Seennamen: TIE - Tiefer See, SCH - Scharmützelsee, SPR - Springsee, GGL - Großer Glubigsee, STN - Storkower See Nordbecken, WO - Wolziger See, MEL - Melangsee, LAN - Langer See, PET - Petersdorfer See, STS - Storkower See Südbecken, KGL - Kleiner Glubigsee, LEB - Lebbiner See, GSS - Großschauener Seen (aktualisiert nach Nixdorf et al. 2009)

Um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, werden in den nächsten Jahren in 161 Gebieten von Brandenburg Gewässerentwicklungskonzepte (GEK) erarbeitet. Die Ausführung dieser Maßnahmen wird durch Gewässer- und Bodenverbände über Verträge realisiert. Die GEK sind bislang zu sehr an hydromorphologischen und hydrologischen Defiziten und Maßnahmen ausgerichtet und befassen sich in viel zu geringem Maße mit stofflichen Belangen. So sind in den nächsten Jahren nur wenige GEK für Seen in Brandenburg vorgesehen, auch eine systematische Untersuchung von Seen in schlechtem oder ungenügendem Zustand zur Prüfung von Maßnahmen scheint nicht geplant. Damit könnten aber Seen festgelegt werden, für die die Zielerreichung aus bestimmten Gründen nicht möglich ist.

Fazit: Etwa zwei Drittel der Seen Brandenburgs werden bis zum Jahr 2015 den guten ökologischen Gewässerzustand entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreichen. Als besonders risikoreich haben sich Flachseen bezüglich des trophischen Zustandes erwiesen. Es ist deshalb erforderlich, dass die Gewässerentwicklungskonzepte des Landes Brandenburgs (GEK) in verstärktem Maße eine auf stofflicher Grundlage (Nährstoffhaushalt) basierende Prüfung der Zielerreichung „guter ökologischer Zustand“ von risikobehafteten Seen und die Ableitung von entsprechenden Maßnahmen aufnehmen.

4.4.2 Fallbeispiele für die Entwicklung von Seen

An drei repräsentativen Beispielen aus Berlin-Brandenburg werden unter Verwendung von jüngeren Entwicklungstrends mögliche Wechselwirkungen zwischen Nährstoffbelastung, Klima und Gewässerqualität analysiert. Die folgenden Fallbeispiele unterscheiden sich hinsichtlich Grad und Entwicklung der Nährstoffbelastung sowie ihrer Schichtungs- und Durchflussbedingungen (Details siehe Tab. 5):

- Scharmützelsee: Tiefer geschichteter See mit Rückgang der Belastung seit 1990
- Müggelsee: Flacher polymiktischer See mit Rückgang der Belastung seit 1990
- Stechlinsee: Tiefer geschichteter See mit steigender Nährstoffkonzentration im See.

Für den Scharmützelsee liegen Analysen zur Entwicklung der Gewässerqualität seit den 1920er Jahren des vorigen Jahrhunderts vor (z. B. Wundsch 1940, Müller 1952, Scharf 1971, Nixdorf & Kleeberg 1996, Kleeberg 2003, Grüneberg et al., eingereicht). Diese Analysen belegen, dass der Scharmützelsee aufgrund stark zunehmender Besiedlung zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts einer steigenden Nährstoffbelastung ausgesetzt war, was zu einer starken Eutrophierung führte. Die Nährstoffbelastung im Scharmützelsee setzte damit deutlich früher ein als vor der üblicherweise datierten „Hochphase“ der Eutrophierung in den 1960/70er Jahren und erreichte in den 1980er Jahren ihren Höhepunkt.

Tabelle 5: Kenndaten vom Scharmützelsee, Müggelsee und Stechlinsee

		Scharmützelsee	Müggelsee	Stechlinsee
Fläche	km ²	12,1	7,2	4,2
Mittlere Tiefe	m	8,8	4,8	
Maximale Tiefe	m	29,5	7,5	69,5
Volumen	Mio. m ³	108,2	35	98,7
Theoretische Aufenthaltszeit	Jahre	11	0,16	61
Fläche des Einzugsgebietes	km ²	127,9	7000	12,6 km ²
Trophiegrad		mesotroph	eutroph	oligotroph
Schichtungstyp		dimiktisch	polymiktisch	dimiktisch
Charakterisierung des Einzugsgebietes		48 % Wald 31 % Landwirtschaft 8 % besiedelte Fläche 12 % Gewässer	33 % Landwirtschaft 38 % Wald 19 % besiedelte Fläche	95 % Wald

Schon in den 1930er Jahren des vorigen Jahrhunderts wurden die Massenentwicklungen fädiger Cyanobakterien („Oscillatorienkrankheit“) als Zeichen für die Verschlechterung der Gewässergüte identifiziert (Wundsch 1940). Seit den 1950er Jahren führten insbesondere die direkten und indirekten Abwassereinleitungen der Kommunen, der des Krankenhauses der Militärmedizinischen Akademie (NVA) und der sowjetischen Kasernen am Ufer des Sees zu einer hohen Phosphor-Flächenbelastung von 0,51 g P/m² pro Jahr. Vor allem nach der deutschen Vereinigung wurden diese P-Belastungen durch Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung und -behandlung auf eine Belastung von 0,16 g/m² pro Jahr vermindert, so dass seit dieser Zeit vor allem diffuse Einträge aus dem Einzugsgebiet dominieren. So könnten auch heute noch Belastungen aus ehemaligen Sickergruben, die allmählich über das Grundwasser in den See gelangen, eine Rolle spielen.

Aus den Langzeituntersuchungen lässt sich die Entwicklung seit 1920 in vier Phasen einteilen:

1. allmählich ansteigende Belastung von 1920 bis 1950
2. sehr stark steigende Belastung zwischen 1950 bis 1990

3. Übergangsphase von 1990 bis 2002 nach drastischer Reduzierung der externen Last
4. Erholungsphase seit 2003

Welche wesentlichen Veränderungen haben sich im Einzelnen vollzogen? Bereits zwischen 1934 und 1937 wurde kompletter Sauerstoffschwund in Sedimentnähe nachgewiesen (Wundsch 1940). Im September 1949 gab es bereits ab 15 m Wassertiefe keinen Sauerstoff mehr und es wurde erstmals die Anreicherung von Schwefelwasserstoff (H₂S) im Tiefenwasser nachgewiesen (Müller 1952). Später wies das gesamte Hypolimnion ab 10 m Wassertiefe H₂S auf (Kleeberg 1997), was 25 % des Seevolumens entspricht. In diesem Lebensraum können keine sauerstoffbedürftigen Organismen überleben.

Im Jahr 1935 wurden zur Bestimmung des theoretischen Fischertrages gut dokumentierte Untersuchungen des Makrozoobenthos durchgeführt (Wundsch 1940). Eine Wiederholung dieser Aufnahme rund 65 Jahre später zeigte, dass nun unterhalb von 17 m Wassertiefe das Sediment frei von Zoobenthos-Organismen war. So hat sich die benthische Biomasse im Vergleichszeitraum um fast 80 % verringert (Ordóñez 2001). Während Wundsch (1940) auf der Basis der benthischen Biomasse als Fischnährtiere noch einen theoretischen Fischertrag von 66 kg/ha errechnet, der deutlich über dem damaligen Mittelwert märkischer Seen lag (35–40 kg/ha), betrug dieser im Jahr 2001 nur noch 13,5 kg/ha (Ordóñez 2001).

Während der hocheutrophen Phase dominierten fädige Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena* und *Limnothrix* (Oscillatoriales) und *Aphanizomenon* (Nostocales). Trotz beständig sinkender P-Konzentrationen seit etwa 1995 (Abb. 19) verringerte sich erst seit 2003 die Chlorophyll-Konzentration und die Biomasse des Phytoplanktons deutlich, und der See erreichte den mesotrophen Zustand. Die mittlere Sichttiefe erhöhte sich seit dieser Zeit von 2,2 m (1998–2003) auf 3 m (2003–2009). Der Anteil der Cyanobakterien am gesamten Phytoplankton verringerte sich im Hauptbecken auf 20 % (Hilt et al. 2010). Im Scharmützelsee wurde erstmals im Sommer 2003 das Auftreten eines ausgeprägten Tiefen-Chlorophyllmaximums beobachtet, das von autotrophem Picoplankton gebildet wurde. Das Phänomen erklärt sich daraus, dass mit zunehmender Klarheit des Wassers die Primärproduktion in die Tiefe verlagert wird. Auffällig ist die Zunahme des Bedeckungsgrades mit submersen Makrophyten von fast Null vor 1990 auf < 10 % (1994–2003) und 24 % (2005–2006) der gesamten Seefläche. Die Ausbreitungstiefe nahm von 2 m (1994–2003) auf 4,3 m im Südbecken (2005–2006) zu. Die Artenvielfalt erhöhte sich und die Characeen (Armlauchalgen) kehrten zurück. Ausgelöst wurde die Makrophytenentwicklung zunächst durch die sinkenden Nährstoffeinträge und das daraus resultierende verbesserte Lichtklima durch verringertes Phytoplanktonwachstum. Ab einem bestimmten Punkt der Ausbreitung der Makrophyten trug diese wiederum über verschiedene Rückkopplungsmechanismen zur Stabilisierung des mesotrophen Zustandes bei (Hilt et al. 2010). Wissenschaftlich bedeutsam ist die Erkenntnis, dass „Regime-Wechsel“, wie sie mit dem Bistabilitätskonzept von Scheffer et al. (1993) für flache Seen beschrieben sind, offenbar auch für tiefe geschichtete Seen gelten können. Am Scharmützelsee waren die morphologischen Voraussetzungen für eine ausreichende Wiederbesiedlung (geringes Gefälle im Litoral, geringes Verhältnis von Seefläche zu Uferlinie) sehr günstig (Hilt et al. 2010). Daraus ergibt sich auch das Potenzial, Makrophyten als Teil einer Restaurierungsstrategie gezielt anzusiedeln, um den gewünschten Klarwasserzustand schneller zu erreichen als das allein mit der Reduzierung der P-Konzentration möglich wäre. Die Mehrheit der aufgetretenen Veränderungen im Scharmützelsee innerhalb der untersuchten Zeitreihe ist das Ergebnis von trophisch bedingten Veränderungen (Rückgang der Nährstoffbelastung) und ökologischen internen Rückkopplungen im Regime der Primärproduzenten. Derart dynamische stoffliche Veränderungen innerhalb kurzer Zeiträume überdecken in ihrer ökologischen Reaktion mögliche parallel auftretende Klimateffekte.

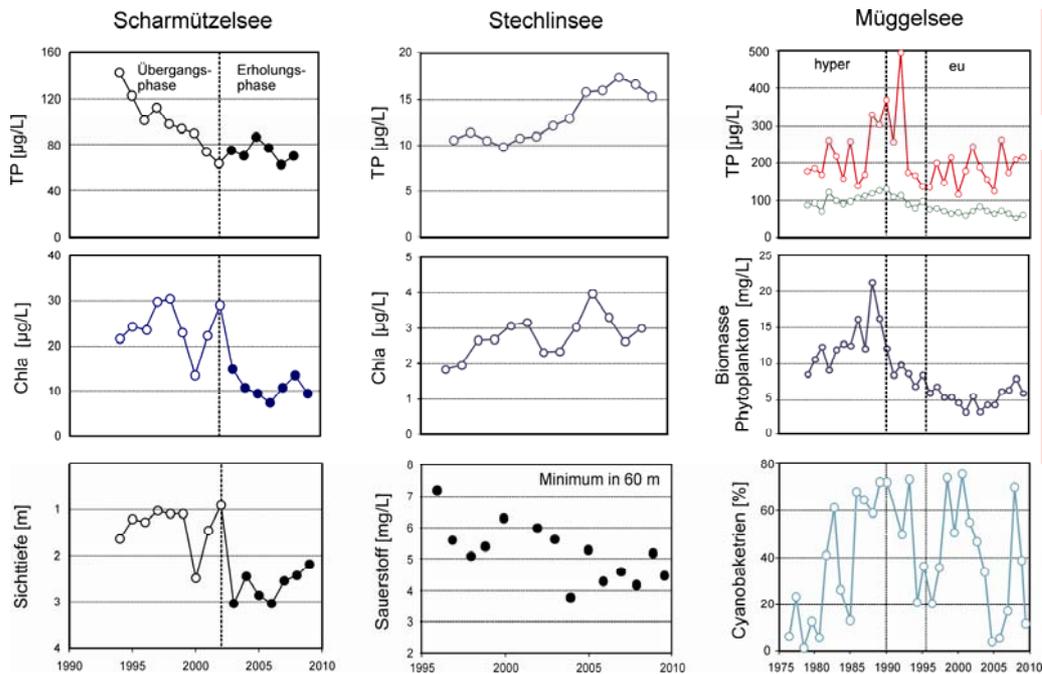


Abbildung 19: Entwicklung trophischer Merkmale von drei Seen, die einem Wandel unterliegen: (1) Scharmützelsee mit den Jahresmitteln von Gesamtposphor (TP), Chlorophyll a und der Sichttiefe (Sommermonate). Die Daten des Scharmützelsees zeigen die Entwicklung nach der externen Lastsenkung für Phosphor. Seit 2003 setzt eine Erholungsphase mit verstärktem Wachstum von Makrophyten ein. (2) Stechlinsee mit den Jahresmittelwerten der Konzentration von TP und Chlorophyll sowie der Sauerstoff-Konzentration in 60 m am Ende der Stagnation. Das oligotrophe Gewässer zeigt zunehmende Eutrophierungserscheinungen, die mit dem Klimawandel im Zusammenhang stehen können. (3) Müggelsee mit den mittleren TP-Konzentrationen von März bis Mai (grün) sowie von Juni bis September (rot), den Jahresmittelwerten der Phytoplankton-Biomasse und dem Anteil von Cyanobakterien von Juni bis September. Der Müggelsee hat sich von einem hypereutrophen (hyper) zu einem eutrophen (eu) See gewandelt. In dem Flachsee kompensieren Klimaänderungen teilweise die Wirkungen der Lastsenkung (vgl. Abb. 22). Quellen: Kasprzak et al. (2010), Hilt et al. (2010), IGB-Datenbank

