Gutachten zur Gewässersituation in der Kleinen Grunewaldseenkette Berlin 2016 und 2017

Endbericht 2017

Auftraggeber:
Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf
Fachbereich: Umwelt und Naturschutz
Rudolf-Mosse-Straße 9
14197 Berlin

Auftragnehmer:

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH
Schlunkendorfer Str. 2e
14554 Seddiner See
info@iag-gmbh.info
www.gewaesseroekologie-seddin.de

Seddiner See, im Mai 2018

Inhalt

1. Veranlassung ... 1
2. Charakterisierung der Untersuchungsgewässer ... 4
3. Methoden ... 18
3.1. Limnochemische Untersuchungen ... 18
3.1.1. chemisch-physikalische Parameter ... 18
3.1.2. Chemische Parameter ... 19
3.2. Trophie ... 19
3.3. Phytoplankton ... 21
3.4. Makrozoobenthos ... 21
3.5. Makrophyten ... 24
3.6. Erfassung der Uferstruktur ... 26
3.7. Fische ... 27
3.8. Sedimente ... 28
4. Ergebnisse ... 32
4.1. Grunewaldsee ... 32
4.1.1. chemisch-physikalische Parameter Grunewaldsee ... 33
4.1.2. Chemische Parameter Grunewaldsee ... 35
4.1.3. Makrozoobenthos Grunewaldsee ... 38
4.1.4. Makrophyten Grunewaldsee ... 38
4.1.5. Phytoplankton Grunewaldsee ... 39
4.1.6. Uferstruktur Grunewaldsee ... 40
4.1.7. Zusammenfassung Grunewaldsee ... 42
4.2. Hundekehlesee ... 45
4.2.1. chemisch-physikalische Parameter Hundekehlesee ... 45
4.2.2. Chemische Parameter Hundekehlesee ... 48
4.2.3. Sedimente Hundekehlesee ... 50
4.2.4. Fische Hundekehlesee ... 53
4.2.5. Makrozoobenthos Hundekehlesee ... 53
4.2.6. Makrophyten Hundekehlesee ... 54
4.2.7. Phytoplankton Hundekehlesee ... 59
4.2.8. Uferstruktur Hundekehlesee ... 60
4.2.9. Zusammenfassung Hundekehlesee ... 62

4.3. Dianasee 64
4.3.1. chemisch-physikalische Parameter Dianasee 64
4.3.2. Chemische Parameter Dianasee 67
4.3.3. Fische Dianasee 73
4.3.4. Makrozoobenthos Dianasee 73
4.3.5. Makrophyten Dianasee 75
4.3.6. Uferstruktur Dianasee 80
4.3.7. Zusammenfassung Dianasee 82
4.4. Koenigssee 85
4.4.1. chemisch – physikalische Parameter Koenigsee 85
4.4.2. Chemische Parameter Koenigsee 87
4.4.3. Sedimente Koenigsee 89
4.4.4. Fische Koenigsee 90
4.4.5. Makrozoobenthos Koenigsee 90
4.4.6. Makrophyten Koenigsee 91
4.4.7. Uferstruktur Koenigsee 95
4.4.8. Zusammenfassung Koenigsee 96
4.5. Herthasee 100
4.5.1. chemisch-physikalische Parameter Herthasee 101
4.5.2. Chemische Parameter Herthasee 102
4.5.3. Fische Herthasee 104
4.5.4. Makrozoobenthos Herthasee 104
4.5.5. Makrophyten Herthasee 105
4.5.6. Uferstruktur Herthasee 109
4.5.7. Zusammenfassung Herthasee 110
4.6. Hubertussee 114
4.6.1. chemisch-physikalische Parameter Hubertussee 115
4.6.2. Chemische Parameter Hubertussee 118
4.6.3. Sedimente Hubertussee 123
4.6.4. Fische Hubertussee 125
4.6.5. Makrozoobenthos Hubertussee 126
4.6.6. Makrophyten Hubertussee 126
4.6.7. Uferstruktur Hubertussee 131
4.6.8. Zusammenfassung Hubertussee 133

4.7. Fennsee ... 137
4.7.1. chemisch-physikalische Parameter Fennsee ... 137
4.7.2. Chemische Parameter Fennsee ... 138
4.7.3. Makrozoobenthos Fennsee ... 141
4.7.4. Makrophyten Fennsee ... 142
4.7.5. Uferstruktur Fennsee ... 142
4.8. Halensee ... 143
4.8.1. chemisch – physikalische Parameter Halensee ... 143
4.8.2. Chemische Parameter Halensee ... 143
4.8.3. Makrozoobenthos Halensee ... 144
4.8.4. Makrophyten Halensee ... 144
4.8.5. Uferstruktur Halensee ... 149
4.9 Vergleich der Seen ... 151
4.9.1. Wasserqualität und Trophie ... 151
4.9.2. Nährstoffrücklösungspotenzial der Sedimente ... 152
4.9.3. Makrozoobenthos ... 159
4.9.4. Makrophyten ... 171
4.9.5. geschützte Arten ... 173
4.9.6. Uferstruktur ... 174
4.9.7. Bewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie ... 179
5. Ableitung angepasster Maßnahmen ... 182
5.1 Ausgangssituation ... 182
5.2 Maßnahmen ... 183
5.2.1. Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung mit Nährstoffen ... 184
5.2.2. Seeinterne Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung mit Nährstoffen und Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand ... 185
5.2.3. Maßnahmen zum Nutzungsmanagement der Seen und zur Verbesserung der Gewässerstrukturen ... 190
5.2.4. Zusammenfassung ... 193
6. Literatur ... 195

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersichtskarte über die Untersuchungsgewässer der Grunewaldseenkette 2016 und 2017; Quelle: DTK50, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin. 4
Abb. 2: Besiedelungsstrukturen für aquatische Makrozoen (prozentualer Anteil) in den einzelnen im Jahr 2016 untersuchten Seen. 22
Abb. 3: Besiedelungsstrukturen für aquatische Makrozoen (prozentualer Anteil) in den einzelnen im Jahr 2017 untersuchten Seen. 22
Abb. 4: chemisch-physikalische Parameter im Grunewaldsee von März bis Oktober 2017. 34
Abb. 5: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Grunewaldsee von Dezember 2016 bis Oktober 2017. 36
Abb. 6: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Grunewaldsee – Ist-Zustand 2016. 41
Abb. 7: chemisch-physikalische Parameter im Hundekehlesee von März bis Oktober 2017. 47
Abb. 8: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Hundekehlesee von Dezember 2016 bis Oktober 2017. 48
Abb. 9: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Hundekehlesee 51
Abb. 10: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) am Hundekehlesee. 55
Abb. 11: Besiedeltes Ostufer des Sees mit Seerosenfluren, Schilfröhricht und überhängenden Bäumen (links) und unbesiedeltes Westufer mit geschlossenem Schilfgürtel (rechts) (Fotos: T. Kabus). 58
Abb. 12: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Hundekehlesee – Ist-Zustand 2016. 61
Abb. 13: chemisch-physikalische Parameter im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 66
Abb. 14: Nährstoffparameter (Phosphor) im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 67
Abb. 15: Nährstoffparameter (Stickstoff) im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 69
Abb. 16: Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 70
Abb. 17: Konzentrationen von Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a am zwei Messstellen im Dianasee zwischen März und Oktober 2017 72
Abb. 18: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Dianasee. 75
Abb. 19: Uferzonen am Dianasee mit Schwimmblattpflanzen (links) und ausgedehntem Makrophytenbestand unter der Wasseroberfläche (rechts) (Fotos: T. Kabus). 78
Abb. 20: Hornblatt-Bestand in der Grunewaldseenkette, dazwischen die weiß gestreiften Vegetationskörper der Biegsamen Glanzleuchteralge (Foto: T. Kabus). 79
Abb. 21: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Dianasee – Ist-Zustand 2016. 81
Abb. 22: Sondenparameter im Koenigssee von April bis September 2016. 86
Abb. 23: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Koenigssee von April bis September 2016. 88
Abb. 24: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Koenigsee 89
Abb. 25: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Koenigssee. 91
Abb. 26: Uferzonen am Koenigssee, die durch überhängende Vegetation teils frei von Röhrichten waren (links) oder denen teils ausgedehnte Schwimmblattfluren vorgelagert waren (rechts) (Fotos: T. Kabus). 93
Abb. 27: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Koenigssee – Ist-Zustand 2016. 96

Abb. 28: Sondenparameter im Herthasee zwischen April und September 2016. 101
Abb. 29: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Herthasee von April bis September 2016. 103
Abb. 30: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) am Herthasee. 105
Abb. 31: Blick über den See mit Massenbeständen des Hornblatts und der Alge *Cladophora* (links), sowie mit sehr dichten, hoch aufwachsenden Schwimmblattfluren (rechts) (Fotos: T. Kabus). 107
Abb. 32: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Herthasee – Ist-Zustand 2016. 110
Abb. 33: chemisch-physikalische Parameter im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 116
Abb. 34: Nährstoffparameter (Phosphor) im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 118
Abb. 35: Nährstoffparameter (Stickstoff) im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017. 119
Abb. 36: Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017 120
Abb. 37: Konzentrationen von Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a am zwei Messstellen im Hubertussee zwischen März und Oktober 2017 122
Abb. 38: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Hubertussee 123
Abb. 39: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Hubertussee. 127
Abb. 40: Dichte Bestände aus Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen (links) und von üppigen Röhrichten gesäumter Uferabschnitt (rechts) (Fotos: T. Kabus). 130
Abb. 41: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Hubertussee – Ist-Zustand 2016. 133
Abb. 42: Sondenparameter im Fennsee von Juni bis September 2016. 138
Abb. 43: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Fennsee von Juni bis September 2016. 140
Abb. 44: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Halensee. 144
Abb. 45: stark getrübter Wasserkörper im Halensee mit nur vereinzelt submersen Makrophyten (Foto: T. Kabus). 147
Abb. 46: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Halensee – Ist-Zustand 2016. 150
Abb. 47: Vertikalprofile der Trockengewichtsanteile und der Anteile an organischer Substanz, Kalziumkarbonat und mineralischer, nicht-karbonatischer Substanzen (MIN) am Trockengewicht153
Abb. 48: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile im Sediment des Hubertussees und Hundekehlesees. 154
Abb. 49: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile im Hundekehlesee (A) und Hubertussee (B) und daraus ableitbare Aussagen zur Retention (Nettosedimentation) und Rücklösung labiler P-Verbindungen 155
Abb. 50: Vertikalprofile der P-Bindungsformen im Sediment des Hubertus- und Hundekehlesees (untersuchte Sedimenthorizonte: 0-2, 2-5 und 5-10 cm) 156
Abb. 51: SRP- und NH_4^+-Konzentrationen im Sedimentporenwasser und im Wasser über dem Sediment im Hubertussee und Hundekehlesee 157
Abb. 52: Die Tiergruppen des Makrozoobenthos in den 2016 untersuchten Seen; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen). 159
Abb. 53: Die Tiergruppen des Makrozoobenthos in den 2017 untersuchten Seen; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen). 160
Abb. 54: Verteilung der Einzelindividuen auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen) des Makrozoobenthos. 163

Abb. 55: Verteilung der Einzelindividuen auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen) des Makrozoobenthos. 163
Abb. 56: Das Makrozoobenthos der Grunewaldseen – Präferenzen für Mikrohabitate. 164
Abb. 57: Das Makrozoobenthos der Grunewaldseen – Präferenzen für Mikrohabitate. 165
Abb. 58: Das Makrozoobenthos der vier in 2016 untersuchten Grunewaldseen – Ernährungstypen. 166
Abb. 59: Das Makrozoobenthos der in 2017 untersuchten Grunewaldseen – Ernährungstypen. .. 167
Abb. 60: Blocksteinverbau (links) und Holzpalisadenverbau mit Ufermauer und Steg (rechts) am Hubertussee (Fotos: T. Dietert, Mai 2016). 177
Abb. 61: Befestigter Bootsunterstand (links) und typischer Holzsteg (rechts) am Dianasee (Fotos: T. Dietert, Mai 2016). 178
Abb. 62: Hundebadestelle mit lückigem Röhrichtbestand (links) und Totholz vor Röhrichtgürtel (rechts) im Grunewaldsee 2016 (Fotos: T. Dietert, Juni 2016). 179

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Morphometrische Kenngrößen der Untersuchungsgewässer (Daten: Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf). 7
Tab. 2: Betriebsdaten der OWA Beelitzhof für das Jahr 2016 (Daten: Berliner Wasserbetriebe). 13
Tab. 3: Limnochemische Probenahmetermine der Grunewaldseenkette 2016 18
Tab. 4: Limnochemische Probenahmetermine der Grunewaldseenkette 2017 18
Tab. 5: Ermittelte chemisch-physikalische Parameter und verwendete Sensoren 19
Tab. 6: Verfahren zur Bestimmung der chemischen Parameter. 19
Tab. 7: Trophie-Indizes mit den entsprechenden Trophieklassen nach LAWA (2014). 20
Tab. 8: Beprobung, Probestellen und Teilproben der Untersuchungen zum Makrozoobenthos. 21
Tab. 9: Bewertungskriterien für die Ermittlung des multimetrischen Index im Bewertungsverfahren AESHNA für den Seetyp 14 in Verbindung mit dem Ufertyp FIorg (organisch) nach BÖHMER (2017): EPTCBO-Taxa: Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Muscheln, Libellen 23
Tab. 10: Bewertungskriterien für die Ermittlung des multimetrischen Index im Rahmen des Bewertungsverfahren für den Seetyp 14 (Stand 12/2016): ETO-Taxa: Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen 23
Tab. 11: Pflanzenmenge nach Kohler (1978) zur Beschreibung der Häufigkeitsklassen der Makrophyten bei den Transekten. 25
Tab. 12: Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994) zur Beschreibung der Häufigkeit der Makrophyten bei den Zwischenstationen. 25
Tab. 13: Anzahl der Transekte und Zwischenstationen der Makrophytenkartierung an den Grunewaldseen in den Jahren 2016 und 2017. 26
Tab. 14: Sequenzen des P-Extraktionsverfahrens und die Zuordnung der einzelnen P-Fraktionen (verändert nach HUPFER 1995), TP = total phosphorus (Gesamtphosphor), SRP = soluble reactive phosphorus (gelöster, reaktiver P), NRP = non reactive phosphorus (nicht reaktiver P) 30
Tab. 15: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Grunewaldsees in 2012 und 2017. 37
Tab. 16: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Hundekehlesees in 2017. 50
Tab. 17: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Hundekehlesee, 2016 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant) 56
Tab. 18: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Hundekehlesee, 2017 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant) 56
Tab. 19: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Hundekehlesee, 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 57

Tab. 20: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Hundekehlesee, 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 57
Tab. 21: Gesamtartenliste vom Hundekehlesee, 2016..... 57
Tab. 22: Gesamtartenliste Hundekehlesee, 2017 57
Tab. 23: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Dianasees in 2016 und 2017. 71
Tab. 24: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Dianasee, 2016 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)..... 75
Tab. 25: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Dianasee, 2017 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)..... 76
Tab. 26: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Dianasee, 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 76
Tab. 27: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Dianasee, 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 76
Tab. 28: Gesamtartenliste vom Dianasee, 2016 77
Tab. 29: Gesamtartenliste vom Dianasee, 2017 77
Tab. 30: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Koenigssees in 2016. 89
Tab. 31: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Koenigssee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)..... 92
Tab. 32: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Koenigssee, 2016 Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 92
Tab. 33: Gesamtartenliste vom Koenigssee 2016..... 92
Tab. 34: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Herthasees in 2016. 104
Tab. 35: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Herthasee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)..... 105
Tab. 36: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Herthasee 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 106
Tab. 37: Gesamtartenliste vom Herthasee 2016..... 106
Tab. 38: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Hubertussees in 2016 und 2017. 121
Tab. 39: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Hubertussee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant). 127
Tab. 40: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Hubertussee 2017, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant). 127
Tab. 41: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Hubertussee 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 128
Tab. 42: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Hubertussee 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 128
Tab. 43: Gesamtartenliste vom Hubertussee 2016. 128
Tab. 44: Gesamtartenliste vom Hubertussee 2017. 129
Tab. 45: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Fennsees in 2016. 141
Tab. 46: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Halensees von 2012 bis 2017. 143
Tab. 47: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Halensee 2016, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant). 145
Tab. 48: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Halensee 2017, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant). 145
Tab. 49: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Halensee 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 145
Tab. 50: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Halensee 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10 146
Tab. 51: Gesamtartenliste vom Halensee 2016. 146

Tab. 52: Gesamtartenliste vom Halensee 2017. 146
Tab. 53: Übersicht über die Trophie nach LAWA (2014) der untersuchten Seen. 151
Tab. 54: P-Mobilisierungspotential auf der Grundlage der Ges.-P-Profile sowie auf der Grundlage der P-Bindungsformen (0-10 cm) [g P/m²] 156
Tab. 55: Gegenüberstellung der kalkulierten Diffusionsraten von SRP, NH4+ und SO42- an der Sediment-Wasser-Kontaktzone im Hubertussee und Hundekehlesee [mg/m²*d] 157
Tab. 56: Diversität in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos der 2016 untersuchten Grunewaldseen. 160
Tab. 57: Diversität in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos der 2017 untersuchten Grunewaldseen. 161
Tab. 58: Ernährungstypen nach Moog (1995). 166
Tab. 59: Ökologische Bewertung des Dianasees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung). 167
Tab. 60: Ökologische Bewertung des Koenigssees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung). 168
Tab. 61: Ökologische Bewertung des Herthasees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung). 168
Tab. 62: Ökologische Bewertung des Hubertussees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung) – östlicher Uferbereich. 168
Tab. 63: Ökologische Bewertung des Hubertussees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung) – westlicher Uferbereich. 168
Tab. 64: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – südlicher Uferbereich. 169
Tab. 65: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – nördlicher Uferbereich. 169
Tab. 66: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – östlicher Uferbereich. 170
Tab. 67: Ökologische Bewertung des Grunewaldsees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – WP 14. 170
Tab. 68: Ökologische Bewertung des Grunewaldsees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – WP 15. 170
Tab. 69: Geschützte (BArtSchV) und gefährdete (RL B) Arten der untersuchten Seen. 172
Tab. 70: Länge des künstlichen Uferverbaus sowie prozentuale Anteile an Uferlänge und Material der Befestigung an den Grunewaldseen 2016. 176
Tab. 71: Anzahl Stege, Boote/Bootsliegeplätze, Seezugänge und Flächen der Seezugänge an den Grunewaldseen 2016. 177
Tab. 72: Fläche der submersen/emersen Makrophyten, des Röhrichts und Anzahl Totholz bzw. überhängender Bäume an den Grunewaldseen 2016. 179

1. Veranlassung

Die IaG GmbH wurde vom Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf (Fachbereich Umwelt und Naturschutz) beauftragt, ein Gutachten zur Gewässersituation in der Kleinen Grunewaldseenkette zu erstellen. Zeitraum der Untersuchungen sind die Jahre 2016 und 2017. Innerhalb dieses Vorhabens sollen die sechs Seen Hubertussee, Herthasee, Koenigssee, Dianasee, Hundekehlesee und Grunewaldsee untersucht und gutachterlich betrachtet und bewertet werden. Für Halensee und Fennsee wurden im Zusammenhang mit dem Gutachten einige Untersuchungen beauftragt, da sie mit den untersuchten Seen verbunden sind. Die Ergebnisse der Untersuchungen zu diesen Seen sind im vorliegenden Gutachten dargestellt. Sie sind jedoch nicht Gegenstand der gutachterlichen Bewertung.

Die „Kleine" Grunewaldseenkette umfasst den Halensee, den Koenigs- und Dianasee sowie den Hertha- und Hubertussee. Grunewaldsee und Hundekehlesee gehören per Definition zur „Großen" Grunewaldseenkette. Der Fennsee liegt östlich des Hubertussees und ist hydrologisch über den großteils verrohrten Talgraben mit diesem verbunden, weshalb er ebenfalls Gegenstand der Untersuchung ist. Er liegt in einer glazialen Nebenrinne der Grunewaldseenkette.

Die Seen der Grunewaldseenkette stehen in den letzten Jahren immer mehr im Fokus der Öffentlichkeit. Ursache ist das in der Gesellschaft gestiegene Umweltbewusstsein und der Wunsch sich an ökologisch intakten Gewässern mit einer guten oder sehr guten Wasserqualität zu erholen. Dies drückt sich einerseits juristisch in Gesetzen und Verordnungen wie unter anderem dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009), dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG 2009), der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) oder der NATURA 2000 Richtlinie der EU (Richtlinie 92/43/EWG) und andererseits im Verwaltungshandeln aus, das an den Gewässern und insbesondere in deren Umfeld eine Reihe von Verbesserungen initiiert und umgesetzt hat, um das Ziel von ökologisch intakten Gewässern mit guter oder sehr guter Wasserqualität zu erreichen. Nicht vergessen werden darf in diesem Zusammenhang auch das Engagement von Bürgern und insbesondere Anwohnern, die eigene Initiativen in Leben gerufen haben, um Maßnahmen vorzubereiten und umzusetzen, und die mit den wichtigsten beteiligten Akteuren, insbesondere dem Fachbereich Umwelt und Naturschutz des BA Charlottenburg-Wilmersdorf und den Berliner Wasserbetrieben (BWB) in ständigem Dialog stehen.