Der **Große Müggelsee** ist ein polymiktischer Flachsee mit zeitweilig längeren Stagnationsphasen. Wegen seines großen Einzugsgebietes ist der Müggelsee schon immer ein nährstoffreiches Gewässer, in dem sich Makrophyten- und Phytoplanktondominanz abwechselten. Auch im 20. Jahrhundert hat sich ein solcher Wandel vollzogen. Bis in die 50er Jahre des letzten Jahrhunderts war der See einer klareren See, in dem flachere Bereiche des Seebodens (ca. 30 % der gesamten Seefläche) von reichen Beständen an Unterwasserpflanzen bedeckt waren. Diese verschwanden durch zunehmende Nährstoffeinträge schlagartig im Jahr 1970 (Barthelmes 1978), weil sich das Phytoplankton infolge der reichlichen Nährstoffversorgung besser entwickeln konnte. Es erfolgte so der Übergang zu einem trüben Phytoplankton-dominierten Zustand. In dem hypereutrophen Gewässer gab es jeden Sommer Massentwicklungen von Cyanobakterien. Ab dem Jahr 1990 haben sich die Nährstoffeinträge im Vergleich zu den achtziger Jahren durch einen verringerten Durchfluss (ca. 40 % Rückgang) und Änderungen im Einzugsgebiet wie dem Bau von Kläranlagen, die Verwendung phosphatfreier Waschmittel und den reduzierten Eintrag aus Industrie und Landwirtschaft mehr als halbiert (Köhler et al. 2005). Der See durchlief eine hypereutrophe Phase (bis 1990), eine Übergangsphase (1991–1996) und eine eutrophe Phase (ab 1997). Tab. 6 zeigt die Entwicklung seiner externen Nährstoffbelastung. Die Gesamt-P-(TP)-Konzentration im Frühjahr verringerte sich von 106 µg P/L (1979–90)

auf 71 µg P/L (1997–2003). Die mittlere TP-Konzentration im Sommer dagegen wies während der Übergangsphase trotz rückläufiger Frachten sogar einen Anstieg von 10 % auf und erreichte dann 80 % der ursprünglichen TP-Konzentrationen während des Sommers. Ursache dafür dürften die veränderten hydraulischen Bedingungen und der im Sediment akkumulierte Phosphor sein, so dass die P-Freisetzung aus den Sedimenten im Sommer einen größeren Einfluss auf die mittlere TP-Konzentration gewinnt. Die N-Konzentrationen im Gewässer reagieren unmittelbar auf die Lastsenkung, wodurch sich das N:P-Verhältnis im Sommer stark verringert. Das Phytoplankton reagierte mit einem starken Rückgang sowohl im Frühjahr (ca. 75 % Rückgang) als auch im Sommer (ca. 50 % Rückgang). Die durchschnittlichen Sichttiefen nahmen von 1,2 auf 2,2 m im Frühjahr und von 1,3 auf 1,5 m im Sommer zu (1979–90 vs. 1997–2003). Im Sommer trat der Rückgang der Phytoplanktonbiomasse trotz erhöhter P-Verfügbarkeit durch P-Rücklösung auf, so dass von einer N-Limitation ausgegangen wird. Während im Frühjahr der Anteil der Cyanobakterien von durchschnittlich 19 % (1981–1990) auf 3,6 % (1997–2003) abnahm, liegt im Sommer der Anteil der Cyanobakterien nach wie vor bei ca. 50 %. Während dieser Zeit tritt N-Limitation auf, was N-fixierende Cyanobakterien begünstigt. Stickstoff als limitierender Faktor gewinnt an Bedeutung.

Tabelle 6: Entwicklung des Zuflusses und der Nährstoffbelastung des Müggelsees in den drei Perioden: hypereutrophe Phase (bis 1990), Übergangsphase (1991-1996) und eutrophe Phase (ab 1997). Quelle: Köhler et al. (2005). TP-Gesamt-Phosphor, TN-Gesamt-Stickstoff

Periode	Zufluss (m ³ /s)	TP Belastung g P/m ² pro Jahr	TN Belastung g N/m ² pro Jahr	TP Retention g P/m ² pro Jahr
1979–1990	9,9	5,9	138	0,17
1991–1996	7,6	3,6	74	- 0,24
1997–2003	6,4	2,8	45	- 0,02

Trotz der drastischen Reduktion der externen Belastung ist der Müggelsee nach wie vor Plankton-dominiert. Die mit Makrophyten besiedelte Fläche hat zwar wieder zugenommen, aber ein Regime-Wechsel zum Makrophyten-dominierten Zustand hat noch nicht stattgefunden. Ursachen sind die Beschattung mit Periphyton (Aufwuchs), die anhaltende Trübung durch Phytoplankton und der Fraß von Keimlingen der Pflanzen durch Wasservögel und Fische (Hilt 2006). Klimatisch bedingte Veränderungen sind bei den Temperaturverhältnissen zu beobachten (vgl. auch Abb. 14). So wurde im Müggelsee nicht nur ein Anstieg der mittleren Wassertemperatur um 0,7°C, sondern auch eine Verlängerung der Schichtungsphasen registriert. Längere Schichtungsphasen wiederum führen zu reduzierenden Bedingungen und zu einer Akkumulation von Phosphor im Tiefenwasser (Wilhelm & Adrian 2008). Im heißen Sommer des Jahres 2006 stiegen die P-Konzentrationen im See zwischen Juli und November auf den sechsfachen Wert, obwohl in der Müggelspreewald nur geringfügig erhöhte P-Einträge registriert wurden (SenGesUmV Berlin 2007). Begünstigt wird die seeinterne P-Freisetzung durch die im Vergleich zu di- oder monomiktischen Gewässern relativ hohen Temperaturen in Sedimentnähe. Dadurch kann es zu Nährstoff-Pulsen und bei P-Limitationsbedingungen zur verstärkten Entwicklung des Phytoplanktons kommen, nachdem die Schichtung wieder zerstört ist (Wagner & Adrian 2009a). Die Cyanobakterien-Gattungen *Aphanizomenon*, *Anabaena* und *Microcystis* erreichten die höchsten Biomassen, wenn die vorherige Schichtung eine Dauer von drei Wochen überstieg. Der Temperaturanstieg wirkt in diesem Gewässertyp auf die Entwicklung des Phytoplanktons weniger direkt, sondern vor allem indirekt über die Schichtung. Auf die direkte Temperatureinwirkung geht allerdings die Dynamik der Planktonentwicklung im Jahresgang zurück (vgl. Abschnitt 4.6.1). Die wegen der kürzeren Eisbedeckung früher einsetzende Entwicklung der Kieselalgen verringert die Nährstoffverfügbarkeit für andere Phytoplankton-Arten. Wenn allerdings das Silizium durch die Diatomeen aufgebraucht ist und noch viel P da ist, können sich anschließend Cyanobakterien verstärkt

entwickeln. Außerdem kann sich das Zooplankton wegen der gegenüber früheren Jahrzehnten ca. 2°C höheren Temperaturen im April/Mai früherer entwickeln, so dass der Zeitpunkt des Klarwasserstadiums früher einsetzt (Gerten & Adrian 2000).

Der **Stechlinsee** ist einer der schönsten Klarwasserseen in Deutschland. Bereits seit 1938 sind das Gewässer und sein Einzugsgebiet unter Schutz gestellt. Mit der Planung und dem Bau des Kernkraftwerkes Rheinsberg erfolgte im Jahr 1959 die Einrichtung einer limnologischen Forschungsstation, um die Auswirkungen der Abwärme auf das Gewässerökosystem zu erfassen. Dadurch entstand eine umfangreiche Sammlung von Gewässerdaten, so dass Aussagen zur langfristigen Gewässerentwicklung möglich sind. Während des Betriebes des Kernkraftwerkes (KKW) zwischen 1966 und 1990 wurden täglich ca. 300.000 m³ Kühlwasser eingeleitet, welches gegenüber dem Stechlinsee ca. 10 K wärmer war. Theoretisch wurde der See einmal pro Jahr komplett durch das Kühlsystem gepumpt. Bemerkenswert ist, dass die klimabedingte Temperaturerhöhung sich vorwiegend auf die obere Wasserschicht beschränkt (vgl. Abb. 13), während die Abwärme des KKW auch in 30 m Tiefe nachweisbar ist.

Besonders in den letzten 15 Jahren haben sich im Stechlinsee deutliche Veränderungen vollzogen, welche den oligotrophen Zustand des Sees gefährden. Die Zeitreihen zeigen, dass die mittlere TP-Konzentration im See angestiegen ist (Abb. 19), ohne dass die Ursachen dafür aufgeklärt sind.

Auch die Biomasse und die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons haben sich in den letzten Jahren verändert (Padisák et al. 2009). Die Jahresmittelwerte und Maxima der Chlorophyll a-Konzentration sind angestiegen. Seit Mitte der 1990er Jahre bildet der Ciliat *Stentor amethystinus* (Trompetentierchen) Massenentwicklungen im Freiwasser aus, die früher nicht beobachtet wurden. Außerdem wurden zunehmend nostocale Cyanobakterien registriert. Im Jahr 1998 kam es zu einer Massenentwicklung der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens*. Die durchschnittlichen Sichttiefen sind allerdings mit 8 bis 9 m unverändert hoch.

Bei den submersen Makrophyten wurden ebenfalls große Veränderungen registriert: Die besiedelte Fläche hat sich um ca. 40 % vermindert und die untere Grenze ihrer Ausbreitung ging von 17 auf 7,5 m zurück (Ohldorf & Vohland 2008). Große Teile der ehemals großflächigen Wiesen von Armleuchteralgen (*Characeae*) sind verschwunden (Van de Weyer et al. 2009). Trotz des Rückgangs oder Verschwindens von *Chara*-Arten kommen im Stechlinsee auch gegenwärtig noch zahlreiche, hochspezialisierte oligotrophente *Chara*-Arten auf, die in anderen Seen weitgehend verschwunden sind. Der Rückgang der Characeen kann zur Folge haben, dass mehr Phosphor statt in der Biomasse der Makrophyten im Freiwasser zur Verfügung steht und größere Areale von der Resuspension betroffen sind.

Besorgniserregend ist die Entwicklung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser. In Bodennähe ist am Ende der Stagnation kein Sauerstoff mehr vorhanden. Unklar ist, ob dieser Effekt durch seeinterne Mechanismen, die z. B. durch ein verändertes thermisches Regime klimagesteuert sind (vgl. Abb. 16). Eine klimagesteuerte Eutrophierung könnte durch verlängerte Stagnationsphasen ausgelöst werden. Als Folge längerer Schichtung steigt das Ausmaß von Sauerstoffdefiziten im Tiefenwasser ohne dass vorher die Produktivität zunehmen muss. Möglich ist auch ein verstärkter Eintrag sauerstoffzehrender Substanzen aus dem Uferbereich in die Tiefenregion durch Resuspension infolge zurückgehender Makrophytenbestände.

Aber auch die Nährstoffeinträge und der Chemismus dieses Sees können durch klimatische Elemente gesteuert werden: Der Wasserhaushalt des Stechlin hat sich in den letzten Jahren gegenüber dem langjährigen Mittel (1966–1996) verändert (11,6 % weniger Grundwasserneubildung, 4,3 % weniger Gesamtabfluss, 1,8 % mehr Verdunstung), so dass es zu erheblichen räumlichen und zeitlichen Veränderungen des Grundwassereintrages und damit der Nährstoffeinträge kommen kann. Seit Mitte der 1990er ist die Kalk-Konzentration (CaCO₃) im Seewasser stark rückläufig, was für eine geringere Calcitfällung spricht und seine Ursache in veränderten Stoffeinträgen haben kann. Die

Rückläufigkeit dieses Transportmechanismus ist auch in hochaufgelösten Sedimentkernuntersuchungen durch abnehmende Ca-Gehalte sichtbar (mdl. Mitteil. Kleeberg). Es besteht am Stechlinsee dringender Untersuchungsbedarf, um die gegenwärtig ablaufenden Veränderungen zu verstehen

Fazit: Obwohl die drei als Fallbeispiele ausgewählten Seen in einer Region liegen, zeigen sie ein unterschiedliches Reaktionsverhalten auf veränderte klimatische und stoffliche Belastungen. Der Scharmützelsee ist ein Beispiel dafür, dass ökologische Reaktionen auf eine drastische Reduzierung von Nährstoffen wegen der langen Wassererneuerungszeit, dem internen Nährstoff-Haushalt und der Stabilisierung durch trophische Interaktionen verzögert ablaufen können. Durch die veränderte externe Belastungssituation lassen sich Klimateffekte aus den vorhandenen Monitoring-Daten bislang nicht abgrenzen. Trotz erheblichen Rückgangs der Nährstoffbelastung und häufigerer Klarwasserstadien gab es im Müggelsee noch keinen Regime-Wechsel zum früheren Makrophyten-dominierten Zustand. Der Einfluss des erwarteten Klimawandels auf das Durchmischungsregime wirkt dem positiven Effekt der Nährstoffreduzierung entgegen, weil der häufigere Wechsel von Durchmischung und Schichtung den internen Nährstoffkreislauf intensiviert und das Phytoplanktonwachstum stimuliert. Besonders in der Übergangsphase vom polymiktischen zu einem oligo-/dimiktischen Mischungstyp wären folglich niedrigere Schwellenwerte der externen Nährstoff-Belastung zur Reduzierung der Biomasse als bisher erforderlich. Der Stechlinsee zeigt eine auffällige Veränderung in Richtung Eutrophierung. Diese unerwünschten Veränderungen stehen wahrscheinlich im Zusammenhang mit veränderten klimatischen Elementen. Diese können sowohl direkt auf das Gewässer als auch indirekt über das Einzugsgebiet wirksam geworden sein.

Die wenigen vorliegenden Langzeitdaten von Gewässern in Berlin-Brandenburg eignen sich, um den Einfluss der Klimaentwicklung einzuschätzen. Allerdings ist es oftmals schwierig, klare Ursachen-/Wirkungszusammenhänge zu bestimmen, da sich in Berlin-Brandenburg neben dem Klimawandel gerade nach der deutschen Wiedervereinigung gravierende Veränderungen der Nährstoffbelastungen und in der Landnutzung vollzogen haben.

4.5 Weitere stoffliche Belastungen: Beispiel Sulfat

Ursachen. Ein typisches Kennzeichen anthropogener Beeinflussung sind steigende Sulfat-Konzentrationen in Gewässern. Verbindungen des Schwefels gelangen in verschiedener, hauptsächlich jedoch in seiner anorganisch gelösten Form als Sulfat aus diffusen Punktquellen über das Grund- und Oberflächenwasser in die Gewässer. Gelöstes Sulfat wird als Folge der Auflösung von Silikaten, Calcium- und Magnesiumsulfaten natürlicherweise gebildet. Die Nutzung von Düngemitteln, die Verbrennung fossiler Brennstoffe und die Einleitung schwefelhaltiger industrieller oder kommunaler Abwässer sind wesentliche anthropogene Quellen.

Situation in Berlin-Brandenburg. In Brandenburg weisen ca. 60 % aller Grundwasser-Messstellen Sulfat-Konzentrationen über dem jeweiligen geogenen Hintergrundwert auf, der zwischen 10 und 130 mg/L schwanken kann (Nestler & Grischek 2003). Die Sulfat-Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser im Stadtgebiet oder am Rand Berlins sind deutlich höher als in anderen Regionen, da aus den Trümmern des 2. Weltkrieges Sulfat z. B. aus Gips (CaSO_4) gelöst wird. Eine weitere bedeutende Quelle für Sulfat ist die Einleitung von Sumpfungswässern aus dem Lausitzer Braunkohle-Revier, die Konzentrationen bis zu 3.000 mg/L aufweisen. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Hauptteil des Sulfateintrages der Spree aus dem aktiven Tagebau kommt. Mit fortschreitender Flutung der Tagebauseen und der näher rückenden hydrologischen Anbindung der Seenlandschaft der Lausitz wird sich das Problem hoher Sulfat-Konzentrationen insbesondere für die von der Spree durchflossenen Seen weiter verschärfen. Aber auch die in Richtung Spree entwässernden Niedermoorbereiche im Bereich des Spreewaldes tragen zur weiteren Erhöhung der Sulfatkonzentrationen bei. Ursache dafür ist wahrscheinlich die Oxidation von schwefelhaltigen organischen

Verbindungen und Eisensulfiden als Folge der Trockenlegung von Mooren. Auch aus den landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebieten werden größere Mengen Sulfat eingetragen, so dass bis Berlin die Sulfatkonzentration der Spree nicht zurück geht (Gelbrecht et al. 2002). Obwohl sich der Anteil von Sumpfungswässern in der Spree seit 1989 verringert hat, sind die Sulfat-Konzentrationen in den letzten Jahrzehnten in der Spree sogar gestiegen. Im Müggelsee wurde eine Zunahme von 150 mg/L (Mittelwert 1980 bis 1984) auf 175 mg/L (2004 bis 2008) registriert (Abb. 20). Auch andere Gewässer der Region zeigten eine Zunahme der Sulfat-Konzentration um den Faktor 5 innerhalb von 70 Jahren (Kleeberg 2003). Der Scharmützelsee dürfte dabei als repräsentativ für eine Vielzahl Brandenburger Seen angesehen werden, bei denen geogene und anthropogene Sulfatquellen wirksam werden. Begünstigt durch steigende Sulfat-Konzentrationen und zunehmende Eutrophierung wurde – wie in einer Reihe anderer Brandenburger Seen – bereits Mitte der 1930er Jahre im Scharmützelsee vermehrt Schwefelwasserstoff (H_2S) gebildet. Wundsch (1940) erkannte die Zusammenhänge zwischen Besiedlung und der Anreicherung von H_2S und beschrieb in Erweiterung der Seetypen-Lehre von Thienemann (1922) den „ H_2S -Oscillatorien-See“ als spezifisch für diese Region. Im oligotrophen Stechlinsee hat sich die Sulfat-Konzentration in den letzten 40 Jahren etwa verdreifacht (Abb. 20). Wie beim Scharmützelsee ist auch hier kein Rückgang der Sulfat-Konzentration eingetreten, obwohl in Mitteleuropa die atmosphärische Deposition stark abgenommen hat. Wahrscheinlich kommt dem Grundwasser für den Sulfat-Eintrag eine wichtige Rolle zu. Ein verstärkter Eintrag von Sulfat in die Gewässer über das Grundwasser könnte mit Veränderungen in der Niederschlagsverteilung bzw. der Bodentemperaturen, mit sinkenden Grundwasserständen (vgl. Abschnitt 4.2) sowie Änderungen in der Bewirtschaftung des Einzugsgebietes (Düngung mit Nitrat) in Zusammenhang stehen.

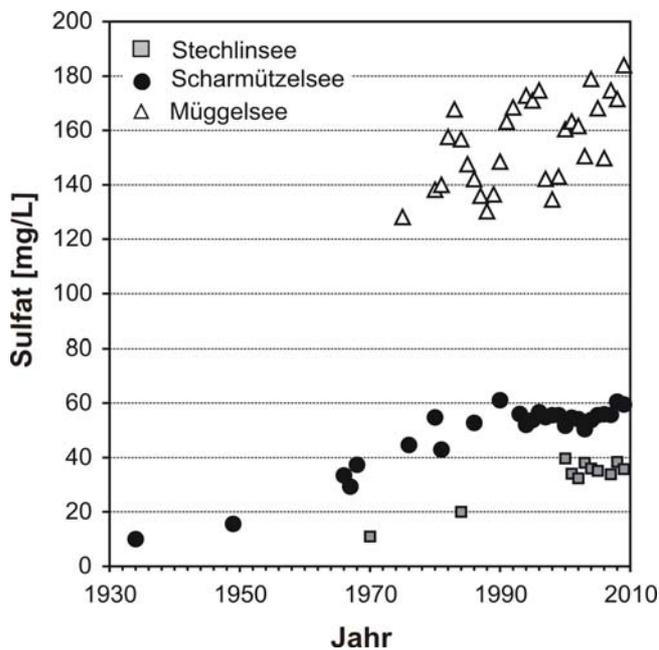


Abbildung 20: Trends der Sulfat-Konzentrationen in drei ausgewählten Seen (Stechlinsee, Scharmützelsee, Müggelsee). In den betreffenden Seen wirken unterschiedliche Einflussfaktoren auf den Sulfat-Eintrag

Ökologische Auswirkungen. Obwohl von Sulfat keine direkte Gefahr für aquatische Ökosysteme ausgeht, gibt es eine Reihe indirekter Wirkungen. Besonders in produktiven Seen kann sich durch mikrobielle Sulfatreduktion toxischer Schwefelwasserstoff (H_2S) bilden. Dieses reichert sich insbe-

sondere im Tiefenwasser geschichteter Seen mit eisenarmen Sedimenten an, was den Sauerstoffhaushalt des Sees nach Vollzirkulation so belasten kann, dass Fischsterben auftritt. Sulfat ist bereits seit längerem als „Katalysator“ des limnischen Stoffkreislaufes bekannt (vgl. Steinberg 2003). Durch die Bildung von Eisensulfid im Sediment kann verstärkt Phosphor aus den Sedimenten freigesetzt werden (Caraco et al. 1989), so dass in positiver Rückkopplung die Produktivität des Gewässers weiter erhöht wird. Die hohen Sulfat-Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser nahe dem Trinkwassergrenzwert von 240 mg/L könnte zu einem ökonomischen Faktor für die Trinkwassergewinnung insbesondere durch Uferfiltration im Berliner Raum werden. Hohe Sulfat-Konzentrationen sorgen zudem für Schäden am Beton von Wasserbauwerken (Sonntag 2007).

Fazit: Das Beispiel Sulfat zeigt, dass die Eutrophierung und deren Auswirkungen selten auf eine einzelne Ursache zurückzuführen sind. Die sich überlagernden Ursachen können mit unterschiedlichen Zeitkonstanten wirken und räumlich weit auseinander liegen. Die Erfüllung der in der EU-Wasserrahmenrichtlinie formulierten Ziele erfordert für die Region Berlin-Brandenburg eine stärkere Einbeziehung des Sulfats.

4.6 Veränderung der biologischen Struktur

4.6.1 Veränderte saisonale Muster

Allgemeines. Ein Schwerpunkt der limnologischen Forschung in den vergangenen Jahren lag auf der Frage: Wie ändern sich saisonal das Wachstum und die Aktivitätsmuster in aquatischen Ökosystemen im Zuge der globalen Erwärmung? Das DFG- Schwerpunktprogramm AQUASHIFT (The impact of climate variability on aquatic ecosystems: Match and mismatch resulting from shifts in seasonality and distribution) hat daher von 2006–2010 auf der Basis von Feld- und Laboruntersuchungen und Modellstudien den Einfluss des erwarteten Temperaturanstieges auf marine und limnische aquatische Ökosysteme erforscht. Entsprechend der Klimaprojektionen für unsere Region wurde der Schwerpunkt der Untersuchungen auf saisonale Effekte wie der Erwärmung während des Winters oder der Austrocknung von Flussabschnitten während des Sommers gelegt. Dabei zeigte sich, dass der Klimawandel verschiedene lichtabhängige Prozesse wie die Primärproduktion und temperaturabhängige Vorgänge wie die Respiration oder Fraßaktivität in enger und direkter Rückkopplung beeinflussen kann.

Grundlegende Mechanismen. Die Mehrzahl der Organismen weist artspezifische Temperatur-Optimumskurven hinsichtlich der Wachstums- und Konsumtionsraten auf, wobei jeweils nur innerhalb eines bestimmten Fensters eine Massenentwicklung möglich ist. Damit fungiert die Temperatur als Zeitgeber für die Interaktionen zwischen den Organismengruppen.

In Folge dieser ökologischen und physiologisch gesteuerten Wechselbeziehungen treten nicht nur veränderte Phänologien und Populationsdynamiken auf, sondern es werden auch veränderte ökologische Weichenstellungen und Steuermechanismen in den biotischen Interaktionen (Konkurrenz, Fraß) erwartet. Wenn sich das Klima verändert, können sich die saisonalen Zyklen von Räuber- und Beuteorganismen verschieden stark verschieben. Bisher weitgehend synchronisierte Prozesse von Nahrungsangebot und -nachfrage („match“) können verloren gehen und zur zeitlichen Entkopplung („mismatch“) führen. Für diese Entkopplungen spielen neben der individuellen Reaktion der Organismen auf Erwärmung auch die interspezifischen Wechselwirkungen im Nahrungsgefüge eine große Rolle. Eine wesentliche Erkenntnis bisheriger Forschungen ist, dass das „Timing“ der Temperaturänderung eine größere Rolle spielt als die Stärke der Änderung (Wagner & Adrian 2009b).

In der Abb. 21 ist eine schematische Übersicht über die Folgen der klimatisch bedingten Entkopplung zwischen Nahrungsangebot und Konsumenten dargestellt. Die blaue Fläche zeigt die Abweichung der Konsumentendichte bei Abweichung vom synchronisierten „Idealzustand“.

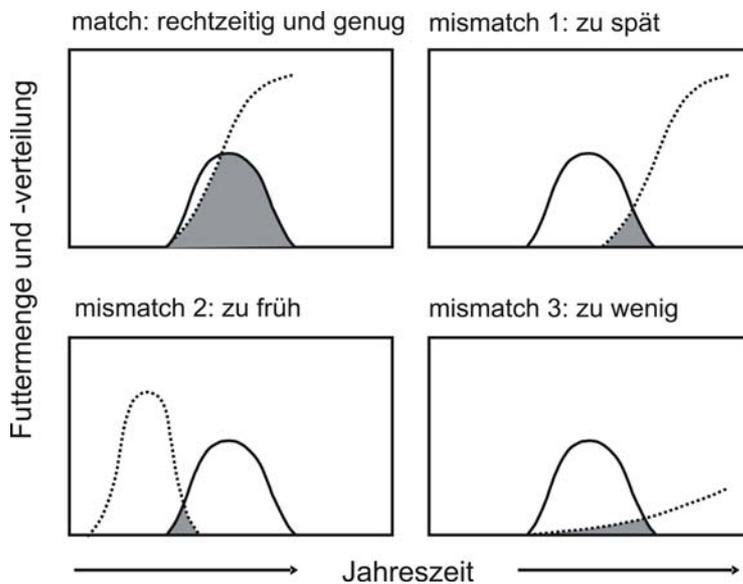


Abbildung 21: Folgen der Verschiebungen in der Futtermenge und Verteilung in Abhängigkeit des zeitlichen Auftretens von Planktonzönosen, durchgezogene Linie: Konsumenten, gestrichelt; Ressourcen. Match/mismatch-Hypothese siehe Durant et al. (2007), verändert aus Aquashift SPP

Gewässer in der Region. Am Müggelsee wurden mit Hilfe über 25-jährigen Datenreihen organismische und ökosystemare Phasenverschiebungen durch statistische Datenauswertung, Zeitreihenanalyse und Modellierung detektiert und zeitverzögerte Reaktionen in der Phyto- und Zooplanktongemeinschaft identifiziert. So konnten die Unterschiede in den Auswirkungen von warmen und kalten Wintern auf die Entwicklung des Phytoplankton im Frühjahr und Frühsommer verglichen werden (Shatwell et al. 2008). Die Ergebnisse sind in Abb. 22 veranschaulicht. Nach einem kalten Winter mit langer Eisbedeckung ist die Frühjahrsperiode kurz und warm. Das Phytoplankton hat nur wenig Zeit für den Biomasseaufbau und die geringe Biomassedichte der Cyanobakterien kann das Grazing des Zooplankton, dessen Auftreten nur geringfügig vom Temperaturverlauf im zeitigen Frühjahr beeinflusst, nicht behindern. Es folgt ein Klarwasserstadium. Nach einem milden Winter beginnt die Frühjahrsperiode früher bzw. schon im „Spätwinter“ und ist im Durchschnitt kühler und dauert länger. In diesen Situationen werden Kieselalgen in ihrem Wachstum gefördert. Diese brauchen das verfügbare Silikat auf, so dass ihr Wachstum durch das Silizium wird. Dadurch wird eine Wachstumsnische für die Cyanobakterien geschaffen, die in der verbleibenden Zeit eine hohe Biomassedichte erreichen. Die Daphnien können die hohe Biomasse der fädigen Cyanobakterien nicht mehr kontrollieren und das Klarwasserstadium bleibt aus. Entscheidend ist, dass die Entwicklung des Phytoplanktons durch die Temperatur stärker als die des Zooplanktons beeinflusst wird. Die Konsequenzen innerhalb der Wechselbeziehungen zwischen den Arten und Organismengruppen konnten somit auf die beobachteten und prognostizierten Temperaturbedingungen im Müggelsee übertragen werden. Ein ökologisches Modell wurde mit einem physikalischen Modell (FLake) gekoppelt, um die Änderungen im Auftreten (timing) und die Intensität der Phytoplankton-Frühjahrsentwicklung auf der Basis der Klimaszenarien vorherzusagen (Wagner & Adrian 2009b). Für den Müggelsee wurden Schwellenwerte für die Dauer der sommerlichen Stagnationsphasen sowie die TP- und TN-Konzentrationen zur Vorhersage der Dominanz von Cyanobakterien abgeleitet. Licht- und Temperatureffekte haben den größten Einfluss auf die Frühjahrsentwicklung des Planktons und das folgende Klarwasserstadium in geschichteten Seen (Berger et al. 2007). Milde Winter und wärmere Frühjahrsbedingungen bedingen eine frühere

Stratifikation und das frühere Auftreten von Daphnia-Populationen durch gutes Nahrungsangebot (Phytoplankton) und höhere Temperaturen. Diese Zusammenhänge sind schematisch in Abb. 23 dargestellt.