Trotz erfolgter Umsetzung zahlreicher Maßnahmen in den letzten Jahren und Jahrzehnten (s. auch Kap. 2) sind die Gewässer teils immer noch stark mit Nährstoffen, Keimen, Sedimenten und Schadstoffen aus der Straßenentwässerung belastet. Die Ableitung des Regenwassers von Straßen und Grundstücken der umliegenden Siedlungsgebiete stellt nach wie vor die wichtigste externe Belastungsquelle der Seen dar. Wie später dargestellt wird, werden die Wasserqualität und der ökologische Zustand der Seen in sehr starkem Maße durch diese Ableitungen gesteuert und bestimmt.

Der hohe Nährstoffgehalt der aktuellen Regenwassereinleitungen führt in der Folge zu einem teilweise übermäßigen Wachstum von Unterwasserpflanzen oder planktischen Algen in den Gewässern. In Folge dessen sind die Gewässer entweder sehr stark und nahezu vollständig mit Unterwas-

serpflanzen besiedelt oder sehr stark durch planktische Algen eingetrübt. Beide Folgen verursachen einen schlechten allgemeinen Eindruck vom ökologischen Zustand der Seen.

Als sekundäre Folge werden die in Biomasse (Plankton oder Unterwasserpflanzen) umgewandelten Nährstoffe als organisches Sediment abgelagert, so dass die Seen an Wassertiefe verlieren (verschlammen) und ggf. Nährstoffe aus den Sedimenten in den Wasserkörper rückgelöst werden und so eine weitere bedeutende Belastungsquelle für Wasserqualität und ökologischen Zustand darstellen.

Als Folge dieser Situation kam es in der Vergangenheit zu Massenfischsterben, so im Dianasee im Sommer 2006. Um eine Wiederholung der Situation zu vermeiden, wurden durch das BA Charlottenburg-Wilmersdorf und die BWB in den darauffolgenden beiden Jahren veranlasst, dass das Rückhaltebecken im Zulauf zum Dianasee in seiner Reinigungsleistung erheblich verbessert wurde. Die genannte Maßnahme stellt nur eine von vielen dar, die in den vergangenen Jahren umgesetzt wurden.

Das vorliegende Gutachten hat zwei Ziele.

Zum einen dient es einer aktuellen wissenschaftlich determinierten Bestandsaufnahme zur Wasserqualität und zum ökologischen Zustand der Gewässer. Es beantwortet die Frage, wo die Akteure im Bemühen um eine Verbesserung der Situation stehen.

Zum Zweiten dient das Gutachten auch dazu, realistische Ziele und Maßnahmen für die Verbesserung von Wasserqualität und ökologischen Zustand für jedes einzelne Gewässer zu entwickeln und zu begründen.

Die Arbeiten dienen damit im Wesentlichen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG). Die Richtlinie sieht vor, für alle Flüsse, Seen, das Grundwasser und Küstengewässer einen „guten" Zustand zu erreichen. Dies gilt damit auch für die untersuchten Seen.

Der „gute" Zustand ist durch chemische und biologische Parameter definiert, von denen einige im Zusammenhang mit diesem Gutachten untersucht wurden.

Die EU-WRRL unterscheidet in ihrem Bewertungssystem zwischen natürlichen Gewässern und stark veränderten oder künstlichen Gewässern. Für die nutzungsbedingt stark veränderten oder künstlichen Gewässer gelten geringere Anforderungen an den „guten" Zustand. Hier ist ein wesentliches Kriterium, dass alle Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes umgesetzt wurden die möglich sind, ohne die Nutzung (also die Ursache der Veränderung / Beeinträchtigung bzw. künstlichen Anlage der Gewässer) in unverhältnismäßiger Art und Weise einzuschränken.

Ein Teil der untersuchten Seen (Koenigs-, Diana-, Hertha- und Hubertussee) sind sowohl in ihrem Ursprung künstlich (siehe Kap. 2) also auch durch die Einleitung von Regenwasser der Straßenent-

wässerung stark verändert. Für sie gelten damit weniger anspruchsvolle Ziele, um den „guten" Zustand nach EU-WRRL zu erreichen, zumal durch die BWB in den vergangenen Jahren umfangreiche Maßnahmen erfolgreich umgesetzt wurden, um die Belastung durch Regenwasser der Straßenentwässerung zu reduzieren.

Der vorliegende Bericht stellt die Arbeitsergebnisse der Jahre 2016 und 2017 dar.

Folgende Arbeiten sind Bestandteil der Untersuchungen:

- Bestimmung und Bewertung des chemischen/physikalischen Zustands der Seen,
- Bestimmung von Phytoplankton, Phytobenthos/Makrophyten, benthischer wirbelloser Fauna (Makrozoobenthos) und Fischfauna,
- Auflistung der geschützten Arten,
- Erfassung und Bewertung der Uferzonen,
- Untersuchung des Sediments (Messung der Schlammdicke, Erfassung der Nährstoffrücklösung und weiterer Parameter).

Der Untersuchungsumfang unterscheidet sich zwischen den Gewässern, die Untersuchungen wurden in einigen Seen und für einige Untersuchungen (Phytopklankton, Makrozoobenthos, Sedimente) nur in einem Jahr, also in 2016 oder 2017, durchgeführt.

Entsprechend der Zielsetzung des Vorhabens konzentrieren sich die Untersuchungen und das zu erstellende Gutachten weniger auf die Belastungen durch die Straßen- und Regenentwässerung bzw. die Entlastung durch den Betrieb der Oberflächenwasserreinigungsanlage (OWA) Beelitzhof, sondern vielmehr auf die aktuelle Erfassung und Bewertung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes im Sinne der EU-WRRL sowie auf die Entwicklung von Maßnahmen zur Verbesserung von Uferstrukturen und zu einem verbesserten Nutzungsmanagement der Gewässer, die einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Seen leisten können. Trotzdem wird die Bedeutung der Nutzung der Gewässer zur Ableitung der Straßen- und Regenentwässerung aus dem Kanalnetz der BWB wie auch des Betriebes der OWA Beelitzhof dargestellt und in ihrer Bedeutung gewürdigt.

Gleichzeitig wird dargestellt, wo in diesem Zusammenhang die Grenzen einer Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes liegen müssen, wenn nicht noch weitreichendere Maßnahmen als bisher zur Behandlung dieser Einleitungen ergriffen werden oder das Wasser grundsätzlich nicht mehr in die Gewässer eingeleitet wird. Auch eine Optimierung bzw. Weiterentwicklung des Betriebs der OWA Beelitzhof könnte ggf. einen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität der untersuchten Seen leisten.

2. Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

Die Seen der Grunewaldseenkette (s. Abb. 1) liegen in einer glazial angelegten Rinnenstruktur, die sich unterhalb mit Krummer Lanke und Schlachtensee zum Großen Wannsee hin fortsetzt. Zwei Schmelzwasserrinnen bildeten sich vor etwas mehr als 20.000 Jahren im „Brandenburger Stadium" der Weichsel-Eiszeit heraus. Sie durchschnitten die sandig-lehmige Hochfläche des Teltow. Die Grunewald-Rinne (Hauptkette) verläuft hierbei von Südwest (Havel bzw. Wannsee) nach Nordost (Spree) und endet in der Nähe des Schlosses Charlottenburg.

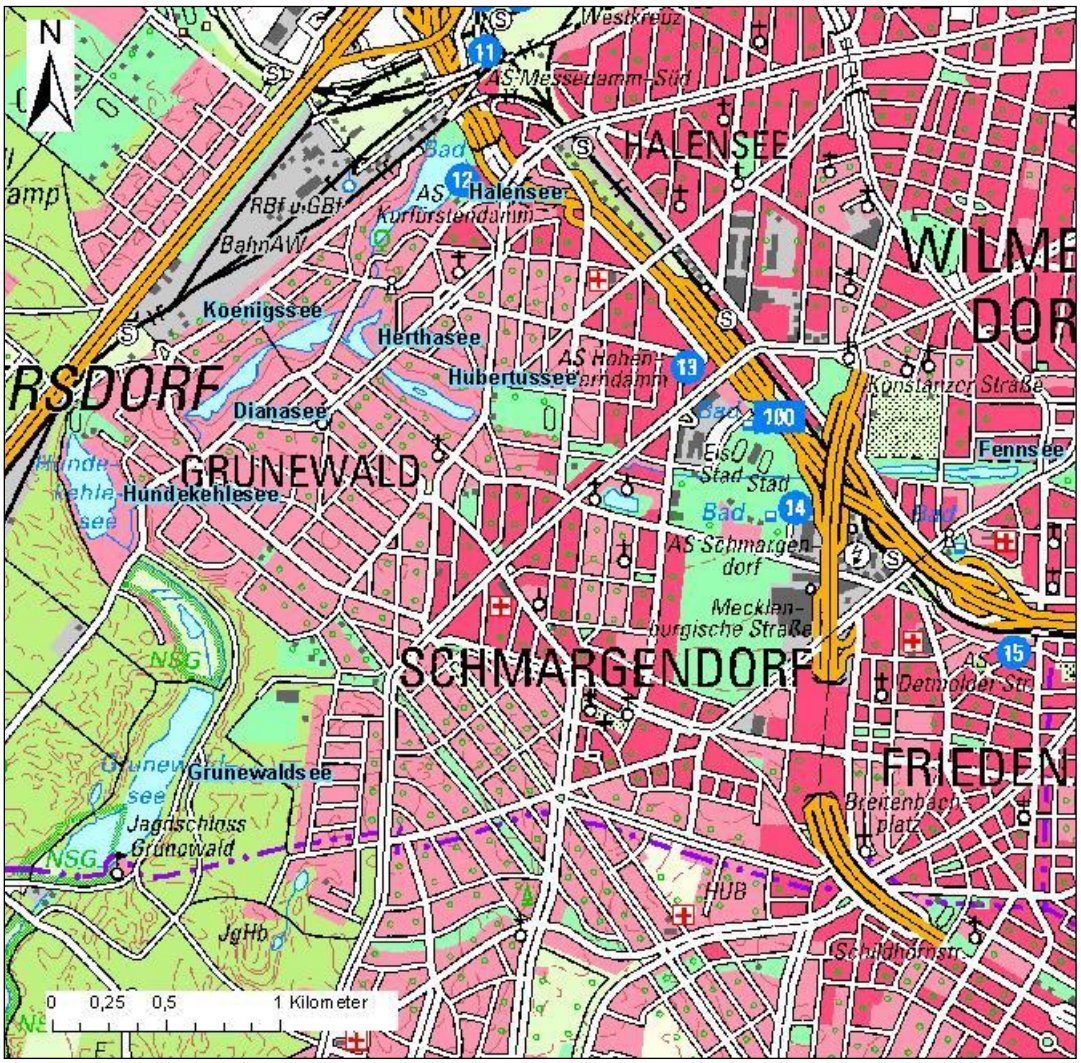


Abb. 1: Übersichtskarte über die Untersuchungsgewässer der Grunewaldseenkette 2016 und 2017; Quelle: DTK50, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin.

Die Reihenfolge der Gewässer und Vebindungssstrecken <u>entgegen der natürlichen Fließrichtung</u> ist: Nikolassee → Rehwiese → Schlachtensee → Krumme Lanke → Riemeisterfenn → Langes Luch → Grunewaldsee → Hundekehlefenn → Hundekehlesee → Dianasee → Koenigssee → Halensee → Lietzensee.

Die Nebenrinne der Grunewaldseenkette verläuft von West (Grunewald) nach Ost (Schöneberg). Die Reihenfolge der Gewässer und Verbindungsstrecken entgegen der natürlichen Fließrichtung ist: Herthasee → Hubertussee → Fennsee → (ehemaliger) Wilmersdorfer See → Volkspark Wilmersdorf → Rudolph-Wilde-Park.

Unterhalb des Herthasee trifft diese Nebenrinne am Koenigssee senkrecht auf die Hauptrinne. Zwischen Hubertus- und Fennsee ist die Nebenrinne für rund 2.200 m durch den Stadtring (A 100), durch bebautes Gebiet, verschiedene Sporteinrichtungen und durch das Sommerbad Wilmersdorf unterbrochen. Die hydraulische Verbindung zwischen Hubertussee und Fennsee bildet der heute größtenteils verrohrte Talgraben. Fennsee und Volkspark Wilmersdorf im Westen und Rudolph-Wilde-Park im Osten bilden zusammen einen rund 2,5 km langen und rund 500 m breiten innerstädtischen Grünzug, der mit seinem Niederungscharakter und sanft geschwungenen Wiesen den geologischen Ursprung als eiszeitliche Rinne noch heute sichtbar macht.

Zwischen den Seebecken liegen feuchte Niederungsbereiche wie das Lange Luch. Wahrscheinlich sind 4 (Koenigs-, Diana-, Hertha- und Hubertussee) der 8 Seen anthropogenen Ursprungs; in einem Faltblatt des Umwelt- und Naturschutzamtes des Bezirksamtes Charlottenburg-Wilmersdorf zum Dianasee wird angegeben, dass Dianasee, Koenigssee, Herthasee und Hubertussee im Jahre 1889 – damals hieß das Areal noch „Langes Fenn"– im Zusammenhang mit der Erschließung der die Seen heute umgebenden Villenkolonie innerhalb eines Jahres ausgehoben und wahrscheinlich, wenn nicht schon natürlich angelegt, auch miteinander verbunden wurden. Die Ufer wurden mit dem anfallenden Erdreich aufgeschüttet, um auf den Hangkronen private Villen (Villenkolonie Grunewald) zu errichten, die von großzügigen Parks und Gärten umgeben waren. Die Grundstücke, insbesondere entlang des Seeufers waren sehr begehrt und wurden entsprechend lukrativ verkauft, darunter an den Bankier, Kunstmäzen und Mitbegründer der Villenkolonie Felix Koenigs, nach dem der Koenigssee und die Koenigsallee benannt wurden. Grundstückseigentümer war zu der Zeit die Kurfürstendamm-Gesellschaft, der u.a. der Reichskanzler Otto von Bismarck (1815-1898) angehörte. Etwa 200 polnische Gastarbeiter rodeten den Wald, legten das Sumpfgelände trocken und schufen die heutige Kulturlandschaft mit der Seengruppe. Die Besitzer der Villen gaben den Seen ihre Namen: Dianasee nach der Göttin der Jagd, Hubertussee nach dem katholischen Heiligen und Schutzpatron der Jäger Hubertus von Lüttich, Koenigssee nach Felix Koenigs. Der Herthasee erhielt seinen Namen nach der angeblichen germanischen Göttin Hertha (eigentlich heißt die Gottheit Nerthus). Der Halensee war schon im späten Mittelalter als „Holesee in der Harden Heide" bekannt. Der Name Fennsee bzw. „Fenn" oder „Fenne" stammt aus dem flämischen und bedeutet so viel wie „versumpftes Moorland" oder auch „versumpfter oder vertorfter Binnensee" bzw. „mit Gras oder Röhricht bewachsenes Sumpf-, Moorland".

Grund der hydrologischen Umgestaltung des Gebietes und der Anlage der vier Seen und Verbesserung der Vorflut zum Wannsee hin war damit einerseits die Trockenlegung des Grunewaldgebietes und damit die Erschließung von Bauland für die o.g. Villenkolonie wie auch die Lösung des dadurch entstehenden Problems der Ableitung von Niederschlagswasser von versiegelten Flächen. Wie oben

erwähnt, wurden selbstverständlich auch die Ufergrundstücke mit den angrenzenden Wasserflächen aufgewertet. Der Halensee wurde im Zuge der Bauarbeiten an den vier Seen erweitert.

Die Funktion der Aufnahme von Straßenabwasser haben heute noch alle Seen und insbesondere die Seen in den Siedlungsgebieten. Sie dienen als Vorfluter für einen Großteil des Straßenabwassers Wilmersdorfs. Bis auf Grunewaldsee und Herthasee werden alle anderen Seen genutzt um Straßenabwasser umliegender Siedlungsgebiete abzuleiten. Im BA Charlottenburg-Wimersdorf und bei den BWB liegen alle technischen Unterlagen zu diesen Einleitungen wie auch die erforderlichen wasserrechtlichen Erlaubnisse vor.

Damit sind nur Grunewaldsee, Hundekehlesee und Halensee natürliche Seen, wobei der Halensee zumindest künstlich erweitert wurde. Dies stimmt auch mit der Darstellung auf der Schmettauschen Karte (1767-1787) überein, in der Hubertus-, Hertha-, Koenigs- und Dianasee nicht als Wasserflächen dargestellt sind. In den heute von Seen eingenommenen Bereichen befanden sich damals Moore. Der Fennsee ist auf der Schmettauschen Karte eingezeichnet, er lag damals jedoch östlich der Blissestraße. Gemäß einer Informationsbroschüre des Umweltamtes von Charlottenburg-Wilmersdorf wurde der Fennsee im Jahre 1903 als langgestrecktes, naturnahes Auffangbecken für 68.000 m^3 Regenwasser des damaligen Neubaugebietes künstlich aus einer eiszeitlichen Rinne ausgehoben. Die in der Schmettauschen Karte verzeichnete Wasserfläche ist nicht mehr vorhanden. Diese Stelle bildet einen Teil des Volksparks Schöneberg-Wilmersdorf.

Wie oben dargestellt, unterscheiden sich die acht Seen sehr deutlich in ihrem Charakter, und zwar sowohl hinsichtlich der Form der Seebecken und damit auch Fläche, Volumen und Morphometrie als auch der Nutzungsstrukturen und Einzugsgebiete. Ihre maximale Tiefe variiert zwischen ca. 3 m (Herthasee) bis knapp 8 m (Halensee, s. Tab. 1), ihre Fläche zwischen minimal 1,1 ha (Herthasee) und max. 17,3 ha (Grunewaldsee). Während die natürlichen Seen Grunewald-, Halen- und Hundekehlesee größer und tiefer sind, sind die künstlichen Seen flacher und schmaler, haben eine sehr lang gestreckte Form (v.a. Hubertus-, Diana- und Fennsee) und sind tief in die Umgebung eingeschnitten. Einzig der Herthasee hat von den kleinen Seen eine eher runde Form und spiegelt in groben Zügen die runde Form des alten Runden Fenns wider. Der Grunewaldsee ist der einzige See der Kette, der noch ein unbesiedeltes, im Wesentlichen durch Wald bzw. Forst charakterisiertes oberirdisches Einzugsgebiet aufweist. Schon beim Hundekehlesee ist das östliche Einzugsgebiet durch Siedlungsflächen charakterisiert, für die anderen Seen gilt dies vollständig.

Tab. 1: Morphometrische Kenngrößen der Untersuchungsgewässer (Daten: Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf).

Seename	Seefläche (m^2)	Volumen (m^3)	Umfang (m)	mittlere Tiefe (m)	max. Tiefe (m)
Grunewaldsee	172.657	504.574	2.617	2,92	6,45
Hundekehlesee	70.008	210.464	1.204	3,01	6,69
Dianasee	24.119	41.644	1.115	1,73	4,50
Koenigssee	21.301	40.974	779	1,92	3,88
Herthasee	11.490	15.974	820	1,39	3,11
Hubertussee	23.584	42.143	1.066	1,79	3,90
Halensee	55.887	179.363	1.422	3,21	7,81
Fennsee	21.504	41.153	1.409	1,91	4,29

Für die Darstellung und Bewertung der aktuellen Wasserqualität und des ökologischen Zustandes sind die Speisungsbedingungen der Seen von herausragender Bedeutung, da die die Seen speisenden „Wasserquellen" gleichzeitig auch eine potenzielle Belastung mit Nähr- und Schadstoffen darstellen. Zur Verständnis der Verhältnisse ist demzufolge eine Identifikation sowie hydrologische und nährstoffbezogene Bilanzierung aller Speisungsquellen erforderlich. Die wesentlichen Speisungsquellen der Seen sind:

- direkter Niederschlag auf die Wasserflächen,
- oberflächlicher Zufluss von seenahen Uferflächen,
- Grundwasserzustrom,
- Zufluss aus der Regenentwässerung von Dachflächen umliegender Gebäude,
- Zufluss von Straßenabwasser umliegender Siedlungsgebiete,
- Wasserüberleitung vom Gr. Wannsee.

Niederschlag auf die Wasserflächen

Bei einer mittleren Jahressumme der Niederschläge der Station Berlin-Dahlem von 592 mm für den Zeitraum 1950 – 2016 und einer gesamten Wasserfläche für alle in der Tab. 1 genannten Seen von ca. 400.000 m^2 ergibt sich ein Wasservolumen von ca. 237.000 m^3 welches die Seen auf diese Weise speist. Die Wasserqualität kann als gut betrachtet werden, so dass von dieser Quelle keine bedeutende Belastung der Seen ausgeht.

Oberflächlicher Zufluss von seenahen Uferflächen

Auf die Flächen des Einzugsgebietes fällt Niederschlag, der normalerweise entweder im Boden versickert und das Grund- bzw. Schichtenwasser speist oder von versiegelten Flächen im Regenwasserkanalnetz gesammelt wird und auf diese Weise den Seen zufließt. Nur in seltenen Fällen ist da-

von auszugehen, dass insbesondere Niederschläge, die auf die unversiegelten Flächen der direkt angrenzenden Grundstücke fallen, nicht versickern, sondern oberflächlich abfließen. Das kann bei Starkniederschlagsereignissen der Fall sein, oder wenn Regen auf gefrorenen Boden fällt. Die so abfließenden Mengen werden als sehr gering eingeschätzt und können so in der Regel auch keine bedeutende Belastung darstellen.