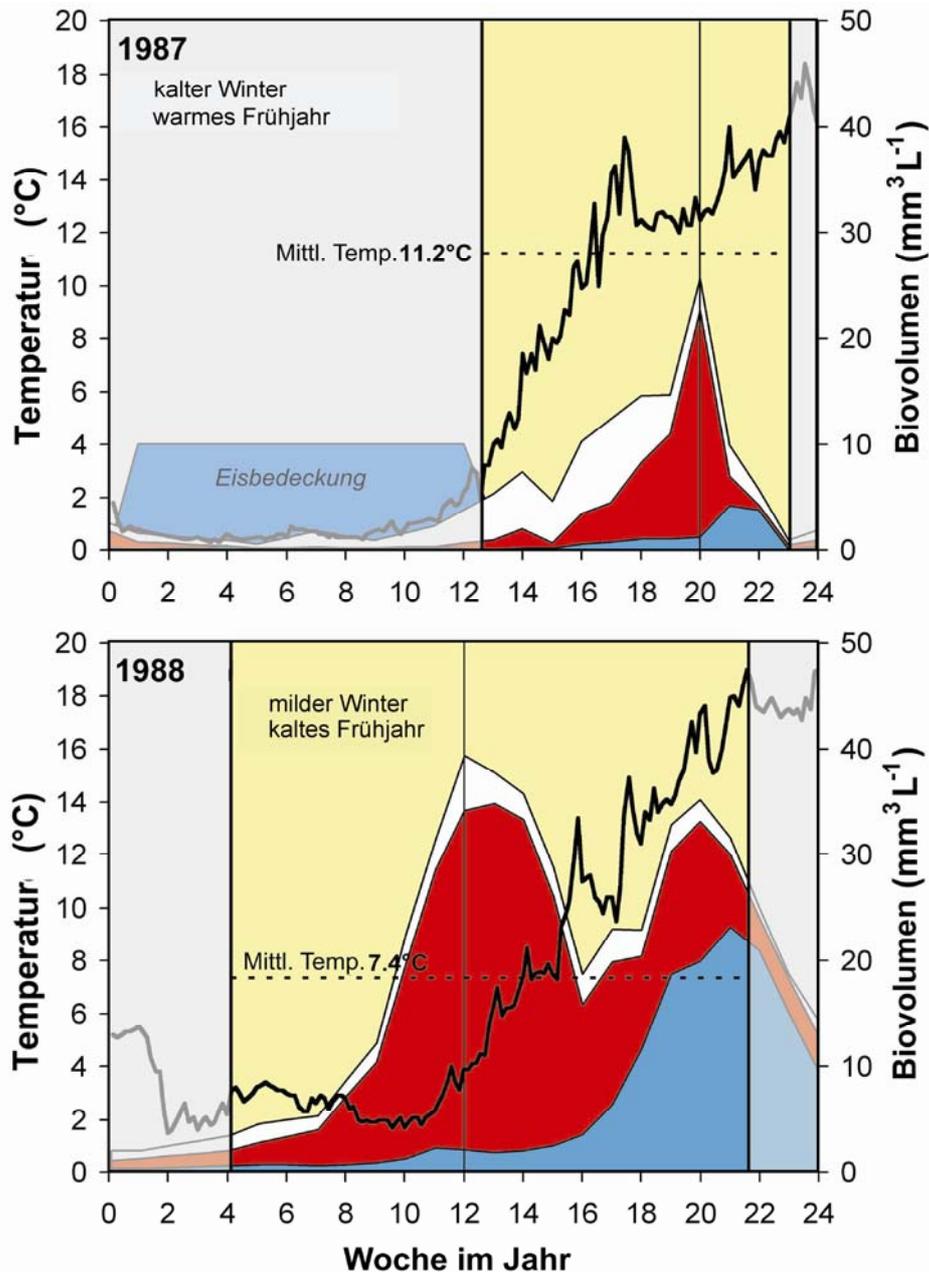


Abbildung 22: Auswirkungen von milden und kalten Winter auf die Phytoplanktonentwicklung während der Frühjahrsperiode (gelber Bereich) im Müggelsee. Nach einem Winter mit langer Eisbedeckung (oben) ist die Frühjahrsperiode kurz und warm. Nach einem milden Winter (unten) fängt die Frühjahrsperiode früher an und ist im Mittel kühler und länger. Dadurch haben kalt-adaptierte Kieselalgen (rot) ideale Wachstumsbedingungen. Bei günstigen Nährstoffbedingungen können sich danach die Cyanobakterien (blau-grün) stark entwickeln, die die zusätzliche Zeit zum Wachsen brauchen. Quelle: Shatwell (2010)

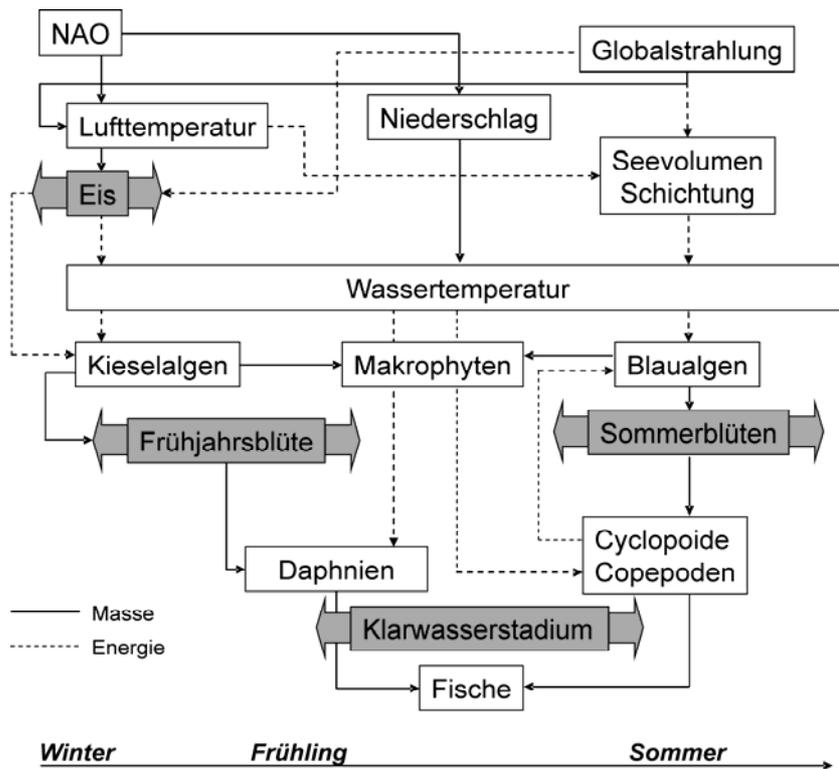


Abbildung 23: Temperatur als Zeitgeber für limnische Faktoren und Prozesse (Energie - gestrichelt, Masse - durchgezogene Linie), die die Zeitpunkte und die Intensität von Klarwasserstadien in produktiven Seen beeinflussen. NAO - Nordatlantische Oszillation. Quelle: umgezeichnet aus Dröscher et al. (2009)

Vor einer Verallgemeinerung solcher Zusammenhänge muss jedoch gewarnt werden, wie das Beispiel Scharmützelsee zeigt. Hier konnte festgestellt werden, dass aufgrund der geringen Silizium-Konzentrationen das Produktionspotenzial für die Frühjahrs-Diatomeen sehr bald erschöpft ist und damit die kältetoleranten Frühjahrs- und Frühlings-Cyanobakterien (feinfädige *Oscillatoriales*, *Nostocales*) früher zur Entwicklung kommen können (Nixdorf & Rucker 2006). Diese sind als Nahrungsbasis für Daphnien nicht gut geeignet. Des Weiteren ist eine frühzeitige Entwicklung von Cyanobakterien meist mit einer relativ hohen Trübe in den Seen verbunden, was zusätzlich eine Unterdrückung des Makrophytenwachstums bedeuten kann. Eine isolierte Betrachtung von klimainduzierten Prozessänderungen auf der Ebene von Organismen ist ohne Berücksichtigung von konkreten trophischen Konstellationen in den meisten Fällen nicht zielführend, um die Antwort des Ökosystems auf Klimaänderungen zu verstehen oder vorherzusagen.

Fazit: Jedes aquatische Ökosystem reagiert nicht nur auf Grund morphometrischer und hydrologischer, sondern auch wegen trophischer Gegebenheiten anders auf Klimaänderungen. Höhere Wassertemperaturen können saisonal frühere Planktonentwicklungen auslösen und damit das Unterwasserlichtregime beeinflussen. So kann es durch die Entkopplung von Primärproduktion (früheres Algenwachstum) und Sekundärproduktion zu einem Nahrungsmangel für das Zooplankton kommen, was sich in weiteren Nahrungnetzeffekten niederschlagen kann. Cyanobakterien profitieren von höheren Temperaturen. Obwohl einzelne Zusammenhänge noch nicht erforscht sind, gibt es viele Belege, dass die globale Erwärmung die Konkurrenz sowie Räuber- und Beute-Beziehungen und damit die Ökosystemeigenschaften und -funktionen verändert.

4.6.2 Ausbreitung und Verlust aquatischer Organismen

Biodiversität. Binnengewässer bedecken zwar weniger als 1 % der Erdoberfläche beherbergen jedoch etwa 10 % aller Tierarten und 30 % aller Wirbeltierarten. Menschliche Aktivitäten wirken sich deutlich auf die Biodiversität in Binnengewässern aus. Seit dem Jahr 1700 sind mindestens 13 Süßwasser-Fischarten allein in Mitteleuropa ausgestorben. Im Gegensatz zu terrestrischen Ökosystemen fehlen für den aquatischen Bereich differenzierte Analysen, Bewertungen und Handlungsvorschläge fast vollständig. Biologische Invasionen in unsere Gewässer erfolgen größtenteils im Verborgenen und werden daher nur eingeschränkt wahrgenommen (Nehring 2009). Bislang ist wenig bekannt, welche Auswirkungen der Klimawandel auf die Biodiversität hat und was das letztlich für die vielfältigen Funktionen aquatischer Ökosysteme bedeutet. In dem Kapitel werden Veränderungen beim Vorkommen von aquatischen Organismen in Berlin-Brandenburg exemplarisch beschrieben.

Ausbreitung und Etablierung nicht einheimischer Organismen. Durch Einwanderung und klimabedingte Verschiebungen der Ausbreitungsräume entstehen neuartige Lebensgemeinschaften, die eine Mischung aus einheimischen und exotischen Arten darstellen und die keine gemeinsame Entwicklungsgeschichte aufweisen. Die Erschließung neuer Lebensräume (Migration) verläuft als natürlicher Prozess auch ohne Zutun des Menschen meist über lange Zeiträume, weil natürliche Barrieren zu überwinden sind. Vom Menschen verursachte Einschleppungen haben eine völlig andere Dimension. Als Neobiota werden nicht-einheimische Organismen, d. h. Tier- (Neozoen), Pflanzen- (Neophyten) und Pilzarten (Neophyceten) bezeichnet, die nach der Entdeckung Amerikas im Jahr 1492 beabsichtigt oder unbeabsichtigt unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Gebiet gelangen und dort neue Populationen aufbauen können (Gebhardt et al. 1996). Bekannte aquatische Neobiota sind die Dreikant-Muschel (*Dreissena polymorpha*) aus dem pontokaspischen Raum, die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) sowie die Wasserpest (*Elodea canadensis*), die beide aus Nordamerika stammen. Neobiota können durch fehlende Einbindung in die etablierten Nahrungsnetze, Konkurrenz, Fraßdruck und die Übertragung von Krankheitserregern oder Parasiten oder auch durch Hybridisierungen und Einkreuzungen fremden genetischen Materials eine Bedrohung der ursprünglichen biologischen Vielfalt darstellen, die Wasserqualität beeinflussen und Nutzungsmöglichkeiten beschränken. Der Begriff „invasive“ Arten wird verwendet, für Arten, die in einem Gebiet nicht einheimisch sind, sich dort vermehren und ausbreiten. Allerdings ist nicht jede gebietsfremde Art schnell ausbreitend sowie ökologisch und ökonomisch bedenklich.

Fischerei und Teichwirtschaft gehören zu den „Hauptimporteuren“ nicht einheimischer Fischarten. So wurden zu kommerziellen Zwecken bereits seit dem Mittelalter gebietsfremde Fische eingeführt. Zum Beispiel stammt der Karpfen (*Cyprinus carpio*) ursprünglich aus Asien; die Römer brachten ihn nach Europa. Die Klimaerwärmung in der Übergangphase vom Früh- zum Hochmittelalter kann dazu beigetragen haben, dass sich diese Fischart auch in Zentral- und Westeuropa natürlich ausbreitete. Gebietsfremde Fische bilden heute zum Teil die Haupterwerbsarten in der Fischzucht. Eine Übersicht zu Verbreitungsmöglichkeiten von nichteinheimischen Fischarten und die Folgen in Deutschland befinden sich in Wolter & Röhr (2010).

Mit erheblichen negativen Folgen ist die Verschleppung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) verbunden, der vor hundert Jahren zur Pelzzucht von Nordamerika nach Europa gebracht wurde. Ausgesetzte oder aus Pelztierfarmen entwichene Tiere vermehrten sich rasch und wanderten durch Wasserwege und Kanäle in alle Richtungen. Ähnliches gilt für die Biberratte oder Nutria (*Myocastor coypus*), die ebenfalls umfangreiche Bauten anlegt, Dämme untergräbt und Ufergehölze verbeißt. Die ursprüngliche Heimat ist das subtropische und gemäßigte Südamerika. Wegen des Klimas finden die Tiere in Deutschland keine so starke Verbreitung. Die größten Bestände gibt es in Deutschland an der Spree, insbesondere im Spreewald.

Für die rasante Ausbreitung gebietsfremder Arten in den Binnengewässern ist der Bau von Kanälen von maßgeblicher Bedeutung, da sie die natürlichen Verbreitungsbarrieren zwischen den Ein-

zugsgebieten der Flüsse beseitigen. Der Amerikanische Fluss- oder Camberkrebs (*Orconectes limosus*) gefährdet als Überträger der Krebspest einheimische Krebsarten, darunter den Edelkrebs (*Astacus astacus*). Er wurde im Jahr 1890 in die Oder eingesetzt und hat sich sehr schnell in die nord- und westdeutschen Gewässer ausgebreitet. Im Einzugsgebiet der Elbe kommt es in der Fischerei zu Schäden durch die aus Ostasien stammende Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*), die Reusenfänge auffrisst und dabei Netze und Reusen beschädigt. Zusätzlich zerstört sie durch das Graben von Gängen Dämme und andere Uferbefestigungen. Die Dreikantmuschel ist neben der Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) die häufigste nicht einheimische Muschel in deutschen Gewässern und bereitete in der Vergangenheit unter anderem Probleme bei der Entnahme von Wasser aus den betroffenen Flüssen und Seen. Aus dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet Südostasien gelangte die Körbchenmuschel im Jahr 1980 nach Westeuropa, von wo aus sie sich schnell weiter ausbreitete. Im Jahr 2006 wurde sie erstmals im Unteren Odertal nachgewiesen. Der Große Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) ist ein Vertreter des Süßwasser-Makrozoobenthos. Die ursprüngliche Heimat des 25 und 30 mm großen Krebses sind die Unterläufe der ins Schwarze Meer mündenden Flüsse und später das Donaudelta. Der Krebs trat in Deutschland erstmalig im Jahr 1992 in der Donau auf. Mittelweile ist er auch in Elbe, Havel, Spree und Oder nachgewiesen. Seine rasche Ausbreitung ist auf seine große Aggressivität in seinem Lebensraum zurückzuführen, die zu einer Verminderung der Artenvielfalt und zu lokalem Aussterben bestimmter Spezies führt.

Prominentester Vertreter aquatischer Neophyten ist die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) aus Nordamerika. Die Verbreitung vollzog sich in Europa über die Seeschifffahrt und wurde durch gezielte Aussetzungen oder durch Wasservögel weiter gefördert. Im Jahr 1859 wurde sie in Berlin angesiedelt oder ausgesetzt. Von dort aus breitete sie sich in nur 20 Jahren über ganz Mitteleuropa aus. Die starke und schnelle, fast explosionsartige Wachstums- und Ausbreitungsfähigkeit der Wasserpest hat in vielen Gewässern erhebliche Probleme durch ihr Massenvorkommen verursacht und weniger konkurrenzfähige Unterwasserpflanzen wie Laichkraut- und Armleuchter-Gesellschaften verdrängt. Mittlerweile wird sie durch die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nutallii*) zurückgedrängt, die durch ihr Massenvorkommen ähnliche Probleme verursachen kann.

Für Mikroorganismen ist die Verschiebung ihrer Ausbreitungsgrenzen bislang selten dokumentiert. Die bereits eingetretenen klimatischen Veränderungen könnten die Ursache sein, warum Cyanobakterien tropischen und subtropischen Ursprungs sich bis in das norddeutsche Tiefland ausgebreitet haben. Am bekanntesten ist *Cylindrospermopsis raciborskii*. In Europa wurde diese Art das erste Mal im Jahr 1938 in einem See in Griechenland nachgewiesen (Skuja 1938), während in Deutschland *C. raciborskii* erstmals im Jahr 1990 in der Lieps, einem See in Mecklenburg-Vorpommern, entdeckt wurde (Krienitz & Hegewald 1996). Im Sommer 2004 wurden 142 Gewässer in der Norddeutschen Tiefebene untersucht. In 28 % der Seen wurde *C. raciborski* nachgewiesen. Wahrscheinlich hat sich *C. raciborskii* erst nach 1940 in norddeutschen Gewässern etabliert (Wiedner et al. 2008). Neben *Cylindrospermopsis raciborskii* gehören *Anabaena bergii* und *Aphanizomenon aphanizomenoides* zu nostocalen Cyanobakterien subtropischen Ursprungs (Stüken et al. 2006). Alle drei genannten Arten sind potenziell toxisch. *Cylindrospermopsis raciborskii* kann das Toxin Cylindrospermopsin produzieren. Andere Arten sind wahrscheinlich auch zur Bildung dieses Toxins befähigt. Im Jahr 1999 wurde erstmals in Brandenburg (Melangsee, Langer See) Cylindrospermopsin detektiert (Fastner et al. 2003), was auch als erster Nachweis in Europa gilt.

Die nostocalen Cyanobakterien können neben Heterocysten zur Fixierung von molekularem Stickstoff auch Akineten ausbilden. Die gebildeten Akineten überdauern im Sediment den Winter und keimen im Frühjahr aus. Dieser besondere Lebenszyklus ist in hohem Maße von der Frühjahrstemperatur gesteuert und nach neueren Befunden auch von der Resuspension beeinflusst. In unserer Region keimen die Akineten meist im Mai bei Temperaturen um 13° und 14°C (Rücker et al. 2009). Die Wassertemperaturen der Seen stiegen in den letzten Jahrzehnten zunehmend früher im Jahresverlauf an, weshalb Akineten von *C. raciborskii* früher keimen und damit größere Populationen ausbilden

konnten. Insgesamt gilt, dass die Wahrscheinlichkeit einer Zunahme der Populationsgröße nostocaler Cyanobakterien wächst, wenn sich der Trend einer zeitigeren Erwärmung der Gewässer fortsetzt (Wiedner et al. 2007). Diese Entwicklung wird begünstigt durch die derzeitige Verminderung der Trophie in ehemals zahlreichen eutrophen Seen, weil nostocale Cyanobakterien unter verbesserten Lichtbedingungen und geringen N-Konzentrationen konkurrenzstärker als andere Arten sind (Mehner et al. 2010).

Fazit: Gewässer in der Region Berlin-Brandenburg sind in einem erheblichen Umfang von gebietsfremden Tierarten besiedelt, die vom Klimawandel profitieren. Aktuelle Befunde zeigen, dass es zur Etablierung toxischer Cyanobakterien aus subtropischen Regionen in Gewässern der Region Berlin-Brandenburg gekommen ist. Die Kombination von Trophieminderung und Erwärmung begünstigt dabei die Ausbreitung dieser Cyanobakterien. Die ökologischen Konsequenzen der beschleunigten Ausbreitung neuer Arten sind bisher nicht ausreichend analysiert und verstanden.

5 Zusammenfassung und Konsequenzen

Tendenzen der regionalen Gewässerentwicklung. Stehende und fließende Gewässer in Berlin-Brandenburg unterliegen nicht erst seit heute, sondern schon seit Jahrhunderten durch menschliche Tätigkeit und klimatische Veränderungen einem starken Wandel. In spätslawischer und frühgermanischer Zeit lagen die Wasserstände der Seen in Brandenburg und in den angrenzenden Gebieten beim heutigen oder wesentlich niedrigeren Niveau. Damit waren auch die Wasserflächen kleiner als in der nachfolgenden Zeit und in der Gegenwart. Ende des 16. bis in das 18. Jahrhundert („Kleine Eiszeit“) lagen dagegen die Wasserstände höher als heute, was eine Vielzahl wasserbaulicher Aktivitäten zur Wasserstandsregulation zur Folge hatte. Selbst die in jüngerer Zeit registrierte Abnahme der Grundwasserstände und der Wasserspiegel in Seen sind nach jetzigem Kenntnisstand vorwiegend auf menschliche Eingriffe in den Wasserhaushalt der Einzugsgebiete zurückzuführen. Die beschriebenen klimatischen Trends können diese Entwicklung verstärken. Der momentane Trend der Wasserspiegelentwicklung lässt sich jedoch nicht zwingend als Folge der jüngeren Klimaentwicklung interpretieren, weil sich in den letzten 100 Jahren die Seespiegel als sehr dynamische Größe erwiesen haben, bei denen sich hohe und niedrige Stände abwechselten. Eine entscheidende Rolle für die jetzige kritische Situation spielen die Fließgewässerbegradigung- und Eintiefung, die Grundwasserabsenkungen durch ober- und unterirdische Drainagen und besonders die Trockenlegung von Mooren. Unter den genannten Nutzungsbedingungen können sich daher bereits kleinere Änderungen in den klimatischen Bedingungen erheblich auf den Wasserhaushalt in Berlin-Brandenburg auswirken.

Das Hauptproblem der stehenden Gewässer in Berlin-Brandenburg ist die Eutrophierung. Anthropogen ausgelöste Eutrophierungsphasen setzten bereits weit vor Mitte des letzten Jahrhunderts ein. Sie gingen einher mit Veränderungen im Einzugsgebiet durch die Besiedlung, Rodungen, die beginnende landwirtschaftliche Nutzung und die damit verbundene Entwässerung und Intensivierung, die Direkteinleitung von Abwässern sowie die Fischzucht. Gegenwärtig weisen 75 % der Seen die Trophieklasse eutroph oder höher auf, was in vielen Seen auch natürliche Ursachen hat. Für etwa zwei Drittel der Seen Brandenburgs ist dennoch die Zielerreichung gemäß Wasserrahmenrichtlinie bis 2015 „unwahrscheinlich“ bzw. „unklar“. Ursache ist die andauernde vorwiegend diffuse Nährstoffbelastung aus den Einzugsgebieten. Hier können auch stark zeitverzögert frühe Belastungen wirken, die sich vor allem aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (Überdüngung) ergaben.

Der erwartete Klimawandel wird nach jetzigem Kenntnisstand den Eintrag von Nährstoffen erhöhen, weil durch Wasserstandsschwankungen und/oder durch pulsartige Nährstoffeinträge bei Starkniederschlägen die Transporte für Stoffe aus dem Einzugsgebiet intensiviert werden. Dabei haben nicht nur die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff als eigentliche Auslöser der Eutrophierung Bedeutung, sondern auch Stoffe, die die Nährstoffverfügbarkeit im Wasserkörper beeinflussen (z. B. Sulfat, Calcium).

Die vorliegende Studie zeigt, dass die aktuelle Klimasituation in Berlin-Brandenburg sich an einem Punkt befindet, an dem in vielen Seen selbst bei moderatem Klimawandel ein verändertes Schichtungsregime, kürzere Eisbedeckungen und niedrigere bzw. wechselnde Wasserstände bewirkt werden. Je nach morphologischen und hydrologischen Merkmalen werden die Seen ganz unterschiedlich auf klimatische Faktoren reagieren. Die genauere Analyse zum Temperaturenverhalten der Seen zeigte zwei interessante Paradoxa: (1) Steigende Lufttemperaturen bedeuten nicht unbedingt, dass es zu einer Erhöhung der mittleren Wassertemperaturen kommt. Die Ausbildung oder das frühere Einsetzen der thermischen Schichtung kann dazu führen, dass die tieferen Wasserschichten von der Wärmever-

sorgung über die Atmosphäre abgeschnitten sind und damit kühler werden. Sinkende Temperaturen im Tiefenwasser bzw. in Sedimentnähe verlangsamen interne Stoffumsetzungsprozesse. (2) Mildere Winter sorgen dafür, dass die Wachstumsphase von Planktonorganismen früher beginnen kann. In Jahren mitzeitigem Frühjahrsbeginn ist die durchschnittliche Wassertemperatur in der Wachstumsphase niedriger, so dass kälteadaptierte Planktonorganismen im Vorteil sind.

Nicht alle erwarteten Änderungen des Klimawandels wirken für aquatische Ökosysteme negativ im Sinne der Nutzung. Prinzipiell muss davon ausgegangen werden, dass sich mit dem erwarteten Klimawandel die Eutrophierung verstärkt, wie das für vergleichbare Gewässer in wärmeren Breitengraden bekannt ist. Aber die pauschale Einschätzung, dass alle Seen mit einer Zunahme der Eutrophierung und mit einer Verschlechterung des Gütezustandes auf den prognostizierten Klimawandel reagieren, ist nur bedingt zutreffend. So würde die Etablierung einer stabilen Schichtung in Flachseen wie dem Müggelsee dazu führen, dass die Nährstoffverfügbarkeit für das Plankton vermindert wird. Ähnliches gilt für verlängerte Schichtungsphasen, durch die der zeitweise Nachschub an Nährstoffen in die durchlichtete Zone unterbunden wird. Keine oder kürzere Eisbedeckung bedeuten zum Beispiel weniger oder kein Sauerstoffschwund im Tiefenwasser und damit kein Fischsterben im Winter. Das thermische Regime von Seen und die bereits eingeleiteten Veränderung haben eine sehr große Bedeutung für alle Stoffumsetzungen und ihre Wirkung als Stoffsenke oder -quelle in der Landschaft.