Grundwasserzustrom

Die Grundwassergleichen verlaufen im Bereich der Grunewaldseenkette von Ost nach West (in Richtung Havel). Die Seen stellen weitestgehend Anschnitte des Grund- bzw. Schichtenwassers dar. Durch die Kolmation der Seebecken mit vermutlich mächtigen organischen Sedimenten ist der Wasseraustausch mit dem Grund- und Schichtenwasser behindert, so dass angenommen werden kann, dass keine bedeutenden Wassermengen mit dem Grundwasserstrom den Seen zuströmen bzw. diese durchfließen. Auch wenn davon ausgegangen werden kann, dass zumindest das Schichtenwasser durch die Oberflächennähe im intensiv genutzten Siedlungsbereich eine gewisse Nährstoffbelastung aufweist, so ist die Belastung der Seen auch aus dieser Quelle als gering einzuschätzen.

Damit werden Hydrologie und Nährstoffhaushalt, wie oben mehrfach dargestellt, im Wesentlichen durch die Ableitung von Regenwasser aus den angrenzenden Siedlungsflächen sowie die Überleitung von behandeltem Wasser aus dem Gr. Wannsee in die Seenkette bestimmt und sind im Wasser- und Nährstoffhaushalt zu berücksichtigen.

Ableitung von Regenwasser von Dachflächen und Straßenabwasser

Wie oben dargestellt sind die <u>künstlich entstandenen Seen</u> Diana-, Koenigs-, Hertha und Hubertussee sowie der Fennsee vor allem auch darum angelegt worden, um das Regenwasser der im Einzugsgebiet neu entstehenden Siedlungen aufzunehmen, zwischenzuspeichern und in Richtung Gr. Wannsee abzuleiten. Aus praktischen Gründen wurden und werden auch die <u>natürliche Seen</u> Halensee und Hundekehlesee dazu genutzt. Mengen- und qualitätsmäßig ist die Ableitung von Regenwasser von Dachflächen umliegender Gebäude zu vernachlässigen. Die Ableitung von Straßenabwasser (Regenwasser der Straßenentwässerung) ist jedoch eine bedeutende Speisungs- und Belastungsquelle für die Seen.

Nur der Grunewaldsee war und ist von der Nutzung zur Ableitung von Straßenabwasser ausgeschlossen.

Es ist davon auszugehen, dass zur Zeit der Erstellung des Regenkanalnetzes und der Einleitstellen in die Seen die abgeleitete Wassermenge geringer war, weil der Versiegelungsgrad im angeschlossenen Einzugsgebiet geringer war sowie mindestens dadurch auch die abgeleiteten Stofffrachten

geringer. Auch ist wahrscneinlich, dass durch den damals viel geringeren Verkehr die Belastung geringer war.

Im Laufe der Siedlungsentwicklung in den angeschlossenen Gebieten nahm die abgeleitete Wassermenge und Belastung zu, um wahrscheinlich in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts ihren Höhepunkt zu erreichen. Danach begannen die BWB technische Maßnahmen umzusetzen, um die Belastung der Seen zu reduzieren, so dass die Belastung aus dieser Quelle in den letzten Jahren stark zurückgegangen ist.

Die Aufnahme von Regenwasser der Straßenentwässerung aus den umliegenden Siedlungsgebieten ist auch heute noch die Hauptfunktion von Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee, auch wenn der Wunsch und die Notwendigkeit besteht, die Seen stärker für Erholungszwecke zu nutzen und ihre ökologische Funktion zu stärken. Das in den Siedlungsgebieten anfallende Regenwasser muss abgeleitet werden. Die Speicherfunktion der genannen Seen schützt im Verbund mit dem Pumpwerk Hubertussee und der Überleitung von Wasser aus der OWA Beelitzhof den Grunewaldsee und die unterhalb gelegenen nährstoffarmen Seen vor der Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz der BWB.

Das in die Seen abgeleitete Regenwasser der Straßenentwässerung besteht aus dem Niederschlagswasser, welches im angeschlossenen Einzugsgebiet auf versiegelte Flächen, vor Allem Wege und Straßen fällt, und nicht vor Ort versickern kann, sondern in ein Netz von Regenwasserkanälen eingeleitet und dann in die Seen abgeleitet wird. Bei dem Abströmen von den versiegelten Flächen in das Kanalnetz werden Partikel aufgenommen, die auf diesen Flächen lagern, das können Staub, Laub, Reifenabrieb, Abfall und andere Partikel sein. Wenn sich diese Partikel nicht im Kanalnetz ablagern, gelangen sie so in die Seen. Die Konzentrationen von Stoffen, die für Wasserqualität und ökologischen Zustand relevant sind, liegen im abgeleiteten Regenwasser in der Regel um ein Mehrfaches über den Konzentrationen in den Seen und stellen damit grundsätzlich eine Belastung dar. Wie sich die Belastung auswirkt hängt davon ab, wie groß die abgeleitete Wassermenge im Verhältnis zum Seevolumen ist, und wie groß die Stofffracht im Verhältnis zur Gesamtmenge dieser Stoffe im See im Zustand einer guten bzw. sehr guten Wasserqualität bzw. eines guten ökologischen Zustandes ist.

Für die untersuchten Seen kann festgestellt werden, dass die Funktion der Ableitung von Straßenabwasser in die Seen (außer Grunewaldsee) in der Vergangenheit zu einer erheblichen Nährstoffbelastung und Eutrophierung der Seen geführt hat, einhergehend mit einem schlechten Gütezustand des Wassers und einem schlechten ökologischen Zustand.

Besonders deutlich ist dies am Halensee, in dem das Baden im Zeitraum November 2003 bis 2016 offiziell verboten war. Wegen des verschmutzten Wassers wurde das ehemalige Freibad Halensee im Jahr 2002 geschlossen. Der See wird, neben der geringen Speisung aus Grund- und Niederschlagswasser, überwiegend aus Regenwasser gespeist, welches – vor allem von der Autobahn kommend – hohe Nähr- und Schadstofffrachten mitführt. Seit Juni 2007 wird das größte der drei

Straßeneinzugsgebiete (Einleitstelle Trabener Straße) zur Reinigung über einen Retentionsbodenfilter der Berliner Wasserbetriebe geleitet. Das Einzugsgebiet für die Regenwasserentwässerung beträgt gemäß Bewirtschaftungsplan von 1987 (SenStadtUm, 1988) 168,4 ha. Gemäß Schröder (2014) beträgt das angeschlossene Einzugsgebiet jedoch nur noch 41 ha. Die von den BWB angenommene tatsächlich als abflusswirksam angenommene Fläche ist 23 ha groß (ebd.). Alle drei Werte entsprechen einem Vielfachen seiner Seefläche von ca. 5,6 ha. Sanierungsziel ist die Reduktion der eingetragenen Fracht an PAK, PCB, MKW, AOX und der Schwermetalle zur Verringerung der Belastung des Sedimentes und der bakteriell-hygienischen Belastung des Halensees, der eingetragenen organischen Belastung und der Nährstoffe. Deutliche Verbesserungen wurden erreicht, so dass am 1. Mai 2016 das Badeverbot wegen anhaltend guter Wasserqualität durch den Betrieb des Retentionsbodenfilters wieder aufgehoben werden konnte. Außerhalb des Freibades gilt das Badeverbot wegen zeitweise schlechterer Wasserqualität jedoch weiterhin.

Noch deutlicher, aufgrund eines noch größeren städtisch geprägten Einzugsgebietes (ca. 210 ha) als am Halensee, ist die Eutrophierung und Schadstoffbelastung am flacheren und kleineren Fennsee. Der Fennsee erhält sein Wasser aus abgeleitetem Regenwasser von Siedlungsflächen und besitzt ansonsten keine natürlichen Zuflüsse. Nach Absenkungen des Grundwasserspiegels im Berliner Urstromtal erhält der ursprünglich grundwassergespeiste See keine ausreichende Frischwasserzufuhr mehr. In 2006 und 2007 wurden u.a. zur Verbesserung der Gewässerqualität mehrere Maßnahmen durch den Bezirk Charlottenburg-Wilmersdorf beschlossen und umgesetzt, darunter eine Teilentschlammung sowie die Ertüchtigung eines Grobfilters zur Reinigung der eingeleiteten Straßenabwässer (Wallenbergstraße) der 2012 in Betrieb ging. Zusätzlich wird vom Fachbereich Grünflächen zur Stabilisierung der Sauerstoffverhältnisse im See, der insbesondere durch das Laub der Bäume, das im Herbst in den See fällt, negativ beeinflusst wird, der Baum- und Strauchbestand reduziert. Dabei werden vorrangig kranke Bäume und Buschwerk um den See entfernt.

Der durch diese Einflüsse nicht direkt betroffene Grunewaldsee war und ist davon jedoch trotzdem, indirekt, betroffen, da er der in der Kette unterhalb gelegene See ist. Es ist davon auszugehen, dass vor der Inbetriebnahme der OWA Beelitzhof das in die oberhalb gelegenen Seen eingeleitete Regenwasser über den Grunewaldsee Richtung Wannsee abgeleitet wurde und damit eine bedeutende externe Belastung für den Grunwaldsee darstellte. Mit der Inbetriebnahme der OWA und der zugehörigen Pumpstationen ist es möglich, nährstoffarmes Wasser in die Seen der Seenkette überzuleiten, Belastungen zu kompensieren und Wasser aus der Seenkette Dianasee, Koenigsee, Herthasee, Hubertussee, (Halensee) über den Talgraben zum Fennsee und Landwehrkanal abzuleiten. Nach Angaben der BWB (Binz, pers. Mitt. 2018) kommt es mindestens seit 2006 im Regelfall nicht mehr dazu, dass größere Wassermengen aus dem Dianasee in den Grunewaldsee abströmen. Dies geschieht nur in Extremsituationen des Niederschlags, wie am 29.06.2017, wenn die Speicherkapazitäten des Kanalnetzes und der Seen bzw. die Leistungsfähigkeit des Pumpwerkes Hubertussee und der nachfolgenden Gewässer nicht ausreicht, um das Regenwasser aus dem Kanalnetz zu speichern bzw. abzuleiten.

Zur Anzahl der Einleitungen, der genehmigten Einleitmenge und Größe der Einzugsgebiete der jeweiligen Einleitstellen liegen vollständige Daten vor. Unklar sind hingegen die real eingeleiteten Wassermengen sowie die Qualität des eingeleiteten Wassers.

Damit ist es nicht möglich, für einzelne Einleitungen bzw. einzelne Seen konkrete Zuflussmengen und Zuflussfrachten für relevante Stoffe und deren Einfluss auf Wasserqualität und ökologischen Zustand auf wissenschaftlich belegbare und nachprüfbare Weise darzustellen. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass die genannten Regenwassereinleitungen wegen der zu erwartenden Menge und Stofffrachten der bestimmende Faktor für die Ausprägung Wasserqualität und ökologischen Zustand sind.

Neben diesem Faktor muss ein weiterer bedeutender Faktor berücksichtigt werden, für den die Datenlage hinsichtlich der Wassermengen bedeutend besser, hinischtlich der Wasserqualität aber ebenso schlecht ist.

Überleitung von gereinigtem Wasser aus dem Gr. Wannsee durch die OWA Beelitzhof

Die natürliche Abflussrichtung der Seen der Großen und Kleinen Grunewaldseenkette, die nach Süden, aus dem Dianasee über den Grunewaldsee und weiter zum Gr. Wannsee verläuft, kann seit 1981 geändert werden. Seit dem Bau einer Reihe von Pumpwerken ab 1981 ist es möglich, aufbereitetes Wasser aus dem Gr. Wannsee entgegen des natürlichen Gefälles in Richtung Norden zu bewegen und damit nährstoffarmes (entphosphatisiertes) Wasser des Gr. Wannsee in die Seenkette einzuleiten.

Nach Angaben der BWB (Binz, pers. Mitt. 2018) ist es das Ziel des Betriebs der Oberflächenwasseraufbereitungsanlage (OWA), die Wasserstände in den Seen der Grunewaldseenkette zu stabilisieren sowie die Wasserqualität zu verbessern und damit insbesondere die negativen Einflüsse der Regenwassereinleitungen aus dem Kanalnetz der BWB in die Seen der Kleinen Grunewaldseenkette zu minimieren. Nach Angaben der BWB (Binz, pers. Mitt. 2018) konnte mit dem Betrieb in den vergangenen Jahren weitgehend verhindert werden, dass nährstoffreiches Wasser aus den Seen der Kleinen Grunewaldseenkette in den Grunewaldsee und die unterhalb gelegenen nährstoffarmen Seen abfließt. Begrenzende Faktoren des Betriebs der OWA sind die technischen Kapazitäten der OWA und der zugehörigen baulichen Anlagen (Pumpen, Kanäle/Fließstrecken) sowie der Wasserverlust durch Verdunstung und Grundwasserabstrom. Die OWA wird in der Regel immer mit der maximalen Kapazität betrieben, damit wird permanent Wasser in die oberhalb gelegenen Seengruppen übergeleitet und ggf., wenn die maximalen Wasserstände der Seengruppen erreicht sind, über den Talgraben in den Fennsee abgeleitet.

In BWB (2009) sind die hydraulischen Bedingungen der Überleitung grundsätzlich dargestellt. Danach bestehen drei Seegruppen, innerhalb derer die Wasserstände untereinander weitgehend ausgespiegelt und die durch Pumpwerke miteinander verbunden sind. Eine Seengruppe besteht aus

Schlachtensee, Krummer Lanke und angeschlossenem Fenngraben, eine zweite Gruppe aus Grunewaldsee und angeschlossenem Hundekehle- und Forstgraben, eine dritte Gruppe aus Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee sowie ggf. Halensee.

Das technische System ermöglicht es, Wasser des Gr. Wannsees vom Wasserwerk Beelitzhof aus über Nikolassee, Schlachtensee und Krumme Lanke in den Fenngraben und über das Pumpwerk Grunewaldsee (Paulsborn) in den Grunewaldsee überzuleiten. Eine Pumpe am Schlachtensee ermöglicht es, einen Teilstrom Wasser in den Waldsee Zehlendorf überzuleiten.

Vom Grunewaldsee kann das Wasser mittels einer weiteren Pumpe am Südwestufer des Dianasees (Fontanestraße) in den Dianasee (Ertüchtigung der Pumpstation 2007) gehoben werden. Von dort kann das Wasser durch Koenigssee und Herthasee in den Hubertussee einströmen. Am Ostufer des Hubertussees kann mit dem Pumpwerk Hubertussee Wasser über den Talgraben in den Fennsee und von dort in den Landwehrkanal abgeleitet werden. Der Hundekehlesee ist nicht Teil des Überleitungssytems und profitiert damit weder hinsichtlich der Wassermenge noch der Wasserqualität von der Überleitung.

Im Falle hoher Wasserstände im Koenigssee kann ebenso Wasser über den „Hohlenseegraben" in den Halensee einströmen. Nach Schröder (2014) sind Zuflüsse aus dem Koenigssee in den Halensee am wahrscheinlichsten nach starken Niederschlägen sowie in Zeiträumen mit starker Wassererwärmung über den Tag bei niedrigen Wasserständen im Halensee, da über längere Zeit kein Niederschlag gefallen ist. Im von Schröder (2014) untersuchten Zeitraum (25.06.2013 bis 18.10.2013) floss in 38 % der Stunden das Wasser vom Koenigssee in Richtung Halensee, in ca. 34 % der Stunden stand es im Hohlenseegraben und in ca. 27 % floss es vom Halensee in Richtung Koenigssee.

Insgesamt heben damit 4 bzw. 5 Pumpen, wenn man die des WW Beelitzhof mitzählt, entphosphatisiertes Wasser aus dem Gr. Wannsee in die Seen der Grunewaldseenkette. Die Wasserüberleitung ermöglicht es, die Wasserstände in den angeschlossenen Seen zu stabilisieren und die Wasserqualität positiv zu beeinflussen.

Mit den vorhandenen technischen Anlagen ist es möglich, jährlich zwischen 2,5 – 4 Mio. m^3 gereinigtes Havelwasser in die Seen überzuleiten. Die Oberflächenwasseraufbereitungsanlage (OWA) im WW Beelitzhof dient im Wesentlichen der Reduzierung der Konzentration des Nährstoffs Phosphor. Durch Flockung, Fällung, Sedimentation und Filtration werden dem Wasser in der OWA die noch nicht völlig abgebauten abfiltrierbaren Stoffe und Phosphorverbindungen weitestgehend entzogen (www.bwb.de). Damit ist es möglich, zwei der für die Wasserqualität und ökologischen Zustand der Seen wichtigsten chemischen Parameter, den Phosphor und partikuläre organische Stoffe in ihren Konzentrationen wesentlich zu senken und die Wasserqualität der oberhalb gelegenen Seen durch Verdünnung zu verbessern.

Die Qualitätsvorgabe für den Ablauf der OWA beträgt für Gesamtphosphor (TP) < 10 µg/l (0,010 mg/l) und wurde nach BWB (2009) im Jahresmittel stets eingehalten (Stand Jan. 2009). Aktuellere

Daten liegen bislang nicht vor. Die genannte P-Konzentration von < 0,010 mg/l ist sehr gering und liegt deutlich unter den P-Konzentrationen der untersuchten Seen (vgl. Kap. 4).

Die Anlage kann maximal 1.200 m³/h Wannseewasser aufbereiten und in die oberhalb gelegenen Seen abgeben. Die Überleitungsmengen werden durch die Wasserstände in den oberhalb gelegenen Seen gesteuert, um in erster Linie Niedrigwasserstände in den Seen zu vermeiden. Sind die oberen Ausschaltpeile der einzelnen Seengruppen erreicht, wird Wasser in die nächste oberhalb gelegene Seengruppe gepumpt. Mit dem Pumpwerk Hubertussee ist es möglich, Wasser aus dem Hubertussee durch den Talgraben in den Fennsee und von dort in den Landwehrkanal abzuleiten.

Nach Informationen des Umweltamtes von Charlottenburg-Wilmersdorf fielen die Pumpen jedoch in der Vergangenheit hin und wieder aus, beispielsweise nach durchgeführten Entschlammungen in den Gräben oder schalten sich nicht automatisch ab, obwohl sie, dem Wasserstand der Seen zufolge, hätten arbeiten müssen. Ab 2017 übernahmen die BWB die Verantwortung für alle technischen Anlagen des Systems, insbesondere alle Pumpen. So ist zu erwarten, dass der Betrieb nun kontinuierlich möglich ist. Für das Jahr 2016 wurden durch die Berliner Wasserbetriebe Betriebsdaten für den Betrieb der OWA Beelitzhof zur Verfügung gestellt. Sie sind in der folgenden Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Betriebsdaten der OWA Beelitzhof für das Jahr 2016 (Daten: Berliner Wasserbetriebe).

Einspeisemengen 2016 in [m³]									Nieder-schlag [mm/m²]
Monat	**Einspei-sung Schlach-tensee**	**Verbleib Schlach-tensee / Krumme Lanke**	**Waldsee**	**Grunewald see**	**Verbleib Grunewald-see**	**Dianasee bis Hubertus-see**	**Verbleib Dianasee bis Hubertus-see**	**Einspei-sung in den Talgraben**	
Seevolumen	**1.831.750**	**2.262.950**		**504.574**	**504.574**	**140.735**	**140.735**		
Jan. 16	246.871	167.383	5.100	74.388	53.388	21.000	21.000	0	39,50
Feb. 16	187.013	136.683	3.030	47.300	25.100	22.200	22.200	0	43,40
Mrz. 16	325.927	225.983	7.980	91.964	60.014	31.950	7.958	23.992	23,30
Apr. 16	343.757	211.795	7.261	124.701	81.351	43.350	-6.220	49.570	30,80
Mai. 16	398.348	271.852	18.571	107.925	55.425	52.500	29.548	22.952	19,30
Jun. 16	426.582	315.643	2.580	108.359	41.359	67.000	3.987	63.013	74,10
Jul. 16	584.922	495.280	15.241	74.401	12.531	61.870	23.720	38.150	40,80
Aug. 16	387.330	202.840	8.190	176.300	115.880	60.420	17.545	42.875	58,10
Sep. 16	394.280	253.885	16.110	124.285	85.205	39.080	33.130	5.950	13,10
Okt. 16	419.824	221.794	13.170	184.860	107.470	77.390	9.140	68.250	51,60
Nov. 16	407.524	323.916	4.920	78.688	57.988	20.700	17.725	2.975	31,40
Dez. 16	222.092	138.235	5.160	78.697	56.197	22.500	22.500	0	57,50
Gesamt 16	4.344.470	2.965.289	107.313	1.271.868	751.908	519.960	202.233	317.727	482,90

Leider ist nicht bekannt, welche Konzentrationen relevanter Stoffe im übergeleiteten Wasser vorhanden waren.

Aus den Angaben der Tabelle 2 wird für die Seen der Grunewaldseenkette deutlich, dass in 2016 bedeutende Wassermengen durch Überleitung aus der OWA eingespeist wurden.

In den Grunewaldsee wurden bei einem Volumen von ca. 504.000 m^3 in 2016 ca. 1,3 Mio. m^3, also mehr als das doppelte Wasservolumen des Sees selbst übergeleitet. In den Sommenmonaten Juni, Juli und August wurden mit zwischen 74.000 und 176.000 m^3 monatlich zwischen 15 und 35 % des Seevolumens übergeleitet.