Die Einwanderung neuer (sub-)tropischer Arten läuft bereits seit längerem ab. Diese können die trophischen Beziehungen verändern und andere Arten verdrängen. Mit dem Klimawandel und stofflichen Belastungen ist zudem das Verschwinden von Arten verbunden. Das saisonale Muster im Lebenszyklus von Arten kann sich auch bei moderat veränderten Temperatur- oder Lichtverhältnissen verschieben, insbesondere dann, wenn diese Veränderungen zu „kritischen“ Zeitpunkten zwischen Ende des Winters und Beginn des Sommers (Sommerstagnation, Klarwasserstadien) stattfinden. Dadurch kann der Ablauf von Sukzessionsereignissen verändert und das eingespielte Gefüge zwischen Nahrungsangebot und Konsumption verändert werden. Damit verbunden sind Auswirkungen für das Auftreten von Cyanobakterienblüten im Sommer sowie die Makrophyten- und Fischentwicklung und damit die Nutzung der Gewässer.

Anpassungsstrategien. Besondere Aufmerksamkeit ist der Verbesserung des Gebietswasserhaushaltes zu widmen. Mögliche Maßnahmen sollten darauf zielen, die Verweildauer des Wassers in der Landschaft zu erhöhen und zu sichern. Auch ohne den erwarteten Klimawandel sind folgende Maßnahmen von hoher Dringlichkeit:

- Revitalisierung und Schutz von Mooren und anderen Feuchtgebieten wie z. B. Flussauen,
- Waldumbau,
- Rückbau der Fließgewässerbegradigungen und Schaffung von (Hochwasser-) Retentionsflächen sowie die
- intelligente Rückführung von gereinigten Abwässern in die Landschaft.

Ein wichtiges Instrument ist das „Moorschutzprogramm“ in Brandenburg, das den landesweiten Schutz und die Revitalisierung der Moore und anderer Feuchtgebiete vorsieht. Damit soll ihre Funktion als Wasserspeicher ermöglicht und erweitert werden. Erfolgreiche Moorschutzmaßnahmen führen zu wassergesättigten Bedingungen, wodurch eine neue Torfbildung eingeleitet wird und Moore wieder als Stoffsenken in der Landschaft wirken. Wiedervernässte Moore wirken zudem als lokales Kaltluftgebiet einer Austrocknung und der Aufheizung der Landschaft entgegen. Moorschutz ist in Berlin-Brandenburg nicht nur Natur- und Gewässerschutz, sondern eine entscheidende Schutzstrategie gegen die Auswirkungen des Klimawandels.

Ein gutes Fallbeispiel für die Umsetzung von konkreten Maßnahmen ist das Naturschutzgroßprojekt „Uckermärkische Seen“ mit 41 Wiedervernässungen in Waldmooren und 22 Seespiegelanhebungen. Als entscheidende Voraussetzung für die Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen hat

sich dabei der Erwerb von betroffenen Flächen erwiesen, so dass auf diesen Flächen nach dem Prinzip „Land für Wasser“ Nutzungen eingeschränkt, verändert oder aufgegeben werden. Ausreichende Wasserbereitstellung für Wiedervernässungsmaßnahmen ist nur durch eine deutliche Verbesserung des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet mit steigenden Grundwasserständen möglich.

Die Umsetzung der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ stellt die wirksamste Anpassungsstrategie dar, weil die Anfälligkeit intakter aquatischer Ökosysteme gegenüber den durch den Klimawandel ausgelösten Veränderungen prinzipiell sinkt. Im Sinne eines „Integrierten Gewässermanagements“ setzen solche Maßnahmen sowohl extern im Einzugsgebiet als auch intern bei der Optimierung der Gewässerstruktur an. Die erwähnten Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes führen in den meisten Fällen auch zu einer Verbesserung der Gewässergüte, weil mit dem Rückhalt von Wasser in der Regel auch der Rückhalt von Nährstoffen gefördert wird. Deshalb besteht die wichtigste Anpassungsstrategie darin, natürliche Retentionsräume im Einzugsgebiet wieder in Funktion zu setzen.

Zur Verminderung der Eutrophierung steht zudem eine Vielzahl gewässerinterner Maßnahmen zur Verfügung. Diese „Ökotechnologien“ zielen auf die Beeinflussung der gewässerinternen Struktur, so dass bestimmte Funktionen im Gewässer besonders wirksam werden und so externe Belastungen teilweise kompensieren können. Beispiele für solche Verfahren sind die Ausfällung von Nährstoffen, das Anpflanzen von Makrophyten oder die Nahrungsnetzsteuerung (Biomanipulation). Ihr Einsatz ist nur sinnvoll, wenn die Entwicklungen im Einzugsgebiet mit in die Betrachtungen einbezogen werden. Besonders wenn wegen einer nur allmählichen Lastreduzierung, einer langen Wasseraufenthaltszeit, oder internen Rückkopplungsmechanismen mit einer langen Reaktionszeit auf Maßnahmen im Einzugsgebiet zu rechnen ist, kann sich der gewünschte Zielzustand mit dem Einsatz gewässerinterner Maßnahmen schon Jahre früher einstellen. Außerdem kann mit seeinternen Maßnahmen ein „Regime-Wechsel“ ausgelöst werden, der in Folge zur Selbststabilisierung bei fortbestehender Restbelastung aus dem Einzugsgebiet führt. Modernes Seenmanagement sollte daher seeinterne Ökotechnologien in ihrer gesamten Breite als Teil einer Gesamtstrategie zum Gewässerschutz mit einbeziehen.

Konsequenzen für die Vorsorgeforschung. Die Auswahl geeigneter Anpassungsstrategien an den Klimawandel erfordert einen Wissensvorlauf über die potenziellen regionalen und lokalen Wirkungen von Klimatelementen und Wetterextremen auf die aquatischen Ökosysteme. Besondere wissenschaftliche und praktische Bedeutung haben folgende Punkte:

Stoffflüsse zwischen Gewässer und Landschaft unter gegenwärtigen und veränderten Bedingungen: Eine besondere Rolle kommt dem Stofftransport über das Grundwasser zu, der sich mit sinkenden oder wechselnden Grundwasserständen ändert. Eine wichtige Frage ist, wie sich die Stoffflüsse in Richtung Gewässer verändern, wenn sich Form, jahreszeitliche Verteilung und Intensität des Niederschlages verändern. Besondere Bedeutung haben dabei pulsartige „Belastungen“ wie sie z.B. in urbanen Räumen über die Mischwasserkanalisation oder landwirtschaftlich genutzten Gebieten durch hohen Oberflächenabfluss entstehen. Die wissenschaftliche Herausforderung besteht darin, hydrologische Modelle und Stoffumsetzungsmodelle so zu koppeln, dass sie auf Landschafts- bzw. Einzugsgebietsebene Prognosen erlauben und zur Entscheidungsunterstützung herangezogen werden können.

Funktion der Gewässer für den regionalen Kohlenstoffhaushalt: Unter den erwarteten Klimaänderungen kann sich die Funktion der Gewässer als Senke oder Quelle verändern. Ursache für diese Veränderung können Wasserstandsschwankungen oder steigende Einträge von Kohlenstoff in die Gewässer sein, wie es in vielen Regionen im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung bereits beobachtet wurde. Besonders die Rolle kleinerer Gewässer, deren Existenz vom Klimawandel besonders betroffen ist, ist nicht bekannt und vermutlich unterschätzt. Die meisten Gewässer akkumulieren Kohlenstoff aus der terrestrischen Umgebung und geben mehr CO₂ an die Atmosphäre ab als aufgenommen wird. Die flächenbezogenen Raten der Gewässer sind dabei deutlich höher als in den Einzugsgebieten. Hier fehlen insbesondere in unserer Region entsprechende Studien und Methoden, die es erlauben, lokale Messungen auf größere Landschaftsgebiete zu übertragen. Von großer praktischer Bedeutung für den

regionalen Kohlenstoffhaushalt und für die Emissionen von klimarelevanten Gasen ist die Frage, wie sich vor allem die initiale Phase der Wiedervernässung von Mooren auf die regionale Kohlenstoff-Bilanz auswirkt. Die Kohlenstoffbilanzierung für die gewässerreichen Landschaften von Berlin-Brandenburg muss unter Einbeziehung aquatischer Systeme durchgeführt werden.

Veränderung der Biodiversität: Der prognostizierte Klimawandel wird gravierend die Zusammensetzung der Organismengemeinschaft verändern. Es kommen neue Arten dazu, andere werden verdrängt oder finden keine geeigneten Lebensbedingungen mehr. Es ist bislang völlig unzureichend bekannt, wie sich der Klimawandel auf einheimische Organismen auswirkt, noch welche Folgen eine veränderte Biodiversität für einzelne Ökosystemfunktionen haben wird. Um die Veränderung der biologischen Vielfalt aquatischer Organismen dokumentieren zu können, werden ein flächendeckendes Monitoring und modernste molekulargenetische Werkzeuge benötigt. Es werden zudem Vorhersagemodelle für die Biodiversität benötigt, die die Evolution und die Anpassung von Arten einschließen.

Langzeit-Monitoring und Modellierung: Um den Einfluss von klimatischen Änderungen auf die Gewässer zu verstehen, sind aufwändige Langzeituntersuchungen unerlässlich. Ausreichend lange Zeitreihen sind erforderlich, um natürliche Oszillationen, die Dynamik und Schwankungen zwischen den Jahren sowie andere Trends von Klimaeffekten zu separieren. Langzeituntersuchungen wurden meist wegen gravierender Umweltprobleme gestartet, so dass es selten lange Zeitreihen von anthropogen schwach beeinflussten Gewässern gibt. Langzeituntersuchungen stellen hohe Anforderung an die Qualität der Daten und eine hinreichende zeitliche und taxonomische Auflösung. Auf Grund des hohen Aufwandes für Langzeituntersuchungen sollten sie zwischen Behörden und Forschungseinrichtungen gut abgestimmt werden. Es liegt ein großes Potenzial in der Ausnutzung bereits vorhandener Daten. Die Langzeitdaten ermöglichen nur eine retrospektive Analyse, jedoch nur bedingt eine Projektion in die Zukunft. Für die Projektion ist die Entwicklung gekoppelter Modelle unabdingbar. Solche Multi-Modelle müssen regionale Klimamodelle, Transport- und Umsatzmodelle des Einzugsgebietes mit Gewässergütemodellen miteinander verbinden. Die Güte der Vorhersage hängt dabei vom tiefen Verständnis über das Zusammenwirken der Komponenten ab, so dass Prozessstudien unabdingbar sind.

Optimierung integrierter Bewirtschaftungsstrategien. Die wissenschaftlichen Grundlagen zum Zusammenspiel von externen und internen Maßnahmen an Seen unter dem Aspekt des Klimawandels sind bisher unzureichend. Ziel eines vom BMBF geförderten Teilvorhabens „Nachhaltige Managementstrategien für glaziale Seen Brandenburgs im Klimawandel“ im interdisziplinären Verbundvorhaben „Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Region Brandenburg Berlin (INKA-BB) ist es daher, optimierte Strategien zu entwickeln und die Entscheidungsgrundlagen unter Berücksichtigung klimatischer Einflüsse zu verbessern. Die Ausarbeitung von Klima-Anpassungsstrategien auf dem Gewässerssektor erfordert zudem ein engeres Zusammenwirken von Forschungsinstitutionen und Fachbehörden in Berlin-Brandenburg.

Literatur

- Adis, J., Junk, W.J. (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711–731.
- Arp, W., Koppelmeyer, B., Wöbbecke, K. (2009): Monitoring von Phytoplankton und chemischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Südbrandenburgs im Jahr 2008. Kennziffer EG/WRRL/Phytopl-Phytob-Chem/Seen-Süd/2008. Endbericht im Auftrag des Ministeriums für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz. Potsdam.
- Baldwin, D.S. (1996): Effects of exposure to air and subsequent drying on the phosphate sorption characteristics of sediments from a eutrophic reservoir. *Limnology & Oceanography* 41: 1725–1732.
- Baldwin, D.S., Gigney, H., Wilson, J.S., Watson, G. (2008): Drivers of water quality in a large water storage reservoir during a period of extreme drawdown. *Wat. Res.* 42: 4711–4724.
- Barthelmes, D. (1978): Langfristige, biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen. 1. Makrophyten. *Zeitschrift für Binnenfischerei* 25: 175.
- Baumert, H.Z., Benndorf, J., Bigalke, K., Goldmann, D., Nöhen, I., Petzoldt, T., Post, J., Rolinski, S. (2005): Das hydrophysikalisch-ökologische Talsperren- und Seenmodell SALMO-HR-Modelldokumentation und Leitfaden für den Anwender. Dresden: Selbstverlag.
- Berger, S.A., Diehl, S., Stibor, H., Trommer, G., Ruhlenstroth, M., Wild, A., Weigert, A., Jäger, C.G., Striebel, M. (2007): Water temperature and mixing depth affect timing and magnitude of events during spring succession of the plankton. *Oecologia* 150(4): 643–654.
- Bernhardt, J. (2009): Ice covers Brandenburg lakes – Past and Future. Diploma thesis, Technical University Bergakademie Freiberg.
- Bernhardt, J., Engelhardt, C., Kirillin, G., Matschullat, J.: Lake ice phenology in Berlin Brandenburg 1947–2007: Observations and model hindcasts. *Climate Change* (eingereicht).
- Blenckner, T., Omstedt, A., Rummukainen, M. (2002): A Swedish case study of contemporary and possible future consequences of climate change on lake function. *Aquatic Sciences* 64: 171–184.
- Blenckner, T. (2004): Klimatisch bedingte Gefährdung der Wasserqualität in Seen. In: Lozán, J. L., Graßl, H., Hupfer, P., Menzel L., Schönwiese, C.-D. (Hrsg). Warnsignal Klima. Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Fakten. Hamburg: Wiss. Auswertungen+ GEO, 225–228.
- Blenckner, T., Adrian, R., Livingstone, D.M., Jennings, E., Aonghusa, C.N., George, D.G., Jankowski, T., Järvinen, M., Nöges, T., Straile, D., Teubner, K., Weyhenmeyer, G.A. (2007): Large-scale climatic signatures in lakes across Europe: A meta-analysis. *Global Change Biology* 13: 1314–1326.
- Buchal, C., Schönwiese, C.-D. (2010): Klima. Die Erde und ihre Atmosphäre im Wandel der Zeiten. Berlin: Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren.
- Caraco, N.F., Cole, J.J., Likens, G.E. (1989): Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316–318.
- Cook, E.R. (2003): Multi-proxy reconstructions of the North Atlantic Oscillation (NAO) index: a critical review and a new well-verified winter NAO index reconstruction Back to AD 1400. *Geophysical Monograph*. 134: 63–79.
- Debele, B., Srinivasan, R., Parlange, J.Y. (2008): Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamics and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better resources management in complex river basins. *Environmental Modeling, Assessment* 13: 135–153.
- Downing, J.A., Cole, J.J., Middelburg, J.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Prairie, Y.T., Laube, K.A. (2008): Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century, *Global Biogeochem. Cycles* 22, GB1018, doi:10.1029/2006GB002854.
- Dreger, F. (2001): Geo- und bioökologische Analyse und Bewertung von Söllen in der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin.

- Driescher, E. (2003): Veränderungen an Gewässern Brandenburgs in historischer Zeit. In: Landesumwelt Brandenburg (Hrsg.), Studien und Tagungsberichte 47. Potsdam: Landesumwelt Brandenburg.
- Driescher, E., Behrendt, H., Schellenberger, G., Stellmacher, R. (1993): Lake Müggelsee and its environment – natural conditions and anthropogenic impacts. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 78: 327–343.
- Dröscher, I., Patoine, A., Finlay, K., Leavitt, P.R. (2009): Climate control of the spring clear-water phase through the transfer of energy and mass to lakes. *Limnology & Oceanography* 54 (6):2469–2480.
- Duguay C.R., Flato, G.M., Jeffrie, M.O., Ménard, P., Morris, K., Rouse, W.R. (2003): Ice-cover variability on shallow lakes at high latitudes: model simulations and observations. *Hydrological Processes* 17: 3465–3483.
- Durant, J.M., Hjermmann, D.Ø., Ottersen, G., Stenseth, N.C. (2007): Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33: 271–283.
- Elliot, J.A., Thackeray, S.J., C. Huntingford, C., Jones, R.G. (2005): Combining a regional climate model with a phytoplankton community model to predict future changes in phytoplankton in lakes. *Freshwater Biology* 50: 1404–1411.
- Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 327 vom 22. Dezember 2000. EG WRRL.
- Fastner, J., Heinze, R., Humpage, A.R., Mischke, U., Eaglesham, G.K., Chorus, I. (2003): *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. *Toxicon* 42: 313–321.
- Finke, W., Krause, S. (2005): Langzeitverhalten von Niedrigwasserkenngrößen von Pegeln des Haveleinzugsgebiets und der Elbe. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 49: 248–254.
- French, T.D., Petticrew, E.L. (2007): Chlorophyll a seasonality in four lakes shallow lakes (Northern British Columbia, Canada) and the critical roles of internal phosphorus loading and temperature. *Hydrobiologia* 575: 285–299.
- Gebhardt, H., Kinzelbach, R., Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.) (1996): Gebietsfremde Tierarten; Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotop. *Situationsanalyse*. Landsberg: ecomed Verlagsgesellschaft.
- Gelbrecht, J., Exner, H.-J., Conrath, S., Sensel, F., Rehfeld-Klein, M. (2002): Wasserchemismus. In: Köhler, J., Gelbrecht, J., Pusch, M. (Hrsg.), *Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten*. *Limnologie aktuell*, Band 10. Stuttgart: Schweizerbarth, S. 74–85.
- Geraldes, A.M., Boavida, M.J.L. (2004): Limnological variations of a reservoir during two successive years: one wet, another dry. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 9: 143–152.
- Germer, S., Kaiser, K., Bens, O., Hüttl, R.F. (2011): Water balance changes and responses of ecosystems and society in the Berlin- Brandenburg region, Germany – a review. *Die Erde* 142 (1/2): im Druck.
- Gerstengarbe, F.-W., Badeck, F., Hattermann, F., Krysanova, V., Lahmer W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F., Werner P.C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. PIK-Report 83. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- Gerten, D., Adrian, R. (2000) Climate driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnology & Oceanography* 45:1058–1066.
- Gerten, D., Adrian, R. (2002): Effects of climate warming, North Atlantic Oscillation and El Niño on thermal conditions and plankton dynamics in European and North American lakes. *The Scientific World Journal* 2, 586–606.
- Grüneberg, B., Ostendorp, W., Leßmann, D., Wauer, G., Nixdorf, B. (2009): Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufern. In: Zerbe, S. & Wiegleb, G. (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 125–151.
- Grüneberg, B., Rucker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H.: Dilemma of non-steady state in lakes and predictability of in-lake P concentration by empirical models and a simple two-compartment (water and sediment) model: Case study – Lake Scharmützelsee (Germany) (eingereicht).
- Hendl, M. (1991): Globale Klimaklassifikation. In: Hupfer, P. (Hrsg.): *Das Klimasystem der Erde*. Berlin: Akademie Verlag.
- Hilt, S. (2006): Recovery of *Potamogeton pectinatus* L. stands in a shallow eutrophic lake under extreme grazing pressure. *Hydrobiologia* 570: 95–99.
- Hilt S., Henschke, I., Rucker, J., Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *Journal of Environmental Quality* 39: 725–733.

- Huber, V., Adrian, R., Gerten, D. (2008): Phytoplankton response to climate warming modified by trophic state. *Limnology & Oceanography* 53: 1–13.
- Hupfer, M. (2001): Inland Waters and Climate Variations. In: Lozán, J.L., H. Graßl, P. Hupfer, H. Sterr (Hrsg.). *Climate of 21st Century: Changes and Risks*. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen + GEO, 295–300.
- Hupfer, P., Chmielewski, F.-M. (Hrsg.) (1990): *Das Klima von Berlin*. Berlin: Akademie Verlag.
- Hupfer, P., Tinz, B., Freydank, E. (2009): Klimawandel und Medizin: Häufigkeit und Intensität von Hitzewellen in Deutschland. *Umweltmed Forsch Prax* 14: 71–78.
- Hussner, A., Van de Weyer, K. van de, Gross, E.M., Hilt, S. (2010): Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Einführung, Etablierung, Auswirkungen und aktuelle Probleme, Zukunftsaussichten und Managementperspektiven (V.5.1). In: Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R.-D. (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie*, 27. Erg.Lfg. Weinheim: Wiley.
- Hutchinson, G.E., Löffler, H. (1956): The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 42: 84–86.
- IPCC (Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen) (2007): *Klimaänderung 2007. Synthesebericht*. Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Universität Stuttgart.
- Jankowski, T., Livingstone, D.M., Bührer, H., Forster, R., Niederhauser, P. (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology & Oceanography* 51: 815–19.
- Johnson, S.L., Stefan, H.G. (2006) Indicators of climate warming in Minnesota: lake ice covers and snowmelt runoff. *Climatic Change* 75 (4): 421–53.
- Kaiser, K., Günther, N., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (2011): Historische Veränderungen des Wasserhaushaltes und der Wassernutzung in Nordostdeutschland. In: Kaiser, K., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.), *Cottbuser Studien zur Geschichte von Technik, Arbeit und Umwelt*. Münster: Waxmann-Verlag, im Druck.
- Kaletka, T. (1996): Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft „Sölle“*: 4–2.
- Kaletka, T., Rudat, C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologica* 36: 54–64.
- Kaletka, T.; Rudat, C., Quast, J. (2001): Potholes in Northeast German agro-landscapes: functions, land use impacts, and protection strategies. In: Tenhunen, J.D., Lenz, R., Hantschel, R. (Hrsg.), *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe. Ecological Studies* 147. Berlin, Heidelberg, New York: Springer: 291–298.
- Kaletka, T.; Rudat, C.; Augustin, J. (2002): Rezente Stoffeintragseffekte in wasserführenden Söllen von Jungmoränengebieten Ostbrandenburgs. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 26: 219–222.
- Kasprzak, P., Koschel, R., Paraparov, A. (2010): Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen? In: *Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung*. Hardegsen: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL), 131–138.
- Kirillin, G. (2010): Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. *Boreal Environment Research* 15: 279–293.
- Klafs, G.; Jeschke, L.; Schmidt, H. (1973). Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 13: 287–302.
- Kleeberg, A. (1997): Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake Scharmützelsee (Germany). *Water, Air and Soil Pollution* 99: 391–399.
- Kleeberg, A. (2003): Re-assessment of Wundsch's (1940) "H₂S-Oscillatoria-Lake" type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501: 1–5.
- Kless, U. (2003): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Culiciden des westlichen Bodenseegebiets unter besonderer Berücksichtigung von *Aedes vexans* (MEIGEN, 1830) (Diptera, Nematocera). PhD thesis, Universität Konstanz.
- Kloas, W. (2000): Endokrin wirksame Substanzen: Eine Gefahr für aquatische Systeme? *Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Schriftenreihe Wasserforschung* 6: 35–45.
- Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H.-P., Walz, N. (2005): Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshw. Biol.* 50: 1639–1650.
- Koschel, R., Adams, D. (Hrsg.) (2003): *Lake Stechlin – An approach to understanding an oligotrophic lowland lake*. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 58: 311.
- Krienitz, L., Hegewald, E. (1996): Über das Vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen See. *Lauterbornia* 26: 55–63.

- Küster, M., Kaiser, K. (2010): Historische und aktuelle Gewässerentwicklung im Havel-Quellgebiet (Mecklenburg-Vorpommern). In: Kaiser, K., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.), Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland. Trends, Ursachen, Lösungen. Scientific Technical Report. Potsdam: Deutsches Geoforschungszentrum.
- Lahmer, W. (2004): Klimawandel – Hochwasser, Dürren, Vorsorgestrategien. Vortrag zum Thema „Hochwasservorsorge und Flussgebietsmanagement in verschiedenen europäischen Ländern mit Blick auf die EU-Osterweiterung“. Tagung der Heinrich Böll-Stiftung Thüringen e.V. in Zusammenarbeit mit BUND Thüringen e.V. und Stadtwerke Jena-Pöbneck GmbH am 29.04.2004 in Jena (http://www.living-rivers.de/hochwassertagung/vortraege/Klimawandel_W_Lahmer.pdf).
- Landgraf, L., Notni, P. (2003): Das Moosfenn bei Potsdam – Langzeitstudie zu Genese und Wasserhaushalt eines Brandenburgischen Kesselmooses. *Telma* 33: 59–83.
- Latifovic, R., Pouliot, D. (2007): Analysis of climate change impacts on lake ice phenology in Canada using the historical satellite data record. *Remote Sensing of Environment* 106 (4): 492–507.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Berlin: Kulturbuchverlag.
- Lischeid, G. (2010): Landschaftswasserhaushalt in der Region Berlin-Brandenburg. Materialien der Interdisziplinären Arbeitsgruppen IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung. Diskussionspapier 2. Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften.
- Livingston, D.M. (2010): Lake ice phenology. In: George, D.G. (Hrsg.) *The Impact of Climate Change in European Lakes*. Aquatic Ecology Series 4, 51–61.
- LUA (2009): Umweltdaten Brandenburg 2008/2009. Kapitel 2: Wasser, 37–72, (http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2334.de/udb_wasser.pdf). Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg (LUA).
- Luthardt, V., Dreger, F. (1996). Ist-Zustandsanalyse und Bewertung der Vegetation von Söllen in der Uckermark. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle*: 31–38.
- Marcinek, J., Seifert, S., Zaumseil, L. (1996): Zur Bildung und Entwicklung des Gewässernetzes in Brandenburg. *Gewässerökologie Norddeutschlands* 2: 7–21.
- Mehner, G., Leunert, F., Cirés S., Jöhnk, K.D., Rücker, J., Nixdorf, B., Wiedner, C. (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research* 32: 1009–1021.
- Merbach, W., Kalettka, T., Rudat, C., Augustin, J. (2002): Trace gas emissions from riparian areas of small eutrophic inland waters in Northeast Germany: 235–244. In: Broll, G., Merbach, W., Pfeiffer, E.-M. (Hrsg.): *Wetlands in Central Europe*. Berlin Heidelberg New York: Springer.
- Mischke, U., Nixdorf B. (Hrsg.) (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerreport (Nr.10). BTUC-AR 1/08.
- Moltmann, J.F., Liebig, M., Knacker, T., Keller, M., Scheurer, M., Ternes, T. (2007): Gewässerrelevanz endokriner Stoffe und Arzneimittel. Abschlussbericht F+E Vorhaben UBA.
- Morris, K., Jeffries, M., Duguay, C. (2005): Model simulation of the effects of climate variability and change on lake ice in central Alaska. *USA Annals of Glaciology* 40: 113–118.
- Müller, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 1: 95–160.
- Müller, M., Brust, K., Steidl, J., Dietrich, O. (2007): Quantifizierung der Einflüsse von Klima und Waldwirtschaft auf den Wasserhaushalt von Seen und Feuchtgebiete. In: Miegel, K., Trübger, E.-R., Kleeberg, H.-B. (Hrsg.), *Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern*. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 2. Hennef: Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA, 83–86.
- MWAT (2008): Studie Klimaschutz und Folgen des Klimawandels in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus.
- Natkhin, M., Steidl, J., Dietrich, O., Dannowski, R., Lischeid, G. (2011): Modellgestützte Analyse der Einflüsse von Veränderungen der Waldwirtschaft und des Klimas auf den Wasserhaushalt von Seen. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.) (2010): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. Scientific Technical Report 10/10. Potsdam: Deutsches GeoForschungszentrum.