Für die Seen Dianasee, Koenigsee, Herthasee und Hubertussee wurden bei einem gemeinsamen Volumen von ca. 141.000 m^3 (Einzelvolumen: Dianasee ca. 42.000 m^3, Koenigsee ca. 41.000 m^3, Herthasee ca. 16.000 m^3, Hubertussee ca. 42.000 m^3) im gesamten Jahr 2016 ca. 520.000 m^3 übergeleitet, in den Sommenmonaten Juni, Juli und August mit ca. 60.000 bis 67.000 m^3 monatlich zwischen 143 und 420 % der Volumina der einzelnen Seen.

Ein großer Teil der in diese Seen abgeleiteten Wassermenge wurde in den Talgraben abgeleitet. Von den ca. 520.000 m^3 Wasser, die in den Dianasee übergeleitet wurden, wurden mit ca. 318.000 m^3 etwa 61 % des im Jahr 2016 übergeleiteten Wassers in den Talgraben abgeleitet. Im Zeitraum März bis August betrug der Anteil des in den Talgraben abgeleiteten Wassers an der in den Dianasee übergeleiteten Wassermenge 43-114 %, im Mittel 75 %.

Aus den in 2016 übergeleiteten großen Wassermengen und insbesondere den in den Talgraben abgeleiteten beträchtlichen Wassermengen wird deutlich, dass durch die Überleitung nicht nur Wasserverluste in den Seen ausgeglichen werden. Durch die Überleitung und Ableitung von Wasser in den Talgraben wird auch ein beträchtlicher „Durchfluss" erzeugt. Sowohl für den Grunewaldsee als auch für die Seengruppe Dianasee, Koenigsee, Herthase und Hubertussee zeigen die Betriebsdaten der OWA aus 2016 dass in allen Monaten mehr Wasser zugeleitet wird, als in den Seen verbleibt und damit ein Durchfluss und Nährstoffexport erzeugt wird.

Durch die Ableitung von Wasser aus dem sehr nährstoffreichen Hubertussee in den Talgraben werden beträchtliche Nährstoffmengen exportiert. Die so exportierten Frachten liegen deutlich über den durch die Überleitung importierten Frachten aus dem wesentlich nährstoffärmeren Grunewaldsee. Für eine Gesamtbilanz müssen jedoch ebenso die Wasser- und Nährstoffmengen berücksichtigt werden, die aus dem Regenwasserkanalnetz der BWB in die Seen eingeleitet werden. Diese Mengen variieren von Monat zu Monat und Jahr zu Jahr. Damit scheint es möglich, dass die Belastung der Seen durch die Einleitungen aus dem Regenwasserkanalnetz durch den Betrieb der OWA in einigen Monaten kompensiert werden kann, zumindest wird jedoch erreicht, dass in der Regel kein nährstoffreiches Wasser aus dem Dianasee in den Grunewaldsee abströmen kann.

Grundsätzlich stellt das Reinigungs- und Überleitungssystem damit eine hervorragende Möglichkeit dar, die Folgen der Ableitung von belastetem Regenwasser in die Seen zu verringern. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass der Verdünnungseffekt grundsätzlich von See zu See abnimmt, da das vorhandene Pumpensystem das gereinigte Wasser der OWA, mit Konzentrationen von Ge-

samtphosphor von < 10 µg/l, nur in den untersten See der Kette, den Nikolassee einleitet. Hier ist der Effekt am größten. In Richtung der oberhalb gelegenen Seen ist zu erwarten, dass die Qualität der auf diese Weise zuströmende Wassermenge von Seengruppe zu Seengruppe abnimmt und die Stoffkonzentrationen der relevanten Parameter zunehmen. Ein weiterer wichtiger Effekt ist die weitgehende Verhinderung des Abströmens nährstoffreichen Wassers vom Dianasee in den Grunewaldsee.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Wasserüberleitung, abhängig von übergeleiteter Wassermenge und Wasserqualität, einen bedeutenden Einfluss auf die Wasserqualität der Seen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen für Gewässerorganismen und die Stoffrücklösung aus den Sedimenten hat.

Wegen der fehlenden Daten für einzelne Bilanzgrößen ist es innerhab dieses Gutachtens nicht möglich, für einzelne Seen bzw. Seengruppen konkrete Zuflussmengen und Zuflussfrachten für relevante Stoffe und deren Einfluss auf Wasserqualität und ökologischen Zustand auf wissenschaftlich belegbare und nachprüfbare Weise darzustellen.

Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass die Wasserüberleitung vom Gr. Wannsee, neben den genannten Regenwassereinleitungen, der bedeutendste Faktor für die Ausprägung von Wasserqualität und ökologischem Zustand der Seen ist. Mit den im Verhältnis zu den Seevolumen großen Wassermengen, die aus den Regenwassereinleitungen und der Wasserüberleitung vom Gr. Wannsee in die Seen gelangen, sind die Wasserqualität und der ökologische Zustand dieser Seen sehr wesentlich durch diese Faktoren bestimmt.

Dabei ist es vorstellbar, dass der Wasserkörper einer der kleineren Seen bei einem einzigen Niederschlagsereignis theoretisch komplett durch das aus der Regenwassereinleitung zufließende Wasser ausgetauscht wird. Für die Überleitung von Wasser aus dem Gr. Wannsee konnte für die Sommermonate 2016 gezeigt werden (Tabelle 2), dass die Wasserkörper theoretisch, noch ohne Berücksichtigung der Regenwassermengen aus dem Kanalnetz der BWB, bis zu viermalig pro Monat ausgetauscht werden. (Volumen Herthasee: 16.000 m^3, Überleitmenge Juni 2016: 67.000 m^3).

Dies kommt in „natürlichen" Seen praktisch nur sehr selten vor, nämlich dann, wenn sie durch ein Fließgewässer durchflossen sind und durch Starkniederschlagsereignisse ein sehr großer Abfluss im oberhalb gelegenen Einzugsgebiet auftritt. Für die kleineren Seen der Grunewaldseenkette kann jedoch vermutet werden (Regenwassereinleitungen) bzw. ist es belegt (Überleitung von OWA), dass solche Ereignisse mehrmals pro Jahr auftreten.

Für Fauna und Flora der Gewässer sind dies besondere Bedingungen, die nicht den „normalen" Verhältnissen in Standgewässern entsprechen.

Bisher umgesetzte Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität

In der Vergangenheit wurden insbesondere durch das BA Charlottenburg-Wilmersdorf sowie die BWB umfangreiche Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung oder Minderung der Folgen der Belastung aus den Regenwassereinleitungen umgesetzt. Dazu zählen beispielsweise die Überleitung von gereinigtem Havelwasser, die Regenfangbecken Dianasee und Hubertussee, der Bau eines unterirdischen Regenklärbeckens mit Sauerstoffanreicherung und Lamellenfilter am Fennsee, der Bau eines Retentionsbodenfilters am Halensee, die Sanierung des Hundekehlegrabens und andere Maßnahmen. In der Vergangenheit wurden so gemäß dem Steckbrief zum Herthasee (Stand Juni 2011, Hrsg.: Umweltamt Charlottenburg-Wilmersdorf) ca. 15 Mio. Euro in die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität der Grunewaldseen ausgegeben. Da seit 2011 weitere Maßnahmen geplant und/oder bereits umgesetzt wurden, dürfte sich die Zahl bis Ende 2017 weiter erhöht haben. So ging 2012 am Fennsee eine neuartige Filteranlage (Wallenbergstraße, unterirdisch in 8 m Tiefe) in Betrieb, um das Wasser aus dem Stadtgebiet und von Teilen der Stadtautobahn zu reinigen. Es können bis zu 1.500 l/s Schmutzwasser gereinigt werden. Kosten in Höhe von 4,5 Mio. Euro wurden von der Europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und dem Land Berlin über das Umweltentlastungsprogramm der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz übernommen (Quelle: Steckbrief Fennsee, Stand 2013, Hrsg.: Umweltamt Charlottenburg-Wilmersdorf).

Neben technischen Maßnahmen seien jedoch auch andere Bemühungen genannt, um die Wasserqualität der Seen zu verbessern. So gab das Umweltamt des Bezirks Charlottenburg-Wilmersdorf im Januar 2016 eine Informationsbroschüre mit dem Titel „Biologische Vielfalt erhalten – Wasserqualität steigern. Die richtige Uferpflege" heraus, die Hinweise für Gewässeranrainer bereit hält, mit denen die Wasserqualität und das Ökosystem Gewässer verbessert und gefördert werden können.

Erwähnt werden müssen auch verschiedene Anwohnerinitiativen, die ein großes Interesse am Zustand der Seen haben. Ihre Bereitschaft zur Beteiligung hat ein hohes positives Potenzial, durch ihr praktisches Mitwirken positive Beiträge zur Verbesserung des Zustandes der Seen zu leisten.

Weitere potenzielle Belastungsquellen der Seen

Auch wenn eingeschätzt werden muss, dass die Regenwassereinleitungen vermutlich die mit Abstand wichtigste Belastungsquelle für die Grunewaldseen sind, müssen auch andere potenzielle Belastungsquellen identifiziert und betrachtet werden, weil auch sie ein Potenzial zur Reduzierung der Belastung darstellen können.

Neben der Straßenabwassereinleitung als Belastungsquelle ist es durchaus auch denkbar, dass die Nutzung der Ufergrundstücke zu einer Belastung der Seen führt, denkbar wäre ein Nährstoffeintrag zum Beispiel durch Düngung von Gartenflächen oder die Entsorgung von Grünschnitt und Laub direkt in die Seen. Hinzu kommen insbesondere an Grunewald- und am Westufer des Hunde-

kehlesees Stoffeinträge durch Hundekot sowie ggf. badende Hunde. Am Halensee, dem einzigen See an dem das Baden erlaubt ist, kommen auch Badegäste als potenzielle Belastungsquelle in Frage. Neben Stoffeinträgen sind Uferstrukturen punktuell oder abschnittsweise beeinträchtigt, was das Selbstreinigungspotenzial der Seen mindert. Die Belastung entsteht durch die große Anzahl der Einzelbelastungen, die in einem wichtigen und verkehrstechnisch gut erschlossenen Erholungsgebiet der rasant wachsenden Stadt Berlin vorprogrammiert ist. Eine Übernutzung und Nutzungskonflikte treten hier offen zu Tage.

Das Hundeauslaufgebiet Grunewald erstreckt sich vollständig um den Grunewaldsee und am Westufer des Hundekehlesees. Das Hundeverbot an den Uferwegen des Schlachtensees ist ein Indiz für den Konflikt zwischen Hundebesitzern einerseits sowie Spaziergängern andererseits. Beide Nutzergruppen stellen jedoch unzweifelhaft auch für sich allein eine Belastung für die Seen dar, durch eine potenzielle stoffliche Belastung beim Baden (Hunde) wie auch durch eine Trittbelastung der Uferzone (Hunde und Besucher), die durch die Abzäunung der Uferzone jedoch teilweise verringert ist.

Andere potenzielle Konflikte zwischen Nutzergruppen unter sich und zwischen Nutzer und „Wasserqualität und ökologischem Zustand" stellen die angelfischereiliche Bewirtschaftung oder das Füttern von Wasservögeln dar.

Zusammenfassung

Die dargestellte Analyse der Bestandssituation der Belastungen zeigt, dass die meisten Seen einer übergroßen Anzahl von Belastungen ausgesetzt sind, die die Leistungsfähigkeit der Seen vermutlich übersteigt.

Soll die Situation auf dem Status quo erhalten werden, so muss jede zusätzliche Belastung durch eine Entlastungsmaßnahme an anderer Stelle, wie die Wasserüberleitung aus der OWA Beelitzhof, kompensiert werden. Soll die Situation verbessert werden, so müssen weitere effektive Entlastungsmaßnahmen geplant und umgesetzt werden.

Die zu planenden Maßnahmen können sich entweder auf eine Reduzierung der Belastung (z.B. weitere Entlastungsmaßnahmen an den Einleitstellen der Straßenentwässerung) oder die Kompensation der Folgen der Belastung (z.B. Management der Nutzung, Verbesserung der Uferstrukturen) beziehen und sind in jedem Fall mit hohen Kosten verbunden.

Voraussetzung dafür ist jedoch die Definition eines Zielzustandes für die Wasserqualität und den ökologischen Zustand der Seen unter Berücksichtigung der verschiedensten Nutzungsinteressen und ggf. verschiedener Zeithorizonte für die Zielerreichung. Der anzustrebende Zielzustand ergibt sich aus den Zielen der EU-WRRL, insbesondere den „guten" Zustand unter Berücksichtigung des Gewässertyps (natürliche Gewässer, stark veränderte Gewässer, künstliche Gewässer).

3. Methoden

3.1. Limnochemische Untersuchungen

Zu folgenden in der Tab. 3 und Tab. 3 aufgeführten Terminen fanden limnochemische Untersuchungen in der Grunewaldseenkette statt. Der Halensee wurde in 2016 und 2017 durch das LAGeSo limnochemisch untersucht, zudem liegen dem AN umfangreiche Altdaten von 2012 bis 2015 vor. Die Untersuchung des Fennsee begann Ende Juni 2016 und endete im Dezember 2016. Grunewald- und Hundekehlesee wurden erstmals am 12.12.2016 (Winterprobenahme) durch den AN untersucht sowie an sieben weiteren Terminen zwischen März und Oktober 2017. Diana- und Hubertussee wurden 2016 und 2017 an jeweils sieben Terminen untersucht, in 2017 an jeweils zwei Messstellen. Für den Grunewaldsee liegen zudem Altdaten von 2012 vor. An allen Seen wurde die tiefste Stelle beprobt.

Tab. 3: Limnochemische Probenahmetermine der Grunewaldseenkette 2016

Datum	Grunewaldsee	Hundekehlesee	Dianasee	Koenigssee	Herthasee	Hubertussee	Halensee	Fennsee
07.04.2016			x	x	x	x		
03.05.2016			x	x	x	x		
02.06.2016			x	x	x	x		
30.06.2016			x	x	x	x		x
03.08.2016			x	x	x	x		x
01.09.2016			x	x	x	x		x
12.12.2016	x	x	x	x	x	x		x

Tab. 4: Limnochemische Probenahmetermine der Grunewaldseenkette 2017

Datum	Grunewaldsee	Hundekehlesee	Dianasee	Koenigssee	Herthasee	Hubertussee	Halensee	Fennsee
21.03.2017	x	x	x			x		
26.04.2017	x	x	x			x		
30.05.2017	x	x	x			x		
28.06.2017	x	x	x			x		
07.08.2017	x	x	x			x		
07.09.2017	x	x	x			x		
12.10.2017	x	x	x			x		

Die limnochemischen Untersuchungen sind geeignet, eine Einschätzung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an die EU-WRRL vorzunehmen.

3.1.1. chemisch-physikalische Parameter

Die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoff-Sättigung, Sauerstoff-Konzentration, pH-Wert und Leitfähigkeit wurden in Meterschritten im Tiefenprofil gemessen. Die verwendeten Sensoren sind in Tabelle Tab. 5 aufgeführt. Zudem wurde die Sichttiefe mittels Secchi-Scheibe ermittelt.

Tab. 5: Ermittelte chemisch-physikalische Parameter und verwendete Sensoren

Parameter	Einheit	Sonde
Wassertemperatur	°C	Multi 3410 (WTW)
Sauerstoffkonzentration	mg/l	Multi 3410 (WTW)
Sauerstoffsättigung	%	Multi 3410 (WTW)
pH-Wert	-	ph 196T (WTW)
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	LF 196 (WTW)

3.1.2. Chemische Parameter

An jeder Probenahmestelle wurde in 0,5 m Tiefe Wasser zur Analyse von TOC (= gesamter organisch gebundener Kohlenstoff) entnommen, in 1 m Tiefe und 1 m über Grund Wasserproben zur Analytik von Gesamtphosphor, Orthophosphat-P, Gesamtstickstoff, Nitrat-N und Ammonium-N (Tab. 6). Zusätzlich wurde in 1 m Tiefe Wasser zur Analyse von Chlorophyll-a entnommen. Das Wasser von 1 m über Grund wurde zusätzlich zu den Nährstoffparametern auf Chlorid und gelöstes Eisen hin untersucht. Die Analysen fanden im Labor der IaG GmbH, Seddiner See, statt. Die Messung der TOC-Konzentration wurde an das Labor der PWU GmbH & Co. KG (Potsdam) übergeben.

Tab. 6: Verfahren zur Bestimmung der chemischen Parameter.

Parameter	Einheit	Verfahren
Gesamt-Phosphor	mg/l	ISO/DIN 15681-1
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	ISO/DIN 15681-1
Gesamt-Stickstoff	mg/l	DIN EN ISO 11905-1*-H36
Nitrat-Stickstoff	mg/l	DIN EN ISO 13395-D28
Ammonium-Stickstoff	mg/l	DIN EN ISO 11732-E23
Chlorid	mg/l	DIN 38 405-D1**
Eisen (gelöst)	mg/l	DIN 38 406-E1
TOC	mg/l	DIN 38409-3-H3
Chlorophyll a	µg/l	DIN 38 412-L16

*Aufschluss mit Oxisolv

**photometrische Detektion

3.2. Trophie

Die Trophiebewertung erfolgte in der Vergangenheit meist nach LAWA (1999). Seit 2014 liegt eine Neufassung der Richtlinie vor (LAWA 2014), nach der die Trophie heute berechnet wird und die auch bei den Grunewaldseen eingesetzt wurde. Die Berechnung der Trophie ist ein in Deutschland seit vielen Jahren genutztes Instrument zur Zustandsbewertung der Wasserqualität von Seen. Sie vereinigt physiko-chemische (Transparenz und Nährstoffe) und biologische (Chlorophyll-a) Qualitätskomponenten der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL). Die Berechnung nach LAWA (2014) weicht geringfügig von der nach LAWA (1999) ab. Elster (1958) und Bick (1989), zit. in Schlung-

baum & Krech (1999), definieren die Gewässertrophie wie folgt: „Trophie ist die Intensität der photoautotrophen Produktion (Primärproduktion). Die Begriffe oligo-, meso-, eu-, poly- und hypertroph kennzeichnen eine geringe, mittlere, hohe, sehr hohe und übermäßige Primärproduktion. Voraussetzung für die Produktion eines Gewässers sind die ausreichende Nährstoffversorgung, die eine Abstufung der Trophie bewirkt, und die genügende Energieversorgung (Licht)."

Laut LAWA (2014) umfasst der Mindestumfang der Untersuchungen 4 Beprobungen pro Jahr. Wobei eine Beprobung zur Zeit der Vollzirkulation (Frühjahr, alternativ Herbst) stattfinden soll und 3 weitere im Verlauf der Vegetationsperiode („Saison"). An allen untersuchten Seen wurden die Probnenahmen so durchgeführt, dass eine korrekte Bewertung nach LAWA (2014) möglich ist. Es wurden die Gesamtphosphor-Konzentration im März bzw. April (Fennsee: Dezember 2016) während der Vollzirkulation sowie das Saisonmittel der Gesamtphosphor-Konzentration (hier fließt der Aprilwert nochmals ein), die Chlorophyll-a-Konzentration und die Sichttiefe in der euphotischen Zone herangezogen. Es wird zusätzlich darauf hingewiesen, dass zu einer Ersteinstufung eines Sees die Untersuchung von mindestens zwei Jahrgängen empfohlen wird, da Witterungseinflüsse und Hydrologie oder besondere Bewirtschaftungen jahrweise wechselnde Bedingungen und Trophie-Entwicklungen verursachen können.

Bei der Berechnung des Trophie-Index nach LAWA (2014) wird zwischen geschichteten Seen größer 5 ha, ungeschichteten bzw. polymiktischen Seen größer 5 ha sowie Kleinseen (≤ 5 ha) differenziert. Neben der Seegröße spielt die mittlere Tiefe bei polymiktischen Seen sowie Gewässerart (z.B. natürlicher See, Baggersee etc.) und die Ökoregion (z.B. Norddeutsches Tiefland) eine Rolle. Das Schichtungsverhalten lässt sich aus den aufgenommenen Tiefenprofilen (Temperatur, Sauerstoff) ableiten. Eine Sprungschicht liegt vor, wenn die Temperaturänderung 1 °C pro Meter überschreitet. Ein See gilt als geschichtet, wenn mit regelmäßigen Temperaturmessungen im Tiefenprofil eine durchgehende Schichtungsperiode von mehr als drei Monaten festgestellt wurde (Mathes et al. 2002). Die Berechnungsformeln zur Ermittlung des Trophie-Index sind der Richtlinie „Trophieklassifikation von Seen" (LAWA 2014) zu entnehmen. Den Indizes sind Trophiestufen zugeordnet (Tab. 7). Je größer der Index, desto nährstoffreicher ist ein Gewässer.

Tab. 7: Trophie-Indizes mit den entsprechenden Trophieklassen nach LAWA (2014).

Index	Trophieklasse	Symbol
≤ 1,50	oligotroph	o
1,51 - 2,00	mesotroph 1	m1
2,01 - 2,50	mesotroph 2	m2
2,51 - 3,00	eutroph 1	e1
3,01 - 3,50	eutroph 2	e2
3,51 - 4,00	polytroph 1	p1
4,01 - 4,50	polytroph 2	p2
> 4,50	hypertroph	h

3.3. Phytoplankton

Die Untersuchung des Phytoplanktons fand im Jahr 2017 im Grunewaldsee und im Hundekehlesee statt. Für beide Seen wurden im Zusammenhang mit der limnochemischen Probenahme jeweils sechs epilimnische Mischproben entnommen und am Mikroskop taxonomisch untersucht sowie die Biomasse bestimmt.

Die Untersuchungen des Phytoplanktons sind bedingt geeignet, eine Einschätzung des ökologischen Zustandes nach EU-WRRL vorzunehmen. Das genutzte Bewertungsverfahren PhytoSee wurde für Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha entwickelt. Damit ist eine Übertragbarkeit auf kleinere Gewässer, wie im Rahmen des Gutachtens untersucht, nur unter Vorbehalt möglich.

3.4. Makrozoobenthos

Die Aufsammlung der aquatischen Makrozoen erfolgte im Eulitoral in einer Wassertiefe von 0,2 bis 1,5 m mit Hilfe eines Benthos-Handkeschers mit stabiler Stahlschabekante (Hydrobios; Schabekante: 25 cm). Für den Dianasee, den Koenigssee und den Herthasee wurden entlang der gesamten Uferlinie zwischen 17 und 19 Teilproben in der Größe eines Kescherzuges (25 x25 cm) in einer Probe zusammengefasst; pro See bzw. je Probe konnte so eine Fläche von mindestens 1 m² untersucht werden. Die Lokalisierung der Teilproben erfolgte in Anhängigkeit der vorhandenen Besiedelungsstrukturen; jede Struktur wurde in Anhängigkeit ihres anteiligen Vorkommens im See beprobt. Für den Hubertussee wurden analog insgesamt 2 Proben entlang der östlichen und westlichen Uferlinie entnommen, ebenso für den Grunewaldsee. Für den Hundekehlesee wurden 3 Proben in unterschiedlichen Uferbereichen entnommen. Eine Übersicht der Probeentnahmen und der beprobten Substrattypen zeigen Tab. 8 sowie Abb. 2 und 3.

Tab. 8: Beprobung, Probestellen und Teilproben der Untersuchungen zum Makrozoobenthos.

See	Probestelle	Datum	Anzahl der Teilproben
Hubertussee	westliches Ufer	3.5.2016	18
Hubertussee	östliches Ufer	3.5.2016	19
Dianasee		3.5.2016	19
Koenigssee		3.5.2016	17
Herthasee		3.5.2016	17
Hundekehlesee	südliches Ufer	26.4.2017	20
Hundekehlesee	nördliches Ufer	26.4.2017	20
Hundekehlesee	östliches Ufer	26.4.2017	20
Grunewaldsee	WP 2014	26.4.2017	20
Grunewaldsee	WP 2015	26.4.2017	20

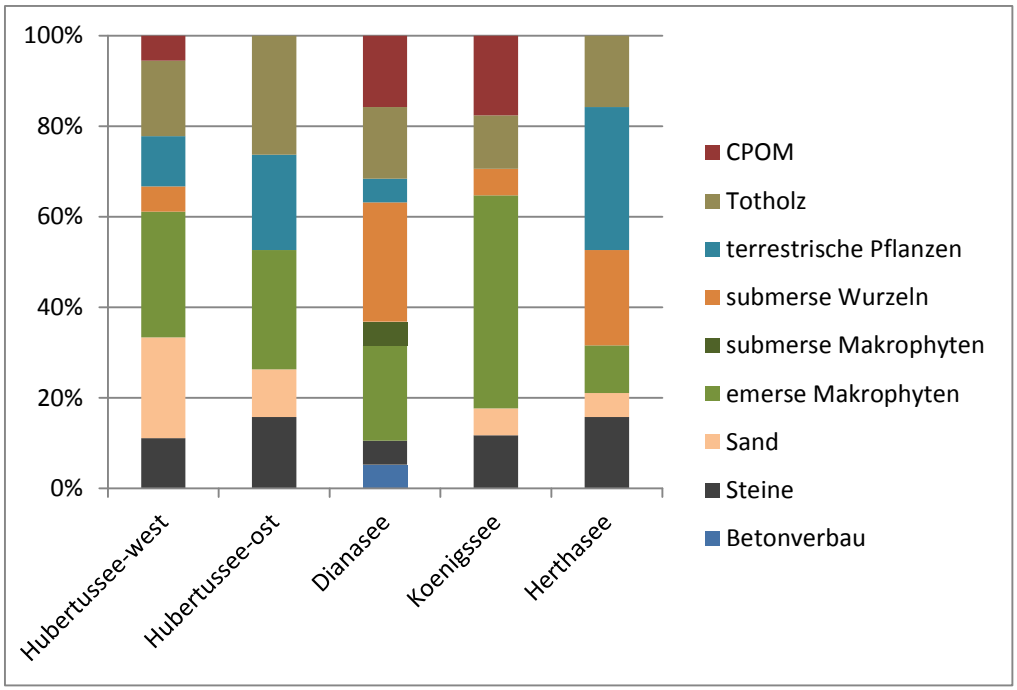


Abb. 2: Besiedelungsstrukturen für aquatische Makrozoen (prozentualer Anteil) in den einzelnen im Jahr 2016 untersuchten Seen.

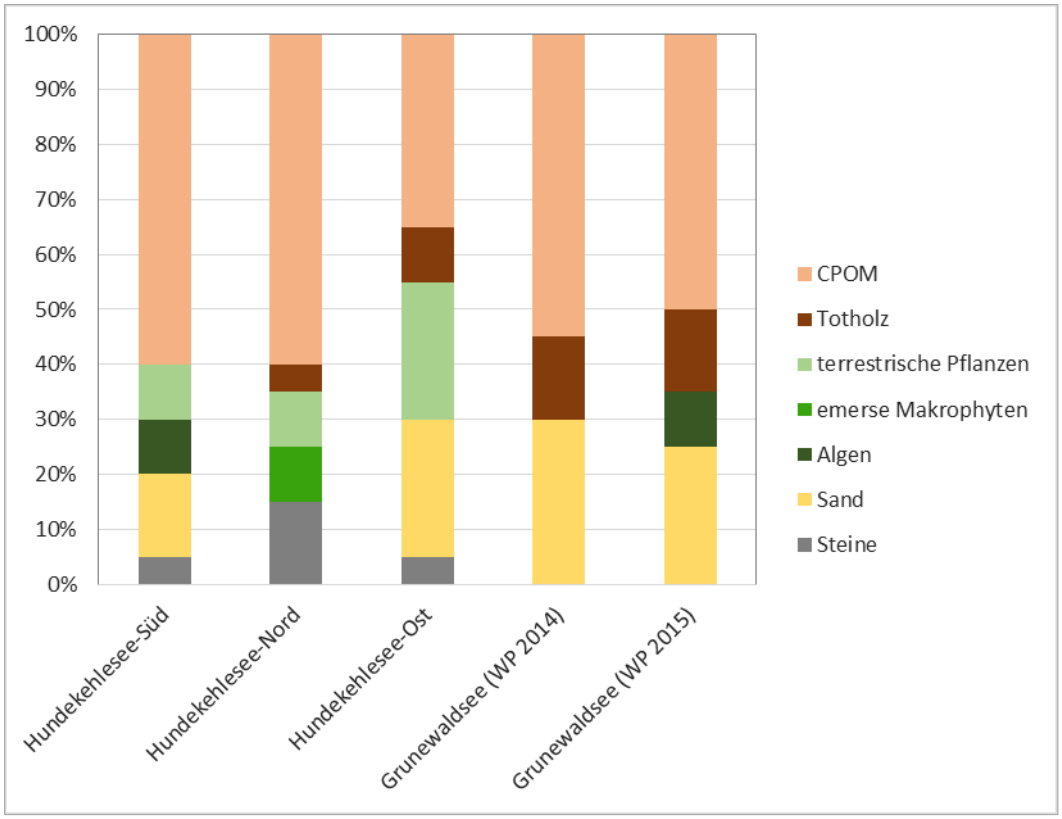


Abb. 3: Besiedelungsstrukturen für aquatische Makrozoen (prozentualer Anteil) in den einzelnen im Jahr 2017 untersuchten Seen.

Die gesamte Probe einer Messstelle wurde mit 96 %igem Ethanol fixiert und vollständig im Labor ausgelesen. Im Feld wurde jede Probe lediglich kurz in Weißschalen durchgesehen, um fragile Tiere für eine sichere Bestimmung zu entnehmen. Die Determination erfolgte nach dem Stand der Wissenschaft in Abhängigkeit des Entwicklungsstadiums für die meisten Taxa bis auf Artniveau, in einigen Fällen nur bis auf die Artengruppe. Jede nachgewiesene Art wurde in Form von mindestens einem Beleg dokumentiert.

Die Bewertung der in 2016 untersuchten Seen erfolgte mit dem damals verfügbaren vorläufigen Bewertungsverfahren AESHNA nach MILER ET AL. (2013) mit den in Tabelle 9 zusammengestellten Metrics und Ankerpunkten. Der MMI wurde aus den normierten Werten dieser Metrics durch einfache Mittelwertbildung berechnet.

Tab. 9: Bewertungskriterien für die Ermittlung des multimetrischen Index im Bewertungsverfahren AESHNA für den Seetyp 14 in Verbindung mit dem Ufertyp FIorg (organisch) nach BÖHMER (2017): EPTCBO-Taxa: Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Muscheln, Libellen

Gruppe	**Metric**	**oberer Ankerpunkt (unbelastet)**	**unterer Ankerpunkt (belastet)**
Vielfalt	EPTCBO [%]	42,1	0
	Typspezifische Vielfalt (FIorg)	14	2
Toleranz	Faunaindex	2,5	3,0
Funktionelle Metrics	Lithalbewohner [%]	9	35
	Holzbewohner [%]	47	10

Im Rahmen des seit 05/2017 gültigen AESHNA-Verfahrens werden andere Metrics zur Bewertung verwendet (Tabelle 10) und geht der Metric „Faunaindex“ vierfach in den MMI ein.

Ein direkter Vergleich der Bewertungsergebnisse ist daher nicht möglich.

Tab. 10: Bewertungskriterien für die Ermittlung des multimetrischen Index im Rahmen des Bewertungsverfahren für den Seetyp 14 (Stand 12/2016): ETO-Taxa: Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen

Gruppe	**Metric**	**unterer Ankerpunkt (unbelastet)**	**unterer Ankerpunkt (belastet)**
Vielfalt	Anzahl ETO-Taxa	12	1
Toleranz	Faunaindex	2,6	3,2
Funktionelle Metrics	Lithalbewohner	7,5	30
Zusammensetzung	Anteil Libellen	5	9

Bei beiden Verfahren handelt es sich um sog. multimetrische Bewertungsverfahren, mit welchen Wertkategorien für verschiedene Eigenschaften der makrobenthischen Zoozönose ermittelt werden.

Die Einzelergebnisse werden in einem multimetrischen Index über Mittelwertbildung zusammengefasst.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos sind bedingt geeignet, eine Einschätzung des ökologischen Zustandes nach EU-WRRL vorzunehmen. Beide genutzten Bewertungsverfahren wurden für Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha entwickelt und sehen zusätzlich auch eine intensivere Probenahme vor. Damit ist eine Übertragbarkeit des Verfahrens auf die Gewässer, die im Rahmen des Gutachtens untersucht wurden, nur unter Vorbehalt möglich. Im Rahmen der Arbeiten zur Bewertung wurde überdies festgestellt, dass die Bewertung der Seen in Anlahnung an AESHNA zu einer zu positiven Bewertung führt, die der Realität nicht entspricht. Deshalb wurde für alle Gewässer zusätzlich eine gutachterliche Bewertung hinsichtlich des Zustandes nach EU-WRRL vorgenommen.

Neben einer Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie werden die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos der einzelnen Seen an Hand weiterer funktionaler Kriterien miteinander verglichen (Präferenzen für Mikrohabitate und Ernährungstypen).

3.5. Makrophyten

Die Untersuchung der Makrophyten erfolgte durch Untersuchung von Transekten und Zwischenstationen.

Transekte verlaufen als breite Streifen von der Uferlinie aus senkrecht in das Wasser bis zur tiefsten von Wasserpflanzen besiedelten Stelle. Getrennt für unterschiedliche Tiefenzonen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m und > 4 m) werden alle Makrophyten notiert und mit Angaben zur Häufigkeit versehen. Falls das Gewässer im Transektbereich bis zur tiefsten Stelle besiedelt ist, so wird das Transekt ungefähr in Seemitte abgebrochen, um nicht die Situation des gegenüberliegenden Ufers mit abzubilden.

Zwischenstationen sind punktförmige Untersuchungsflächen (ca. 2 m Radius), in denen die Zusammensetzung der Wasserpflanzen an einer bestimmten Tiefe aufgenommen wird.

Die Häufigkeits- bzw. Deckungsgrad-Angaben folgen für die Transekte der Skala von Kohler (1978) und für die Zwischenstationen den Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994).

Die Skala von Kohler gruppiert die sog. „Pflanzenmenge" in einer 5-stufigen Skala:

Tab. 11: Pflanzenmenge nach Kohler (1978) zur Beschreibung der Häufigkeitsklassen der Makrophyten bei den Transekten.

Pflanzenmenge	Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

Für die Deckungsgrade der Zwischenstationen wurde nachfolgende Skala benutzt:

Tab. 12: Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994) zur Beschreibung der Häufigkeit der Makrophyten bei den Zwischenstationen.

Deckungsgradklasse	Deckung
r	Einzelexemplare
+	in sehr geringer Menge (< 1 %)
1	1 bis 5 %
2	> 5 bis 25 %
3	> 25 bis 50 %
4	>50 bis 75 %
5	> 75 bis 100 %

Als Makrophyten werden alle Wasserpflanzen bezeichnet, die unterhalb der mittleren Wasserlinie wachsen und zur Gruppe der Gefäßpflanzen und Armleuchteralgen gehören. Im Fall der vorliegenden Untersuchungen wurden aufgrund der hohen Bedeutung auch andere makroskopische Algen (v.a. Fadenalgen) in die Untersuchung einbezogen. Die Makrophyten können unterteilt werden in emerse Arten (z.B. Röhrichte und Sumpfpflanzen, dazu gehört u.a. der Schilfgürtel an einem Gewässer), Schwimmblattpflanzen (z.B. See- und Teichrose), sowie submerse Arten (= Unterwasserpflanzen). Da submerse Arten ihre Biomasse fast vollständig unter der Wasseroberfläche haben, sind sie besonders gut für die Indikation eines Gewässerzustandes geeignet. Wie alle autotrophen Pflanzen, die Photosynthese betreiben, sind sie auf Licht angewiesen. Die Stärke der Trübung des Wasserkörpers bestimmt also darüber, ob eine Pflanze noch genügend Licht für das Wachstum erhält bzw. in welcher Tiefe sie dieses Licht erhält, also in welcher Tiefe sie maximal noch siedeln kann.

Für den Gewässerzustand ist daher die Untere Makrophytengrenze (UMG) ein weiterer wichtiger Indikator.

In den Untersuchungsgewässern wurde entsprechend ihrer Größe und Uferlänge eine bestimmte Anzahl von Transekten und Zwischenstationen festgelegt. In Tab. 13 sind alle Untersuchungsgewässer, die Anzahl der untersuchten Transekte und Zwischenstationen und das Aufnahmedatum angegeben.

2016 wurden sechs Gewässer untersucht, 2017 wurden vier der Gewässer erneut untersucht.

Tab. 13: Anzahl der Transekte und Zwischenstationen der Makrophytenkartierung an den Grunewaldseen in den Jahren 2016 und 2017.

Seename	Anzahl untersuchter Transekte	Anzahl untersuchter Zwischenstationen	Untersuchungsdatum
Dianasee	1	3	30.06.2016 und 07.08.2017
Koenigssee	1	3	30.06.2016
Herthasee	1	3	30.06.2016
Hubertussee	1	3	30.06.2016 und 07.08.2017
Hundekehlesee	2	5	05.09.2016 und 07.08.2017
Halensee	2	4	05.09.2016 und 15.08.2017

Nicht untersucht wurden in 2016 und 2017 der Grunewaldsee und der Fennsee.

Die Untersuchungen der Makrophyten sind bedingt geeignet, eine Einschätzung des ökologischen Zustandes nach EU-WRRL vorzunehmen. Das genutzte Bewertungsverfahren PHYLIB wurde für Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha entwickelt und sieht zusätzlich auch eine intensivere Probenahme vor. Damit ist eine Übertragbarkeit auf die Gewässer, die im Rahmen des Gutachtens untersucht wurden, nur unter Vorbehalt möglich.

3.6. Erfassung der Uferstruktur

Die Untersuchungen erfolgten entsprechend des Leistungsverzeichnisses v. 03.12.2015 und der Konkretisierung des Leistungsverzeichnisses v. 25.02.2016. Die Erfassung der Uferstrukturen erfolgte nicht nach einem bestimmten Verfahren zur Strukturkartierung von Stillgewässern (wie z.B. dem HMS-Verfahren), sondern durch Aufnahme aller wichtigen strukturellen Parameter vor Ort. Die Erfassung und Bewertung der Uferzonen erfolgte für alle beauftragten Seen der Grunewaldseenkette: Koenigssee (ca. 780 m Uferlänge), Herthasee (ca. 820 m Uferlänge), Dianasee (ca. 1.115 m Uferlänge), Hubertussee (ca. 1.100 m Uferlänge), Hundekehlesee (ca.1.200 m Uferlänge), Grunewaldsee (ca. 2.600 m Uferlänge) und Halensee (ca. 1.500 m Uferlänge).

Dazu wurde die gesamte Uferlinie einmalig im Zeitraum Mai - Juni 2016 mittels Boot abgefahren und die Uferstrukturen aufgenommen. Die Aufnahme erfolgte in drei Zonen, die seeseitige Uferzone (Sublitoral), die Uferlinie selbst (Eulitoral) sowie die landseitige Uferzone (Epilitoral). Erfasst wurden dabei die Morphometrie sowie die Substratzusammensetzung der Uferzone, einzelne Strukturelemente wie Totholz, Wurzeln und überhängende Uferbäume sowie künstliche Uferstrukturen

(künstlicher Verbau, Stege) sowie die Nutzungsart der landseitigen Uferzone (z.B. Wald/Forst, Sezugänge, Gartenland, Bebauung usw.). Ebenso wurden die Strukturelemente von emersen und submersen Makrophyten sowie Röhricht, zusätzlich zur Kartierung der Makrophyten in Transekten im Rahmen der Erfassung biologischer Parameter, erfasst, soweit sie zu diesem Kartierzeitpunkt erfassbar waren. Die Strukturelemente wurden mittels GPS erfasst, ggf. fotografisch dokumentiert und GIS-basiert kartographisch dargestellt.

Nach Absprache mit dem AG soll ein räumlicher Abgleich der in 2016 vorhandenen Röhrichtzonen mit den Zonen erfolgen, die in der Festsetzungskarte vom 27.09.1990 zum Landschaftsplan IX-L-1/1A „Grunewaldseenkette" (Verordnung v. 13.03.1991) als Zonen für eine Röhrichtanpflanzung markiert sind. Hierfür wurden anhand der Festsetzungskarte durch den AN die Zonen für eine Röhrichtanpflanzung sowie die als „Beseitigung von künstlichen Uferbefestigungen" vorgeschlagenen Uferabschnitte in ArcGIS digitalisiert. Der Landschaftsplan sieht Uferschutzzonen um die Seen vor, die meist eine Breite von 30 – 35 m aufweisen und mit Ausnahme zwei kurzer Abschnitte am Halensee (darunter das Freibad) die Zone ab der Uferlinie von allen Seen – der Grunewaldsee und das Westufer des Hundekehlesees gehören nicht mehr zum Landschaftsplan – schützen. Für die in der Festsetzungskarte ausgewiesenen Uferschutzzonen und sonstige Uferrandbereiche gelten bestimmte Festsetzungen (s. Kap. 4.9.5.).

Die Bewertung erfolgt in der kartographischen Darstellung sowie in einem Erläuterungstext je Gewässer (s. Kap. 4). In Kapitel 4 werden die Gesamtsituation der Gewässer als auch spezielle positive wie negative strukturelle Verhältnisse beschrieben und dargestellt. Im Zuge der Maßnahmenableitung wird der notwendige Handlungsbedarf je See beschrieben.

3.7. Fische

Eine Erfassung und Bewertung der Fischfauna erfolgte im Zusammenhang mit den Untersuchungen zu diesem Gutachten nicht. Durch den Auftraggeber wurden jedoch Artenlisten von aktuellen Bestandserfassungen durch das Fischereiamt Berlin zur Verfügung gestellt. Die Erfassungen durch das Fischereiramt Berlin erfolgten durch Netzfänge bzw. Elektofischerei. Weitere Angaben zur Erfassungsmethodik liegen nicht vor.

Die Daten zur Fischfauna werden in den Darstellungen zu den einzelnen Seen nachrichtlich dargestellt.

3.8. Sedimente

Eine Untersuchung der Gewässersedimente erfolgte am Hundekehlesee, Koenigsee und am Hubertussee.

Die Erfassung der **Schlammdicke** dient dazu, die Mächtigkeit von organischen Weichsedimenten zu erfassen, die einen Indikator für das natürliche (Sedimentation planktischer oder makrophytischer Biomasse) und anthropogene (Sedimentation vor Regen- und Straßenentwässerungen) Sedimentationsgeschehen darstellen. Die gleichzeitig (methodenbedingt) festgestellte Wassertiefe gibt Auskunft über die Mächtigkeit der freien Wassersäule über dem Sediment.