- Nehring, S. (2009): Neozoa (Makrozoobenthos) in den deutschen Gewässern – Eine Einführung. AeT umweltplanung Koblenz (<http://www.neozoa.de>).
- Nestler W., Grischek, T. (Hrsg.) (2003): Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen. Forschungszentrum Karlsruhe.
- Nillert, P., Schäfer, D., Zühlke, K. (2008): Auswirkungen der regionalen Klimaentwicklung auf die Wasserversorgung am Beispiel Wasserwerk Potsdam Leipziger Straße. *Wasser/Abwasser* 149 (12): 948–955.
- Nixdorf, B., Kleeberg, A. (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet, Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. Aktuelle Reihe BTU 2/1996. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Nixdorf, B., Rücker, J. (2004): Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmützelseegebietes. Aktuelle Reihe BTU 3/2004. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Nixdorf, B., Mutz, M., Wollmann, K., Wiegleb, U. (2000): Zur Ökologie in extrem sauren Tagebaugewässern der Bergbaufolgelandschaft – Besiedlungsmuster und Leitbilder. In: G. Wiegleb, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (Hrsg.), *Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften – Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung*. Heidelberg: Physica-Verlag, 360–381.
- Nixdorf, B., Rücker, J. (2006): Meteorological versus trophic influences on phytoplankton succession in temperate zone lakes during winter. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1671–1674.
- Nixdorf, B., Rektins, A., Mischke, U. (2008): Standards and thresholds of the EU Water Framework Directive (WFD) – phytoplankton and lakes. In: Schmidt, M., Glasson, J., Emmelin, L., Helbron, H. (Hrsg.), *Standards and Thresholds for Impact Assessment Series: Environmental Protection in the European Union*. Vol. 3. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 301–314.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R., Grüneberg, B. (2009): Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeeregion. *Forum der Forschung* 22: 99–106.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL (III-4.3.1). In: Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R.-D. (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie*. 27. Erg.Lfg. Weinheim: Wiley.
- Nützmann, G., Mey, S. (2007): Model-based estimation of runoff changes in a small lowland watershed of north-eastern Germany. *Journal of Hydrology* 334: 467–476.
- OECD (1982). *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oldorf, S., Vohland, K. (2008): Berücksichtigung des Klimawandels im Pflege- und Entwicklungsplan und der „NATURA 2000“ – Managementplanung des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. In: IGB Berlin (Hrsg.), *Ökologische Folgen des Klimawandels*, 5. Stechlinsee-Forum. Berlin: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), 63–79.
- Ordóñez, J.A. (2001): Distribution of macrozoobenthos in Lake Scharmützel – a repetition of Wundsch’s (1940) zoobenthos campaign in 1935. Bachelor-Arbeit, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Padisák, J., Hajnal, E., Krienitz, L., Koschel, R. (2009): The importance of winter phytoplankton composition in two contrasting lakes- a deep stratifying and a shallow polymictic. *Verh. Internat. Limnol.* 30: 757–760.
- Porst, G., Hilt, S., Hupfer, M., Kasprzak, P., Kirillin, G., Kleeberg, A., Mischke, U., Rothmeier, O., Venohr, M., Pusch, M.: Towards a sustainable management of glacial lakes in North-eastern Germany in the context of climate change (in Vorbereitung).
- Rehfeld-Klein, M. (2002): Wassergüteprobleme der Spree. In: Köhler, J., Gelbrecht, J., Pusch, M. (Hrsg.), *Die Spree – Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten*. Stuttgart: Schweizerbart, 319–332.
- Rinke, K., Dietzel, A., Elliott, J.A., Petzold, T. (2010): Komplexe dynamische Seenmodelle (III-5.2). *Handbuch Angewandte Limnologie*. 27. Erg.Lfg. 4/10: 1–28.
- Rücker, J., Tingwey, E. I., Wiedner, C., Mbunya Anu, C., Nixdorf, B. (2009): Impact of the inoculum size on the population of Nostocales cyanobacteria in a temperate lake. *Journal of Plankton Research* 31: 1151–1159.
- Scharf, R. (1971): Nährstoff- und Sauerstoffverhältnisse der Seen Ostbrandenburgs. *Limnologica* 8: 393–414.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B., Jeppesen, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275–279.
- Schneider, P., Hook, S.J. (2010): Space observations of inland water bodies show rapid surface warming since 1985. *Geophys. Res. Lett.* 37, L22405, doi: 10.1029/2010GL045059.

- Schönfelder, I., Giesecke, T., Gelbrecht, J., Steinberg, C.E.W. (2000): Paleolimnological investigations on Late Glacial and Holocene sediments of Lake Großer Treppensee (Brandenburg). *Berichte des IGB* 10: 171–184.
- Schönfelder, I., Steinberg, C.E.W. (2004): How did the nutrient concentrations change in northeastern German lowland rivers during the last four millennia? – A paleolimnological study of floodplain sediments. *Studia quaternaria* 21: 229–242.
- SenGesUmV Berlin (2007): Bericht über die meteorologische, hydrologische und gewässerökologische Situation im Sommer 2006 in Berlin. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz.
- Shatwell, T., Köhler, J., Nicklisch, A. (2008): Warming promotes cold-adapted phytoplankton in temperate lakes and opens a loophole for Oscillatoriales in spring. *Global Change Biology* 14: 2194–2200.
- Shatwell, T. (2010): Algenentwicklung im See in Zeiten des Klimawandels. IGB-Jahresforschungsbericht 2009. Berlin: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB).
- Skoulikidis N., Kamberi, H., Sakellariou, D. (2008): Patterns, origin and possible effects of sediment pollution in a Mediterranean lake. *Hydrobiologia* 613: 71–83.
- Skuja, H. (1938): Süßwasseralgen aus Griechenland und Kleinasien. *Hedwigia* 77: 15–70.
- Sonntag, H. (2007): Problem Sulfat in der Spree – Stand der Diskussion und aktuelle Trends. 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag: Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer. Tagungsband TU Bergakademie Freiberg, 151–156.
- Steinberg, C.E.W. (2003): Die bottom-up-Steuerung der Seeneutrophierung: Waldemar Ohle legt frühzeitig die Mechanismen der Seeneutrophierung in „Vom Wasser“ nieder. *Vom Wasser* 101: 91–102.
- Stock, M., Lahmer, W. (2004): Brandenburg: eine Region im Klimawandel – Seenreichtum und drohender Wassermangel. In: Lozan, J.L., Graßl, H., Hupfer, P., Menzel, L., Schönwiese, C.D. (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?* Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen + GEO, 197–201.
- Stüken, A., Rücker, J., Endrulat, T., Preussel, K., Hemm, M., Nixdorf, B., Karsten, U., Wiedner, C. (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in Northeast Germany. *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. *Phycologia* 45: 696–703.
- Täuscher, L. (2010): Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in 42 Seen im Land Brandenburg im Jahr 2009. Endbericht im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.
- Tereno (2010): Seespiegel sinkt – Forschung steigt. *Tereno Newsletter* 1: 8.
- Thienemann, A. (1922). Biologische Seentypen und die Gründung einer hydrologischen Anstalt am Bodensee. *Arch. Hydrobiol.* 13: 347–370.
- Tranvik, L. 6 30 Mitautoren (2009): Lake and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2298–2314.
- Ulrich, K.-U. (1998): Vergleichende Untersuchungen zur Auswirkungen des Sediments auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren unter Berücksichtigung von Stauspiegelschwankungen. Göttingen: Cuvillier Verlag.
- Van de Weyer, K., Pätzolt, J., Tigges, P., Raape, C. Oldorf, S. (2009): Flächenbilanzierungen submerser Pflanzenbestände – dargestellt am Beispiel des Großen Stechlinsees (Brandenburg) im Zeitraum von 1962 bis 2008. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 18 (4): 137–142.
- Vorwald, J., G. Wiegand (1998): Beispielhafte Entwicklung von Leitbildern in der Bergbaufolgelandschaft. *Aktuelle Reihe BTU* 4/98: 1–55.
- Wagner, C., Adrian, R. (2009a): Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2460–2468.
- Wagner, C., Adrian, R. (2009b): Exploring lake ecosystems: hierarchy responses to long term change? *Global Change Biology* 5: 1104–1115.
- Wantzen, K.M., Junk, W.J., Rothhaupt, K.-O. (2008): An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151–170.
- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R. Nixdorf, B. (2007): Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* 152: 473–484.
- Wiedner, C., Rücker, J., Nixdorf, B., Chorus, I. (2008): Tropische Cyanobakterien in Deutschen Gewässern: Ursachen und Konsequenzen. In: Lozán, J.L., Grassl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K. (Hrsg.), *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken, Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen*. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen + GEO, 253–256.
- Wilhelm, S., Adrian, R. (2008): Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrient and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53: 226–237.

- Winker, M. (2010): Pharmazeutische Wirkstoffe in der aquatischen Umwelt. In: Hupfer, M., Calmano, W., Klapfer, H., Wilken, R.-D. (Hrsg.), Handbuch Angewandte Limnologie. Weinheim: Wiley, Kap. V-4.1.2.
- Wolter, C., F. Röhr (2010): Distribution history of non-native freshwater species in Germany: how invasive are they? *J. Appl. Ichthyol.* 26: 19–27.
- Wundsch, H.H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer See. VI Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Ocillatoria-Seen) im Fluss-Seen-Gebiet der Spree und Havel und sein Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Zeitschrift für die Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 38: 443–658.
- WWDR/World Water Development Report (2009): Wasser in einer sich verändernden Welt. Paris: UNESCO publishing.

Weitere Quellen:

- Deutscher Wetterdienst: Klimaatlas Deutschland: www.dwd.de/klimaatlas
- Norddeutsches Klimabüro (Forschungszentrum Geesthacht): Norddeutscher Klimaatlas: www.norddeutscher-klimaatlas.de.
- Aquashift SPP: <http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=1985>
- WMO (2011): Statement on the Status of the Global Climate: http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/pr_904_en.html

Danksagung

Für die Durchsicht einer früheren Version des Diskussionspapiers und für inspirierende Gespräche zur Thematik „Globale Änderung und Gewässer in Berlin-Brandenburg“ sind Dr. Jörg Gelbrecht, Prof. Peter Hupfer, Dr. Andreas Kleeberg, Prof. Klement Tockner, Dr. Georgiy Kirillin und Dr. Rita Adrian herzlich zu danken.

Der Autoren danken außerdem folgenden Fachkolleginnen und -kollegen für kritische Diskussionen und hilfreiche Änderungsvorschläge nach der Durchsicht einzelner Kapitel: Juliane Bernhardt, Dr. Björn Grüneberg, Dr. Thomas Kalettka, Dr. Knut Kaiser, Dr. Jan Köhler, Dr. Peter Kasprzak, Dr. Andreas Nicklisch und Tom Shatwell. Für die Bereitstellung von Kartenmaterial und zusätzlichen Informationen sind Jean Henker (MUGV Brandenburg), Antje Köhler (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz), Dieter Opitz, Dr. Rüdiger Mauersberger (Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.) und Dr. Jacqueline Rücker zu danken.

Für die Unterstützung bei der technischen Fertigstellung des Manuskriptes möchten wir Christiane Herzog und Sylvia Jordan danken. Die Mitwirkung im „Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Region Brandenburg Berlin (INKA-BB) Nachhaltige Managementstrategien für glaziale Seen Brandenburgs im Klimawandel, BMBF (FZ 01L RO803G) war für die vorliegende Arbeit hilfreich.

Autorenhinweis

Dr. Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Arbeitsgruppe Biogeochemie
Müggelseedamm 301
12561 Berlin
hupfer@igb-berlin.de

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Gewässerschutz
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow
nixdorf@tu-cottbus.de

Bisherige Diskussionspapiere

Diskussionspapier 1 01/2009	Karl-Dieter Keim: Spacing-Konzepte und Brückenprinzipien zur Formulierung von Handlungsvorschlägen
Diskussionspapier 2 01/2010	Gunnar Lischeid: Landschaftswasserhaushalt in der Region Berlin-Brandenburg
Diskussionspapier 3 02/2010	Katrin Drastig, Annette Prochnow & Reiner Brunsch: Wassermanagement in der Landwirtschaft
Diskussionspapier 4 03/2010	Timothy Moss & Frank Huesker: Wasserinfrastrukturen als Gemeinwohlträger zwischen globalem Wandel und regionaler Entwicklung – institutionelle Er widerungen in Berlin-Brandenburg
Diskussionspapier 5 04/2010	Erik Swyngedouw: Place, Nature and the Question of Scale: Interrogating the Production of Nature
Diskussionspapier 6 05/2010	Elke Rohmann & Hans-Werner Bierhoff: Wahrnehmungen, Einstellungs- und Verhaltensänderungen in Bezug auf Global Change-Prozesse. Eine Analyse aus sozialpsychologischer Sicht
Diskussionspapier 7 06/2010	Uwe Grünewald: Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg
Diskussionspapier 8 07/2010	ARL-Arbeitskreis <i>Klimawandel und Raumplanung</i> : Planungs- und Steuerungsinstrumente zum Umgang mit dem Klimawandel
Diskussionspapier 9 08/2010	Ines Langer, Thomas Schartner, Heiner Billing & Ulrich Cubasch: Vegetationsänderung in Berlin-Brandenburg. Ein Vergleich von Satellitendaten und einem regionalen Klimamodell
Diskussionspapier 10 09/2010	Hans Kögl: Potenziale der Vermarktung von landwirtschaftlichen Produkten aus Brandenburg in Berlin
Diskussionspapier 11 01/2011	Michael Hupfer & Brigitte Nixdorf: Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg

Der aktuelle Stand der Reihe ist im Internet unter <http://globalerwandel.bbaw.de> einsehbar. Alle Texte sind frei verfügbar. An gleicher Stelle sind auch Hinweise auf weitere Publikationen und auf Veranstaltungen im Rahmen der IAG *Globaler Wandel – Regionale Entwicklung* zu finden.

Die Interdisziplinäre Arbeitsgruppe *Globaler Wandel – Regionale Entwicklung* geht Auswirkungen des globalen Wandels auf etablierte räumliche Ordnungsmuster nach. Das Anliegen der Arbeitsgruppe ist es, die Wechselwirkungen zwischen globalem Wandel und regionaler Entwicklung zu verstehen und daraus neue Handlungsorientierungen zu gewinnen.