Die Erfassung der Schlammdicke erfolgte für den Hundekehlesee (Transektlänge ca. 450 m), den Hubertussee (Transektlänge ca. 470 m) und den Koenigssee (Transektlänge ca. 280 m) mit dem Peilstangenverfahren. Dabei wurde jeweils auf einem Längstransekt in Abständen von ca. 10 m mit einer markierten Peilstange zunächst die Wassertiefe bis zur Sedimentoberfläche gemessen und notiert, danach wurde die Peilstange mit Muskelkraft soweit in das Sediment hineingedrückt, bis durch den Widerstand stärker verdichteter Sedimentschichten ein weiteres Eindringen der Peilstange nicht mehr möglich war. Die Differenz zwischen beiden Messwerten stellt die Schlammdicke dar. Die Messpunkte wurden jeweils mit GPS eingemessen und die Wassertiefe und Schlammdicke erfasst.

Die Erfassung der **chemischen Zusammensetzung der Sedimente** dient dazu, einerseits das Potenzial der internen Belastung der Gewässer mit Nährstoffen abzuschätzen und andererseits die Belastung der Seesedimente mit Schadstoffen zu bestimmen.

Die Erfassung der chemischen Zusammensetzung der Sedimente erfolgte nur für die Gewässer Hundekehlesee und Hubertussee. Für den Hubertussee wurde eine Probestelle, für den Hundekehlesee zwei Probenstellen zu je einem Termin untersucht. An den Messstellen wurde mit einem sogenannten UWITEC-Corer ein ungestörter Sedimentkern von ca. 30 – 40 cm Mächtigkeit gewonnen.

Für die <u>Untersuchungen zur Schadstoffbelastung</u> wurden die so je Messstelle gewonnenen Sedimentkerne zu je einer Mischprobe vereinigt und nach Mindestuntersuchungsprogramm LAGA M20 TR Boden untersucht. Die Probenahme erfolgte durch Mitarbeiter der IaG GmbH. Die chemische Analytik und Bewertung der Proben erfolgte im Labor der AnalyTech GmbH Mittenwalde nach den entsprechenden DIN-Verfahren.

Für die <u>Untersuchungen zur Nährstoffrücklösung</u> wurden zwei Verfahren genutzt: es erfolgte eine-Untersuchnung der chemischen Zusammensetzung der Sedimente hinsichtlich der Parameter Trockensubstanz, Glühverlust, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff, Eisen und Schwefel sowie eine Analytik der Phosphorbindungsformen im Sediment sowie der realen Nährstoffrücklösung aus dem Sediment in das Freiwasser des Sees am Untersuchungstag. Für die Bestimmung der Nährstoffrück-

lösung wurden an den beiden untersuchten Seen an je einer Probenstelle ein ungestörter Sedimentkern entnommen und im Labor tiefenorientiert untersucht. Die Probenahme erfolgte durch Mitarbeiter der IaG GmbH. Die chemische Analytik und Bewertung der Proben erfolgte im Labor des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Neuglobsow. Alle Entnahmepunkte für Proben wurden mit GPS eingemessen.

Für die Analytik zur Nährstoffrücklösung wurden folgende Methoden genutzt:

Zur Bestimmung des Trockengewichtsanteiles der Sedimente wurde das Feuchtsediment bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (Mothes 1980). Das getrocknete Sediment wurde für die nachfolgenden Analysen in einem Achat-Mörser zermahlen und homogenisiert.

Der Anteil an organischer Substanz (OS) am Trockengewicht wurde aus dem Gewichtsverlust des getrockneten Sedimentes beim Verglühen der organischen Bestandteile (550 °C, 2 h) ermittelt (Mothes 1980).

Die Karbonatanteile in der Trockensubstanz wurden als Gewichtsverlust beim Erhitzen des bei 550 °C geglühten Sedimentes auf 900 °C (2 h) ermittelt (Mothes 1980). Da die Karbonate in den Sedimenten der meisten norddeutschen Seen als $CaCO_3$ vorliegen, wurde der Gewichtsverlust infolge der Zersetzung der Karbonate als $CaCO_3$ umgerechnet. Mineralische, nicht-karbonatische Substanzen verbleiben als Glührückstand (900 °C).

Für die Analyse des Gesamtphosphor-Anteiles in der Trockensubstanz wurden jeweils ca. 5 mg des bei 550 °C geglühten Sedimentes eingewogen und mit 20 ml $K_2S_2O_8$-Lösung (50 g l^{-1}) in DURAN®-Aufschlußröhrchen gegeben und bei 134 °C für 30 min autoklaviert. In den Aufschlußlösungen erfolgte die Analyse der SRP-Konzentration mit einem Photometer (Nanocolor 300 D) nach Zugabe von Ascorbinsäure und Molybdatreagenz.

Die Bestimmung der P-Bindungsformen im Sediment erfolgte mit einem sequentiellen Extraktionsverfahren nach Hupfer et al. (1995) (Tab. 14).

Tab. 14: Sequenzen des P-Extraktionsverfahrens und die Zuordnung der einzelnen P-Fraktionen (verändert nach HUPFER 1995), TP = total phosphorus (Gesamtphosphor), SRP = soluble reactive phosphorus (gelöster, reaktiver P), NRP = non reactive phosphorus (nicht reaktiver P)

Extraktionsmittel (Einwirkungszeit)		zu erwartende P-Bindungsformen
1. NH_4Cl (1 M) (0,5 h)	TP	im Interstitialwasser gelöster P und labil an Oberflächen adsorbierter P (z.B. von Fe und $CaCO_3$)
2. $NaHCO_3$ / $Na_2S_2O_4$ (0,11 M) (Bicarbonat/Dithionite BD) (1 h)	TP	unter reduzierenden Bedingungen löslicher SRP (vor allem an Fe-Hydroxide und Mn-Oxide gebunden)
3. NaOH (1 M) (16 h)	SRP NRP	an Oberflächen von Metalloxiden (Al, Fe,...) gebundene Phosphate, die gegen OH^--Ionen austauschbar sind; in Basen löslicher P P in Mikroorganismen (einschließlich Polyphosphate) und Detritus-P, huminstoffgebundene Phosphate
4. HCl (0,5 M) (16 h)	TP	an Karbonate und Apatit gebundene Phosphate, Spuren von hydratisierten organischen P
5. $K_2S_2O_8$ (0,5 h; 134 °C)	TP	refraktärer organischer und anders gebundener P (Rest-P)

Die <u>Porosität (Φ)</u> wurde aus dem Trockengewicht des Feuchtsedimentes und der Zusammensetzung der Trockensubstanz kalkuliert. Dabei wurde von folgenden spezifischen Dichten der Komponenten ausgegangen (RÖHRS et al. 1986):

- Kalziumkarbonat (Kal) : ρ_{Kal} = 2,78 g cm^{-3},
- mineralischer, nicht-karbonatischer Anteil (MIN) : ρ_{MIN} = 2,60 g cm^{-3},
- organische Substanz (OS) : ρ_{OS} = 1,05 g cm^{-3} und
- Interstitialwasser (IW) : ρ_{IW} = 1,00 g cm^{-3}.

Die Dichte der Trockensubstanz (ρ_{TG}) wurde folgendermaßen berechnet:

$$\frac{1}{\rho_{TG}} = \frac{x_{Kal}}{\rho_{Kal}} + \frac{x_{MIN}}{\rho_{MIN}} + \frac{x_{OS}}{\rho_{OS}} \qquad (1)$$

mit x_i = Massenanteile der Komponenten am Trockengewicht [g g^{-1}].

Mit der Dichte der Trockensubstanz ergibt sich die Dichte des Feuchtsedimentes (ρ_{FS}) zu:

$$\frac{1}{\rho_{FS}} = \frac{x_{IW}}{\rho_{IW}} + \frac{x_{TG}}{\rho_{TG}} \qquad (2)$$

mit x_i = Massenanteile des Trockengewichtes und Wassergehaltes am Feuchtgewicht [g g^{-1}].

Die Porosität bzw. der volumetrische Wassergehalt ergibt sich aus dem Produkt der Feuchtsedimentdichte, dem gravimetrischen Wassergehalt und der Dichte des Interstitialwassers:

$$\Phi\ [cm^3\ IW\ (cm^3\ FS)^{-1}] = \frac{V_{IW}}{V_{FS}} = \rho_{FS}\frac{x_{IW}}{\rho_{IW}}. \qquad (3)$$

Die Tortuosität ergibt sich aus:

$$\Theta = \sqrt{1 - \ln(\Phi^2)} \qquad (4)$$

Zur Bestimmung der gelösten Substanzen im Interstitialwasser und des pH-Werts im Sediment wurde das Sedimentporenwasser durch Zentrifugation bei 13.000 g (5°C, 5 min) gewonnen und über Cellulose-Nitrat-Filter (0,45 µm) filtriert. Die Proben wurden bis zur Analyse eingefroren. Etwa 50 ml des Wassers über den Sedimentkernen wurde unmittelbar nach der Probennahme entnommen und den gleichen Analysen zugeführt wie das Interstitialwasser. Der pH-Wert im Feuchtsediment wurde mit einem Mikroprozessor pH-Meter pH 3000 (WTW) gemessen. Die Konzentrationen von SRP im Porenwasser des Sedimentes und im Wasser direkt über dem Sediment wurden an einem Photometer (Nanocolor 300 D) nach Zugabe von Ascorbinsäure und Molybdatreagenz ermittelt. Die Analyse anderer gelöster Anionen und Kationen erfolgte am Ionenchromatograph (Dionex).

Zur Berechnung der Diffusionsraten an der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurden die Diffusionsraten verschiedener gelöster Substanzen aus den Konzentrationsgradienten der an der Sediment-Wasser Kontaktzone berechnet:

$$J_i = \frac{\Phi}{\Theta^2} \times D_i \times \frac{dC_i}{dx} \qquad (5)$$

mit

J_i = diffusiver Flux der Substanz i [mg/m²*d] bzw. [µg/m²*d]

Φ = Porosität an der Sedimentoberfläche

Θ = Tortuosität an der Sedimentoberfläche

D_i = Diffusionskoeffizient für den Stoff i [cm²/s]

dCi = Konzentrationsunterschied [mg/l] (Sedimentoberfläche - über Sediment)

dx = Diffusionsweg [cm]

Die Diffusionskoeffizienten wurden für die jeweilige Temperatur im Wasser über dem Sediment berechnet:

$$D_i = D_{i,\,25°C} \times \frac{\nu_{25°C} \times T}{\nu_T \times 298{,}15K} \qquad (6)$$

mit der Viskosität bei 25 °C ($\nu_{25°C} = 0{,}9015 \times 10^{-2}$ cm² s^{-1}) und ν_T aus Tabellenwerken.

Diffusionskoeffizienten verschiedener Substanzen bei 25°C:

$D_{HPO_4^{2-}} = 7{,}34 \times 10^{-6}$ cm² s^{-1}	$D_{NH_4^+} = 19{,}8 \times 10^{-6}$ cm² s^{-1}	$D_{SO_4^{2-}} = 10{,}7 \times 10^{-6}$ cm² s^{-1}

4. Ergebnisse

Im Zusammenhang mit der Darstellung der Ergebnisse sei noch einmal auf den unterschiedlichen Charakter, die unterschiedliche Entstehung und unterschiedliche Nutzung der Seen verwiesen. Danach lassen sich drei Typen von Seen unterscheiden:

Grunewaldsee: natürliches Gewässer, mittlere Gewässertiefe, nicht stabil geschichtet, weitgehend natürliche landseitige Uferzone und Einzugsgebiet, weitgehend natürliche Uferstrukturen, keine Regenwassereinleitungen aus dem Kanalnetz der BWB, Anschluss an das Überleitungssystem der OWA Beelitzhof, geringe Wasseraufenthaltszeit von ca. 8 Monaten, Hauptfunktion: Erholungsgewässer

Hundekehlesee: natürliches Gewässer, mittlere Gewässertiefe, stabil geschichtet, nur teilweise (Westufer) natürliche landseitige Uferzone und Einzugsgebiet, nur teilweise natürliche Uferstrukturen, Regenwassereinleitungen aus dem Kanalnetz der BWB, kein Anschluss an das Überleitungssystem der OWA Beelitzhof, große Wasseraufenthaltszeit von > 1 Jahr, Hauptfunktion: Erholungsgewässer, Ableitung und Speicherung von Regenwasser aus den umliegenden Siedlungsgebieten

Dianasee, Koenigsee, Herthasee, Hubertussee: künstliche Gewässer, geringe Gewässertiefe, keine Schichtung, landseitige Uferzone und Einzugsgebiet vollständig anthropogen verändert, nur selten natürliche Uferstrukturen, Regenwassereinleitungen aus dem Kanalnetz der BWB, Anschluss an das Überleitungssystem der OWA Beelitzhof, sehr geringe Wasseraufenthaltszeit von ca. 2-5 Monaten Hauptfunktion: Ableitung und Speicherung von Regenwasser aus den umliegenden Siedlungsgebieten

In der nachfolgenden Bewertung von Wasserqualität und ökologischem Zustand sowie in der Analyse der Defizite und Darstellung von Maßnahmen müssen diese natürlichen Voraussetzungen und nutzungsbedingten Gegebenheiten dringend Berücksichtigung finden, um eine möglichst objektive Bewertung durchzuführen und realistische Vorschläge für Maßnahmen darzustellen.

4.1. Grunewaldsee

Der Grunewaldsee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen sowie durch die Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof gespeist. Direkte Einleitungen aus Regenwasserkanälen der BWB existieren nicht, die Ableitung von größeren Mengen Niederschlagswasser aus den oberhalb gelegenen Seen über den Hundekehlegraben erfolgt nur in sehr seltenen Fällen.

Abhängig von den verfügbaren Speicherkapazitäten der oberhalb gelegenen Seen, der Niederschlagshöhe bei einzelnen Regenereignissen und den Kapazitäten des Pumpwerks Hubertussee und der nachfolgenden Gewässer wird Wasser aus den oberhalb gelegenen Seen nur sehr selten in den Grunewaldsee abgeleitet. Nach Angaben der BWB (Binz, pers. Mitt. 2018) geschieht dies nur bei

extremen Niederschlagsereignissen, in der jüngeren Vergangenheit nur an jeweils einem Termin in den Jahren 2006 und 2017 (Ereignis vom 29.06.17). Der Grunewaldsee erhält dabei Wasser aus dem oberhalb gelegenen Dianasee. Da die Nährstoffkonzentrationen im Dianasee jedoch beträchtlich über denen des Grunewaldsees liegen, ist, abhängig von der so zuströmenden Wassermenge, anlässlich dieser selten eintretenden Termine von einer bedeutenden Nährstoffbelastung auszugehen. Durch die Seltenheit dieser Ereignisse spielt diese Speisungsquelle jedoch für den Nährstoffhaushalt und ökologischen Zustand des Grunewaldsees eine unbedeutende Rolle.

Bezüglich der Speisung aus dem Betrieb der OWA sind in 2016 beträchtliche Wassermengen durch das Pumpwerk Grunewaldsee aus dem unterhalb gelegenen Fenngraben in den Grunewaldsee übergeleitet worden. Die übergeleiteten Wassermengen sind in Tab. 2 dargestellt und betrugen 2016 monatlich zwischen 47.300 m^3 (Februar) und 184.860 m^3 (Oktober), das sind zwischen 9 und 37 % des Seevolumens von ca. 504.500 m^3. Messwerte zu chemischeen und chemisch-physikalischen Parametern liegen nicht vor. Allein durch die übergeleitete Wassermenge ist anzunehmen, dass die Überleitung von Wasser aus dem Fenngraben grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemisch-physikalischer wie auch chemischer Parameter hat. Für die Überleitung gilt, dass durch sie seeinterne Prozesse des Nährstoffumsatzes und der Primärproduktion voraussichtlich wesentlich beeinflusst werden.

4.1.1. chemisch-physikalische Parameter Grunewaldsee

Mit einer maximalen Tiefe von 6,45 m wies der Grunewaldsee im Sommer 2017 keine stabile thermische Schichtung auf, obwohl einzelne Messdaten der chemisch-physikalischen und chemischen Parameter dies suggerieren. Praktisch kann jedoch auf Grund der Morphometrie des Gewässers nicht von einer thermischen Schichtung ausgegangen werden, die einen bedeutenden Einfluss auf den Nährstoffhaushalt des Gewässers hat.

Die Morphometrie des Sees ist, wie beim Hundekehlesee, durch ein sehr steiles Abfallen der wasserseitigen Ufer bis in eine Tiefe von ca. 4,0 m gekennzeichnet. Die Tiefenstufe 0,0 – 4,0 m repräsentiert damit ca. 98 % des gesamten Seevolumens von ca. 504.500 m^3, die Tiefenstufe 0,0 – 3,0 m ca. 83 % des Seevolumens. Unterhalb der Wassertiefe von 4,0 m ist das Relief durch einen recht flachen Gewässerboden gekennzeichnet, der nur in drei eng begrenzen Bereichen im Zentrum des Südteils des Sees tiefere Bereiche aufweist. Diese Bereiche repräsentieren nur ca. 2% des Seevolumens (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2002). In diesem Bereich mit der maximalen Wassertiefe von 6,45 m ist aber die Probenstelle verortet, an der jeweils Wasserproben aus 1,0 m Wassertiefe und der maximalen Tiefe, ca. 0,5 m über Grund entnommen wurden.

Der Grunewaldsee wies im Sommer 2017 an drei Terminen an der tiefsten Stelle unterhalb einer Wassertiefe von 3,5 bzw. 4,0 m Temperaturgradienten auf. Während das Oberflächenwasser bis zu einer Wassertiefe von 3,5 m durchmischt war und ähnliche Temperaturen herrschten, nahm die Temperatur unterhalb mit einem leichten Gradienten ab. Entsprechend der thermischen Verhältnisse stellte sich zu den Terminen Anfang Juni, Ende Juni und Anfang August auch eine Schichtung der

Sauerstoffverhältnisse ein. Im Tiefenwasser unterhalb von 3,0 – 4,0 m Wassertiefe nahm die Konzentration von Sauerstoff stark ab, direkt über Grund konnten so nur noch geringe Konzentrationen zwischen 2 mg/l (Anfang Juni) und 0,1 mg/l (Ende Juni) gemessen werden, Anfang August herrschte über Grund Sauerstofffreiheit. Durch das geringe Volumen der Tiefenwasserzone kann davon ausgegangen werden, dass prekäre oder sauerstoffreie Verhältnisse nur in maximal 15 % des Wasservolumens auftreten.

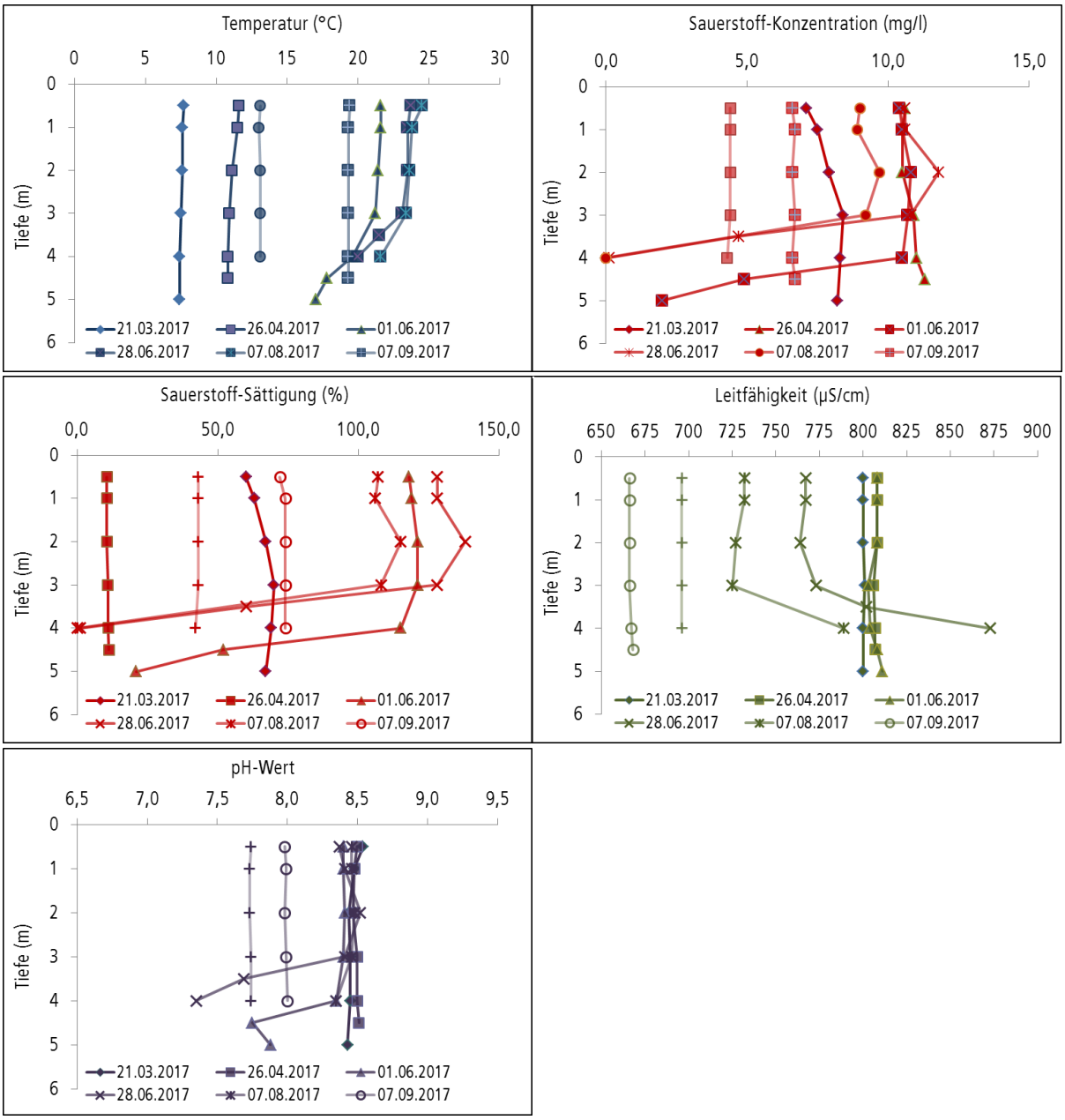


Abb. 4: chemisch-physikalische Parameter im Grunewaldsee von März bis Oktober 2017.

Die Leitfähigkeit als Maß der im Wasser gelösten Ionen schwankte recht stark zwischen den einzelnen Terminen. Im Epilimnionen konnten zwischen 666 µS (September) und 808 µS (Anfang Juni) gemessen werden. An der tiefsten Stelle über Grund erhöhte sich die Leitfähigkeit zu den Terminen Ende Juni und Anfang August beträchtlich.

Die pH-Werte im Epilimnion betrugen in der Vegetationsperiode zwischen 8,4 und 8,5. Die sommerlichen Verhältnissse über Grund hatten ebenso einen Einfluss auf den pH-Wert, hier wurden etwas geringere pH-Werte zwischen 7,3 und 7,8 gemessen. Dies trifft auch auf das Ende der Vegetationsperiode zu, Anfang September lag der ph-Wert bei 8,0, Mitte Oktober bei 7,7.

4.1.2. Chemische Parameter Grunewaldsee

Die Konzentrationen des **Orthophosphat-Phosphors** schwankten im Untersuchungszeitraum stark zwischen den Terminen sowie zwischen der Oberfläche und über Grund. In der Vegetationsperiode waren die Konzentrationen an der Oberfläche gering, da der verfügbare gelöste Phosphor offenbar immer direkt für die photoautotrophe Primärproduktion genutzt wurde. Dies gilt auch für den Winter und das Frühjahr. Nur am Ende der Vegatationsperiode im Oktober konnten, offenbar durch den mikrobiellen Abbau von Biomasse, etwas höhere Konzentrationen analysiert werden. Im Zeitraum der Vegetationsperiode wuchs die Konzentration in den kleinen Tiefenwasservolumen an, im Wesentlichen offenbar verursacht durch den Abbau von abgestorbener planktischer Biomasse die in diesen Bereich abgesunken ist. Da über Grund nur Anfang August und nur in einem kleinen Wasservolumen von maximal 15 % des Gesamtvolumens Sauerstoffreiheit herrschte, erscheint eine Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten als nicht sehr wahrscheinlich.

Für den **Gesamtphosphor** konnten im Oberflächenwasser nur geringe Schwankungen in den Konzentrationen zwischen 0,022 mg/l und 0,029 mg/l festgestellt werden. Höhere Konzentrationen wurden nur im Juni (0,036 mg/l) und Juli (0,057 mg/l) analysiert. Das Tiefenwasser wies zu den meisten Terminen wegen der vollständigen Durchmischung des Wasserkörpers ähnliche Konzentrationen auf, wie an der Oberfläche. Nur in einem kurzen Zeitraum der Vegetationsperiode konnten als Folge der Akkumulation abgestorbener planktischer Biomasse an einem Termin (28.06.2017) über Grund mit 0,199 mg/l bedeutend höhere Konzentrationen bestimmt werden.

Die Konzentration von **Nitrat** war im Winter 2016/2017 und im Frühjahr 2017 mit 0,221 bzw. 0,197 mg/l recht hoch, das gut für die Primärproduktion nutzbare Nitrat ist außerhalb der Vegetationsperiode in hohen Konzentrationen verfügbar, da die Primärproduktion durch Licht und Temperaturverhältnisse begrenzt ist. Ab April gingen die Nitrat-Konzentrationen stark zurück, in den Monaten August und September sogar bis auf Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. Verfügbares Nitrat wurde sofort für die Primärproduktion genutzt. Erst im Oktober war Nitrat wieder mit geringen Konzentrationen vorhanden. Die Unterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser waren gering.

Die Konzentration des **Ammoniums** schwankte stark im Jahresverlauf. Sie stieg zwischen Dezember 2016 und April 2017 stark an. Zwischen Juni und Oktober 2017 lag Ammonium mit geringen Messwerten vor. Die Unterschiede zwischen Oberfläche und Tiefe waren in der Regel gering, nur am 28.06.2017 wurden an der tiefsten Stelle direkt über Grund deutlich höhere Konzentrationen gemessen. Die Konzentration des **Gesamtstickstoffs** schwankte im Jahresverlauf an der Oberfläche zwischen 0,6 und 1,0 mg/l. Die höheren Konzentrationen wurden zwischen Dezember 2016 und Ende Juni 2017 analysiert, zwischen August und Oktober im Wertebereich von 0,6 mg/l. Die Konzentrationen über Grund waren jeweils etwas höher, mit Ausnahme des Termins am 28.06.2017.

Auch hier muss daraf hingewiesen werden, dass die erhöhten Stoffkonzentrationen jeweils nur in einem sehr kleinen, räumlich eng begrenzten Wasservolumen auftraten.

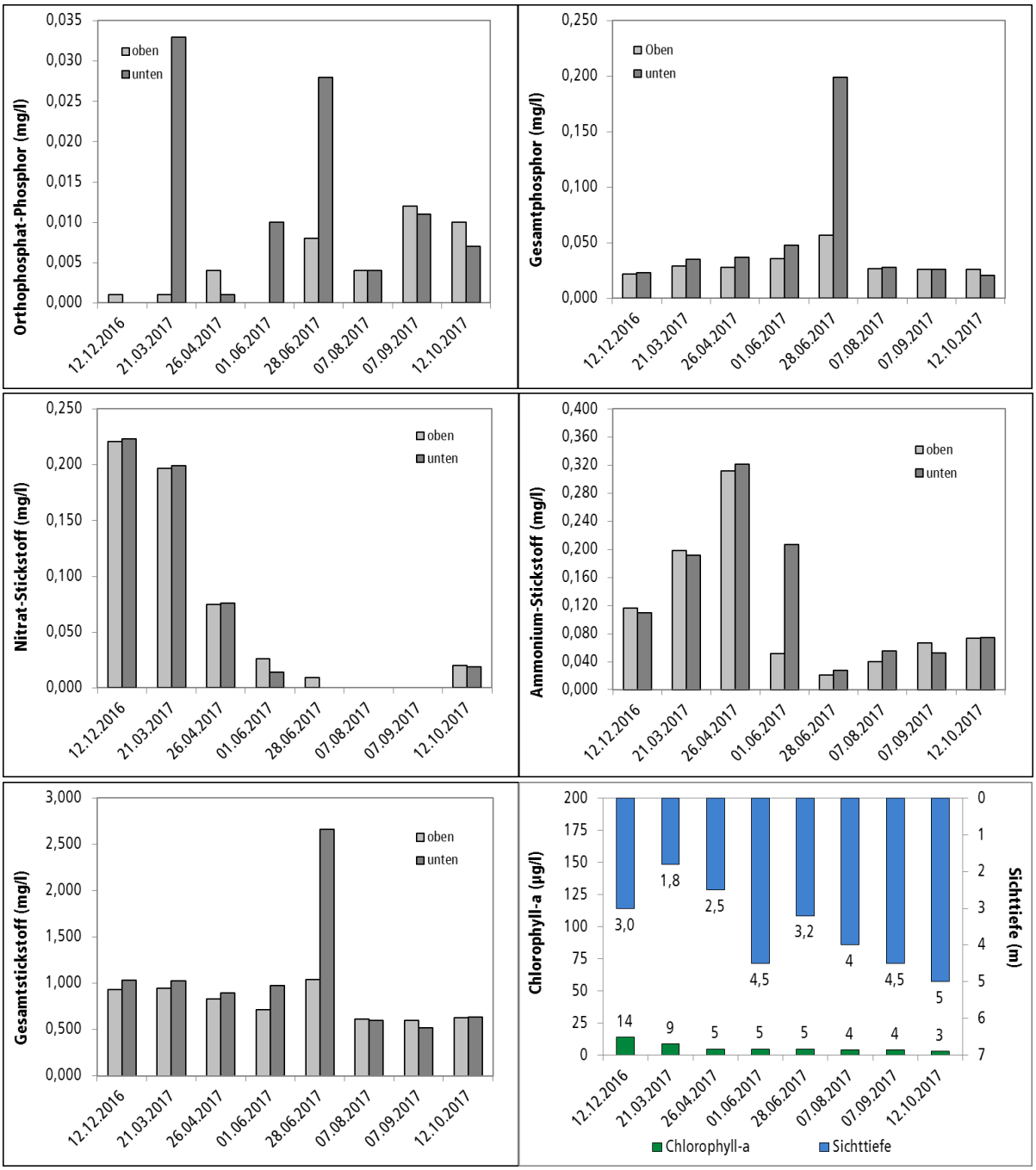


Abb. 5: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Grunewaldsee von Dezember 2016 bis Oktober 2017.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:18 und 1:42. Damit ist davon auszugehen, dass der Grunewaldsee in seiner Primärproduktion durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert war.

Die Konzentration des **Chlorophyll-a** schwankte gering zwischen 3 und 5 µg/l im Zeitraum April bis Oktober 2017. Nur in Dezember 2016 (14 µg/l) und März 2017 (9 µg/l) wurden höhere Konzentrationen bestimmt. Die Daten der Chl-a Konzentration spiegeln die reiche Besiedlung des Sees mit Unterwasserpflanzen wieder, wie sie in Van de Weyer (2016) dargestellt ist. Durch die Nährstoffkonkurrenz und die Bildung allelopathischer Stoffe durch die Unterwasserpflanzen wurde die Primärproduktion des Phytopklanktons offenbar effektiv begrenzt, was zu den geringen Konzentratiinen des Chl.-a während der Vegetationsperiode führte.
In diesem Zusammenhang konnten nahezu während des gesamten Untersuchungszeitraumes hohe **Sichttiefen** zwischen 2,5 und 5,0 m gemessen werden, Ausnahme ist der März 2017, wo nur eine Sichttiefe von 1,8 m bestimmt werden konnte.
Die **Chlorid**-Konzentration lag zwischen 60,7 mg/l und 88,3 mg/l. Alle Werte lagen damit unter dem Grenzwert der OGewV (2016) von 200 mg/l, der allerdings für Fließgewässer formuliert wurde (vgl. Kap. 4.3.2).
Die **TOC**-Konzentration schwankte zwischen minimal 6,1 mg/l und maximal 8,6 mg/l. Bis zu 10 mg/l gelten als mesotroph und somit als gering verschmutzter Zustand des Gewässers.

Da unbekannt ist, welche Nährstoffkonzentrationen das aus dem Fenngraben innerhalb des Betriebs der OWA übergeleitete Wasser hatte, kann nicht bewertet werden, welchen Einfluss diese Überleitung auf den Nährstoffhaushalt des Sees hatte.

Für die Klassifikation der **Trophie** liegen neben den Daten aus 2017 auch Altdaten von 2012 vor. Mit einer mittleren Tiefe von ≤ 3 m und einer nicht zu beobachtenden stabilen thermischen Schichtung wurde der Grunewaldsee zur Bewertung der Seengruppe „polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m" zugeordnet. Anhand der Daten des Jahres 2012 kann nach LAWA (2014) mit einem Index von 3,02 ein Trophiegrad an der Grenze zwischen stark eutroph (e2) und schwach eutroph (e1) berechnet werden, für das Jahr 2017 mit einem Index von 2,12 ein Trophiegrad von stark mesotroph (m2) (Tab. 15). Die Trohie hat sich damit in einem Zeitraum von 5 Jahren beträchtlich um 0,9 Indexpunkte bzw. zwei Trophiegrade verbessert. In den Einzelindices trat eine Verbesserung in allen Indices auf, beim Phosphor um 0,3 bis 0,4 Indexpunkte, bei der Sichttiefe und Chl.-a sogar um 1,3 bzw. 1,2 Indexpunkte. Neben einer Verringerung der Konzentration des Gesamtphosphors liegt die Ursache der starken Verbesserung der Trophie jedoch in der Verbesserung von Sichttiefe und Konzentration von Chl.-a. Wie oben diskutiert muss angenommen werden, dass dies vor Allem auf eine stärkere Besiedlung mit Makrophyten zurück zu führen ist, ggf. jedoch auch durch einen stabileren Betrieb der Überleitung von nährstoffarmem Wasser aus der OWA Beelitzhof.

Tab. 15: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Grunewaldsees in 2012 und 2017.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Grunewaldsee	2012	polykl3m	2,99	3,18	2,84	2,93	3,02	eutroph 2
Grunewaldsee	2017	polykl3m	1,69	1,94	2,56	2,54	2,12	mesotroph 2

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad meso-eutroph angenommen werden. Mit dem Trophiegrad mesotroph 2 erreicht der Grundewaldsee in 2017 hinsichtlich seiner Trophie den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.1.3. Makrozoobenthos Grunewaldsee

Die Untersuchung des Makrozoobenthos am Grunewaldsee erfolgte am 26.04.2017.

Mit 23 (WP 2014) bzw. nur 12 (WP 2015) Taxa wies der Grunewaldsee eine recht geringe Taxaanzahl auf. Mit nur 7 vertretenen faunistischen Großgruppen war das Benthos auch nicht besonders divers. Die Gruppen mit den meisten gefundenen Arten waren die Zweiflügler (Diptera), die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und die Schnecken (Gastopoda). Mit nur 18 (WP 2015) bzw. 162 Individuen pro m^2 wies der Grunewaldsee auch eine recht geringe Besiedlungsdichte auf.

Die wichtigsten besiedelten Habitate im Grunewaldsee stellten die pflanzlichen Habitate dar, gefolgt von Schlamm, Steinen und Grob-Detritus. Dementsprechend dominierten bei den Ernährungstypen Sammler vor Räubern und Weidegängern.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an AESHNA wird die Messstelle WP 2014 mit „sehr gut", die Messstelle WP 2015 mit „gut" bewertet. Gutachterlich ist jedoch einzuschätzen, dass beide Messstellen des Grunewaldsees mit ihrer Bewertung nach AESHNA zu gut bewertet wurden, insbesondere sei dabei auf die geringe Individuendichte und die geringe Taxaanzahl verwiesen. Danach werden beide Messstellen gutachterlich um zwei Zustandsklassen schlechter bewertet, als im Ergebnis der formalen Bewertung mit AESHNA, die Messstelle WP 2014 mit „mäßig", die Messstelle WP 2015 mit „unbefriedigend". Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem Ergebnis, dass der „gute" ökologische Zustand nicht erreicht wird.

Mit einem Einzelindividuum wurde am Grunewaldsee (WP 2014) der Spitzenfleck (*Libellula fulva*) nachgewiesen, der strukturreiche Verlandungszonen besiedelt. Die Bestände, der in Deutschland ursprünglich als stark gefährdet eingestuften Libellenart haben sich aber soweit stabilisiert, dass sie keinen Gefährdungsstatus mehr besitzt (Petzold, 2017).

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse, insbesondere auch im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen erfolgt in Kap. 4.9.4.

4.1.4. Makrophyten Grunewaldsee

Der Grunewaldsee wurde in 2016 durch van de Weyer et al. (2016) im Auftrag von SenStadtUm untersucht. Dazu wurden zwei Transekte durch Tauchkartierung aufgenommen. Dabei lag ein Transekt am Westufer des Sees und ein zweites Transekt am Ostufer.

Bei den Erfassungen wurden sieben aquatische Makrophyten-Taxa nachgewiesen. An beiden Transekten war *Ceratophyllum demersum* die dominante Art, die großflächige Monodominanzbestände ausbildete. Weitere vorkommende Arten, allerdings in geringeren Häufigkeiten waren *Najas marina s.l.*, *Myriophyllum spicatum*, *Chara globularis*, *Chara contraria* sowie *Potamogeton pectinatus*.

In beiden Transekten wurde bei Wassertiefen von 3,9 bzw. 4,0 m die untere Makrophytengrenze nicht erreicht.

Beeinträchtigungen in der Besiedlung wurden am Westufer durch Seezugänge und an beiden Transekten durch die Wühltätigkeit benthivorer Fische festgestellt.

Die Bewertung erfolgte im Zusammenhang mit der Bewertung de Erhaltungszustandes des Lebensraumtyps nach der Richtlinie NATURA 2000. Dabei wurde der See dem Lebensraumtyp 3150 „Natürlich eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder Hydrocharition" zugeordnet. In der Gesamtbewertung wurde der See mit einem „guten" Erhaltungszustand bewertet, allerdings mit einer Tendenz zu einem „mittleren bis schlechten" Erhaltungszustand.

Eine Bewertung des ökologischen Zustandes nach EU-WRRL wurde durch van de Weyer et al. (2016) nicht durchgeführt. Im Grunewaldsee wurden keine Transekte erfasst, daher kann keine Berechnung des Ökologischen Zustands nach PHYLIB vorgenommen werden. Nach eigenen Daten aus 2016, sowie den Angaben bei van de Weyer et al. (2016) wird der See im Flach- und Tiefenwasser von Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) dominiert. Daneben treten weitere submerse Arten auf (*Chara globularis, C. contraria, Potamogeton pectinatus, Najas marina ssp. intermedia, Myriophyllum spicatum*) – jedoch v.a. punktuell und in geringer Deckung. Das Artinventar zeigt Klarwasserverhältnisse an, streng mesotraphente Arten fehlen jedoch und das dominante Hornblatt ist als Störzeiger zu werten, das in PHYLIB zu einer Abwertung führen würde. Eine UMG konnte von van de Weyer (2016) bei Probestellentiefen von 3,9 bzw. 4 m nicht festgestellt werden. Nach eigenen Daten lag die UMG bei 4,3 m. Damit erreicht sie gerade eben die für mesotrophe Seen typische Mindestgrenze. Die gutachterliche Bewertung der Angaben zum Artbestand und UMG der Erfassungen von van de Weyer (2016) kommt zu dem Ergebnis, das der Grunewaldsee in 2016 vermutlich als Zustandsklasse 3 „mäßig" zu bewerten ist. Damit wird der „gute" ökologische Zustand <u>nicht</u> erreicht.

4.1.5. Phytoplankton Grunewaldsee

Die Determination des Phytopklankton erfolgte an 6 Einzelproben aus dem Untersuchungszeitraum März bis Oktober 2017.

Im Jahresverlauf schwankte das Biovolumen des Phytopklanktons recht stark zwischen 0,35 mm^3/l im Oktober 2017 und 1,48 mm^3/l Ende Juni 2017. Zwischen März und Juni stieg das Biovolumen von 0,61 auf 1,48 mm^3/l kontinuierlich an, um ab August wieder deutlich abzunehmen. Als Ursache

ist auch hier die Nahrungskonkurrenz mit und Allelopathie der Unterwasserpflanzen zu benennen, die die Entwicklung des Phytoplanktons begrenzten.

Die häufigsten Artgruppen waren im Frühjahr Goldalen und Kieselalgen, im Mai und Juni Schlundgeißler, Dinoflagellaten, Grünalgen, Goldalgen und Kieselalgen. Ab August waren Dinoflagellaten, Schlundgeißler und Goldalgen die dominanten Taxa. Blaualgen traten ab Mai auf, allerdings mit sehr geringen Biovolumina.

Das Saisonmittel des Biovolumens des Phytoplanktons beträgt 0,75 mm^3/l, nach LAWA (2014) indiziert dies einen Trophiegrad am Übergangsbereich von oligotroph (o) zu schwach mesotroph (m1) mit einem Trophie-Index zwischen 1,5 und 1,6, der im Bereich der Indices für Sichttiefe und Chl.-a liegt.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PhytoSee erreicht der See mit einem PSI (Phyto-See-Index) von 0,51 die Zustandsklasse „sehr gut". Damit erreicht der Grundewaldsee in 2017 hinsichtlich des Phytoplanktons den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.1.6. Uferstruktur Grunewaldsee

Die Uferstrukturkartierung am Grunewaldsee wurde am 09.06.2016 durchgeführt. Der See liegt im Grunewaldforst und ist nur über Forstwege, i.d.R. zu Fuß oder dem Fahrrad zu erreichen. Mit knapp 17,3 ha Seefläche stellt er den größten See in Charlottenburg-Wilmersdorf dar. Am Bullenwinkel gab es bis in die 1990er Jahre eine Nacktbadestelle, mittlerweile stellen der See und die Umgebung das größte und beliebteste Hundeauslaufgebiet Berlins dar. Um den See verteilen sich mehrere Seezugänge, die von Hundebesitzern gerne und in großer Zahl aufgesucht werden. Viele Hunde badeten auch am Tag der Kartierung im Wasser, verlorenes Hundespielzeug (v.a. Tennisbälle) im Röhricht des Sees zeugen vom hohen Besucherandrang. Es wurden vier größere Seezugänge und ein kleiner Zugang am See festgestellt. Der See weist mit einem fast geschlossenen Röhrichtbestand, mehreren überhängenden Bäumen, im Wasser liegenden Totholz und submersen wie emersen Makrophytenbeständen einen naturnahen Zustand auf. Das Röhricht ist jedoch an den Seezugängen unterbrochen. An mehreren Stellen, so z.B. im Nordosten des Sees, schützen Zäune im Wasser das Schilf vor Besuchern und Hunden. Etwa 90 % des Ufers weist einen ausgeprägten Gewässerrandstreifen (Breite 5-20 m) auf. Der Rundwanderweg verhindert die Einstufung in die Kategorie „flächenhaft Wald/Sukzession". Müll wurde nur an einer Stelle im Südwesten entdeckt, ansonsten war das Ufer sauber. Naturferne Strukturen wie künstlicher Uferverbau befinden sich nur auf ca. 100 m Länge am Jagdschloss Grunewald. Das Ufer ist hier mit einer meist bewachsenen Betonmauer befestigt. Neben dem Jagdschloss liegt auch der einzige unbefestigte Bootsliegeplatz, Steganlagen gibt es keine. Die landseitige Zone ist von Wald bzw. Forst geprägt und bis auf das Jagdschloss Grunewald unversiegelt. An Einleitungs-/Entnahmebauwerken wurde im Südwesten der Zu- bzw. Abfluss Richtung Krumme Lanke (Fenngraben und Langes Luch) und im Nordosten die Verbindung zum Hundekehlesee (Hundekehlegraben und Hundekehlefenn) festgestellt.

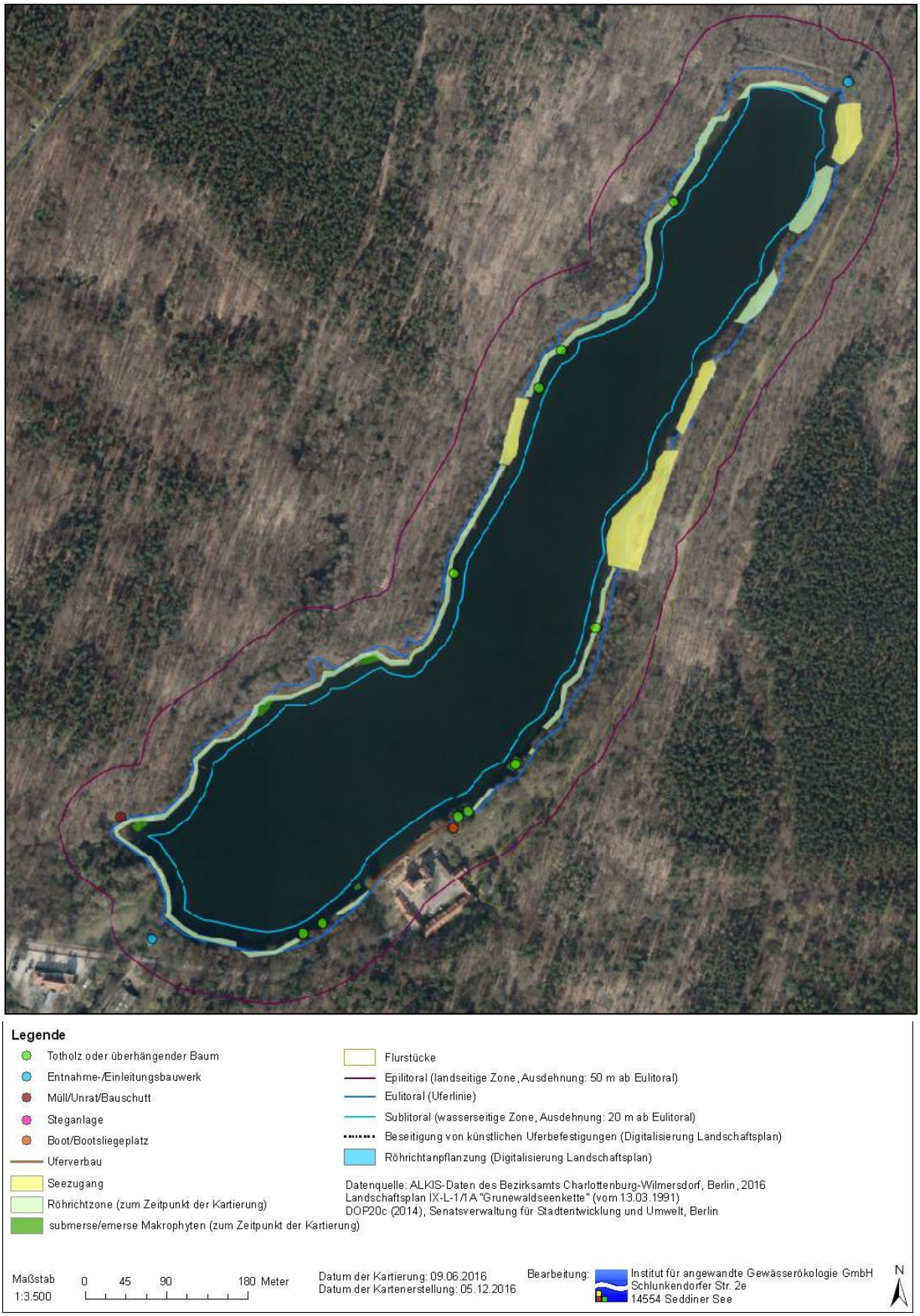


Abb. 6: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Grunewaldsee – Ist-Zustand 2016.

Wie bei allen Seen bildet die Karte den Ist-Zustand zum Zeitpunkt der Kartierung ab. Wäre die Kartierung später im Jahr, z.B. im August oder September erfolgt, wäre die Ausdehnung der Makrophyten möglicherweise um einiges größer gewesen. Dies liegt daran, dass viele submerse Makrophytenarten im Sediment verankert sind und im Laufe der Vegetationsperiode zur Wasseroberfläche und nicht selten auch darüber hinaus wachsen. Diese Pflanzen sind je nach Sichtverhältnissen erst zu sehen, wenn sie die Wasseroberfläche (fast) erreicht haben. Üblicherweise finden Kartierungen des Ufers jedoch im Frühjahr bzw. zu Beginn der Vegetationsperiode statt, da man Uferstrukturen, insbesondere den Uferverbau, sehr viel besser erkennen kann, wenn die Vegetation noch nicht voll entwickelt ist. Dies ist beim Betrachten aller Ist-Zustandskarten unbedingt zu beachten.

4.1.7. Zusammenfassung Grunewaldsee

Die Untersuchungen des Grunewaldsees ergaben, dass die Wasserqualität im Jahr 2017 mit dem Trophiegrad stark mesotroph einen guten Zustand erreicht hat, der sich seit 2012 deutlich verbessert hat. Insbesondere sei dabei auf die hohen Sichttiefen, geringen Konzentrationen von Chl.-a und das geringe Biovolumen des Phytoplanktons verwiesen. Auch die Kartierung der Uferstrukturen ergab insgesamt geringe Beeinträchtigungen.

Defizite betreffen insbesondere die Nährstoffkonzentrationen, speziell des Phosphors, die für sich betrachtet eine etwas schlechtere Wasserqualität repräsentieren, als mit der Trophieklassifikation insgesamt ermittelt. Die in 2017 analysierten Nährstoffkonzentrationen würden, bei einer Dominanz des Phytoplanktons, nur eine deutlich geringere Sichttiefe von etwa 1,8 m bedeuten. Insbesondere wegen der Nährstoffkonzentrationen ist die Unterwasservegetation durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* dominiert, die eine hohe Toleranz gegenüber höheren Nährstoffkonzentrationen aufweist. Arten, die typisch für niedrigere Nährstoffkonzentrationen sind, kommen wesentlich seltener vor. Ein weiteres Defizit stellt die Besiedlung mit Makrozoobenthos dar, insbesondere bezüglich der Individuendichte und der Anzahl der aufgefundenen Taxa. Im Zusammenhang mit der Erfassung der Unterwasserpflanzen wurden Wühlschäden durch benthivore Fische beobachtet.

Die Strategie zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand muss sich an den wichtigsten Defiziten orientieren. Dabei kann als wichtigstes Defizit die recht hohe Konzentration des Nährstoffs Phosphor identifiziert werden. Potenzielle Quellen des Phosphors stellen die Überleitung von Wasser aus dem Betrieb der OWA, die Nährstoffrücklösung aus dem Seesediment und der Zustrom nährstoffreichen Grundwassers dar, unter anderem ggf. verusacht durch Hundekot, der nicht entsprechend aufgesammmelt und im Hausmüll entsorgt wird. Da eine Nährstoffrücklösung aus dem Sediment zumindest für das Jahr 2017 weitgehend ausgeschlossen werden kann, bleiben die anderen beiden potenziellen Phosphorquellen im Fokus der Betrachtungen. Was die Nährstoffbelastung des Grundwassers betrifft, so könnte dies durch die Errichtung sowie Beprobung und Analytik von Grundwasserbeobachtungsrohren teilweise aufgeklärt werden. Was den Betrieb der OWA betrifft, so ist anzunehmen, dass die Phosphorkonzentrationen des in den Grunewaldsee übergeleiteten Wassers nicht oder nicht deutlich über den Konzentrationen des Grunewaldsees

liegen. Durch die Menge des übergeleiteten Wassers erreicht den Grunewaldsee jedoch eine beträchtliche zusätzliche Phosphorfracht. Ohne Berücksichtigung der Bilanzgröße Zu- und Abstrom in das Grundwasser verließen den Grunewaldsee im Jahr 2016 ca. 520.000 m^3 in Richtung Dianasee (siehe Tab. 2). Bei einer mittleren TP-Konzentration von 0,033 mg/l wären dies ca. 17 kg TP. Demgegenüber wurden in 2016 (siehe Tab. 2) ca. 1.272.000 m^3 durch den Betrieb der OWA aus dem Fenngraben in den Grunewaldsee übergeleitet. Damit die P-Bilanz zwischen Zufluss und Abfluss ausgeglichen ist, der See also keine zusätzliche P-Fracht erhält, dürfte die TP-Konzentration des übergeleiteten Wassers nicht höher als 0,013 mg/l liegen, also im Bereich des durch die OWA in den Nikolassee abgeleiteten Wassers. Dies erscheint unwahrscheinlich, so dass anzunehmen ist, dass der Grunewaldsee durch den Betrieb der OWA eine P-Fracht erhält, die den See nicht vollständig wieder verlässt.

Die konkrete Rolle beider Quellen und damit das Potenzial für eine Reduzierung kann jedoch nur durch die Aufstellung einer Nährstoffbilanz für den See quantifiziert werden.

Bis eine solche Nährstoffbilanz vorliegt können jedoch trotzdem eine Reihe von Maßnahmen geplant und umgesetzt werden, die sich auf eine Sicherung und Verbesserung der Situation richten.

Durch die Beliebtheit des Sees bei Besuchern mit und ohne Hunden besteht die Gefahr der Verschlechterung des Zustandes der Uferstrukturen durch eine Ausweitung der vorhandenen offenen Uferbereiche die durch Hunde zum Spielen und Baden genutzt werden. Dies sollte unbedingt verhindert werden.

In diesem Zusammenhang steht das grundsätzliche Problem des Hundekots. Ohne Zweifel ist die Belastung im Bereich des landseitigen Ufers des Grunewaldsees höher als an Uferzonen vergleichbarer Seen mit einer geringeren Nutzungsintensität. Auch wenn bislang unklar ist, in welchem Maße diese Belastung auch eine Belastung der Wasserqualität des Sees darstellt, so kann eine Reduzierung dieser Belastung nur positive Effekte haben. In diesem Zusammenhang sollte erreicht werden, dass ein größerer Anteil der Besucher den Hundekot, wie in anderen Teilen der Stadt üblich, aufsammelt und im Hausmüll entsorgt.

Beide Maßnahmen stehen in einem inhaltlichen Zusammenhang, der seinen Ausdruck in dem fehlenden Konzept zur Nutzbarkeit und Nutzung des Grunewaldsees, ggf. auch der unterhalb gelegenen Seen Krumme Lanke und Schlachtensee, findet. Durch das Bevölkerungswachstum der Stadt Berlin erhöhte sich der Nutzungsdruck auf die Seen beträchtlich und wird sich zukünftig auch weiter erhöhen. Dieser Nutzungsdruck wird sich perspektivsch negativ auf die Seen und deren landseitige Uferzonen auswirken. Zentrales Thema des Konzeptes muss die Lenkung der Besucher durch eine Erholungsinfrastruktur sein, die aktuell am Grunewaldsee nicht vorhanden ist. Die Infrastruktur könnte, neben vielen anderen Aspekten, die Ausweisung und infrastrukturelle Erschließung von Hundebadestellen und die wirksame Sicherung anderer Uferbereiche wie auch die Entwicklung einer „Abfallinfrastruktur" sein, die auch eine Entsorgung des aufgesammelten Hundekots durch die Besucher ermöglicht.

Übersicht potenzieller Maßnahmen:

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	nicht erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich, insbesondere Sicherung

4.2. Hundekehlesee

Der Hundekehlesee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen und zwei Regenwassereinleitungen der BWB gespeist. Eine Ableitung von Niederschlagswasser aus den oberhalb gelegenen Seen bzw. eine Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof kann nicht geschehen, da für beide Fälle eine direkte Verbindung zwischen Grunewaldsee und Dianasee existiert, die nicht über den Hundekehlesee verläuft.

An die Regenwassereinleitungen der BWB ist eine Einzugsgebietsfläche von 73 ha angeschlossen. Messwerte zu abgeleiteten Wassermengen bzw. zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des abgeleiteten Wassers liegen nicht vor. Trotzdem ist anzunehmen, dass die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemischer Parameter und damit der Wasserqualität hat.

4.2.1. chemisch-physikalische Parameter Hundekehlesee

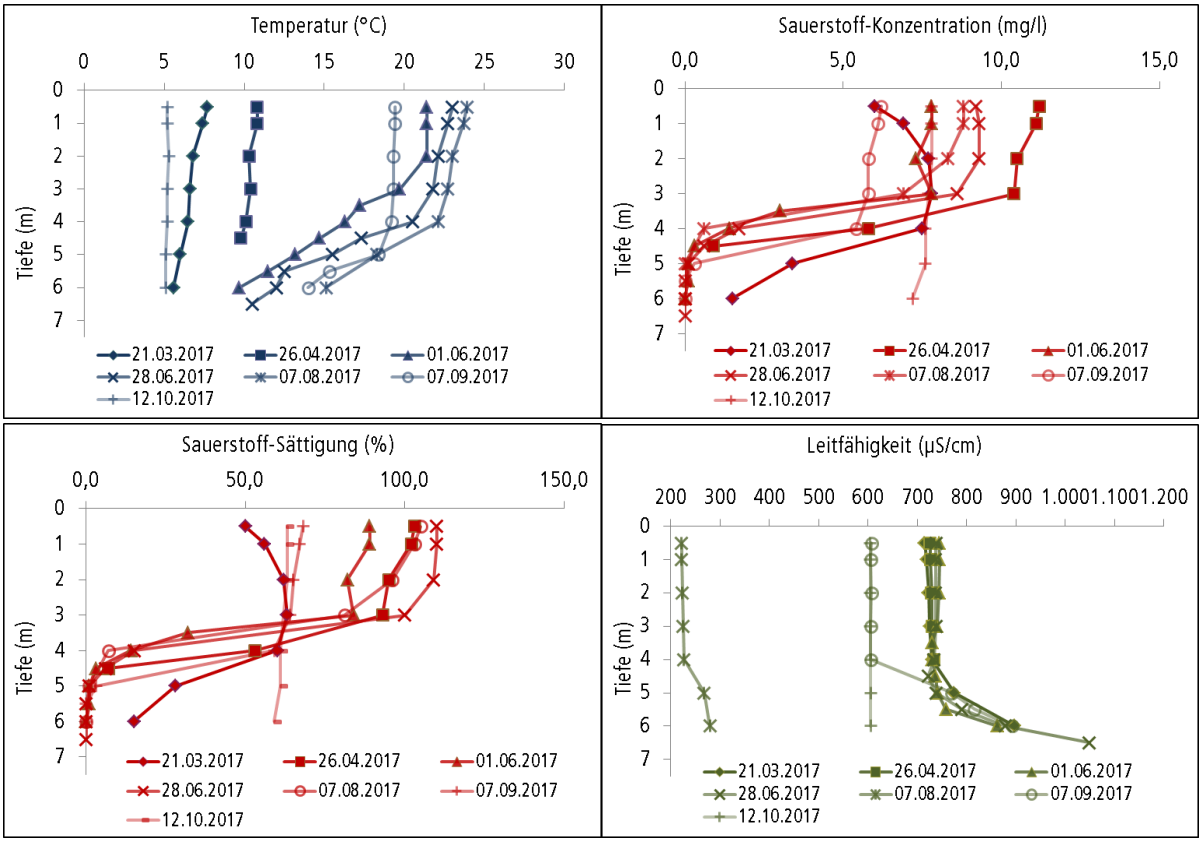
Mit einer maximalen Tiefe von 6,7 m wies der Hundekehlesee im Sommer 2017 keine stabile thermische Schichtung auf, obwohl die Messdaten der chemisch-physikalischen und chemischen Parameter dies suggerieren. Praktisch kann jedoch auf Grund der Morphometrie des Gewässers nicht von einer thermischen Schichtung ausgegangen werden, die einen bedeutenden Einfluss auf den Nährstoffhaushalt des Gewässers hat.

Die Morphometrie des Sees ist, wie beim Grunewaldsee, durch ein sehr steiles Abfallen der wasserseitigen Ufer bis in eine Tiefe von ca. 4,0 m gekennzeichnet. Die Tiefenstufe 0,0 – 4,0 m repräsentiert damit ca. 98 % des gesamten Seevolumens von ca. 210.500 m^3, die Tiefenstife 0,0 – 3,0 m ca. 83 % des Seevolumens. Unterhalb der Wassertiefe von 4,0 m ist das Relief durch einen recht flachen Gewässerboden gekennzeichnet, der nur in zwei kleinen Bereichen im Norden und im Zentralteil tiefere Bereiche aufweist. Diese Bereiche repräsentieren nur ca. 2% des Seevolumens (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2002). In diesem Bereich mit der maximalen Wassertiefe von 6,7 m ist aber die Probenstelle verortet, an der jeweils Wasserproben aus 1,0 m Wassertiefe und der maximalen Tiefe, ca. 0,5 m über Grund entnommen wurden.

Zu den Terminen im März und April sowie im Oktober war die gesamte Wassersäule vollständig durchmischt. Zu dem Termin Anfang Juni hatte sich dann schon eine thermische Schichtung aufgebaut, während der Wasserkörper bis in eine Wassertiefe von 2,0 m durchmischt war, nahmen die Temperaturen unterhalb einer Tiefe von 3,0 m bis zum Grund des Gewässers kontinuierlich ab. Zu den Folgeterminen vergrößerte sich die Mächtigkeit des durchmischten Oberflächenwasserkörpers Ende Juni und im August auf ca. 4,0 m. Damit war zu diesem Zeitpunkt ca. 98 % des Gewäservolumens vollständig durchmischt. Im September wuchs der durchmischte Oberflächenwasserkörper auf ca. 5,0 m an, was gleichzeitig den Beginn der Auflösung der Schichtung markierte. Der Temperaturgradient unterhalb des durchmischten Oberflächenwasserkörpers war zwar beträchtlich, da

der betroffene Wasserkörper jedoch nur sehr klein war, kann nicht von einer dauerhaften und stabilen thermischen Schichtung ausgegangen werden.

Auch wenn die Temperaturverhältnisse im März und April noch keine thermische Schichtung anzeigen, so bildete sich zu diesen Terminen jedoch schon eine Gradient der Sauerstoffkonzentration und –sättigung heraus. Schon am 21.03. nahm die Sauerstoffkonzentration unterhalb einer Wassertiefe von 5,0 m deutlich ab, über Grund betrug die Sauerstoff-Konzentration nur noch 1,5 mg/l was einer Sättigung von 15 % entsprach. Im April bildete sich der Sauerstoffgradient unterhalb einer Wassertiefe von 3,0 m aus. Bis Anfang August stand einem ca. 3 m mächtigem gut durchmischten Epilimnion mit jeweils ähnlichen Sauerstoffverhältnissen ein Tiefenwasserkörper gegenüber, der bis zum Grund einen starken Gradienten der Sauerstoffverhältnisse aufwies. In der Tiefenzone 3,0 – 4,0 betrug die Sauerstoffsättigung zwischen Juni und Anfang nur noch 7 – 15 %. Unterhalb einer Wassertiefe von 4,0 m verschlechterten sich die Sauerstoffverhältnisse weiter, über Grund betrug die Sauerstoffkonzentration im April nur noch 0,9 mg/l (7 % Sättigung), zwischen Anfang Juni und Anfang September war das Tiefenwasser über Grund vollständig sauerstofffrei. Durch die Morphometrie des Gewässers war jedoch das sauerstoffarme bzw. sauerstoffreie Wasservolumen unbedeutend gering. Mitte Oktober hatte sich der sommerliche Sauerstoffgradient aufgelöst. Die Sauerstoffsättigung im durchmischten Wasserkörper schwankte in der Vegetationsperiode zwischen 68 (September) und 110 % (Ende Juni). Leichten Übersättigungen, bedingt durch die planktische Sauerstoffproduktion standen leichte, zehrungsbedingte Untersättigungen gegenüber.



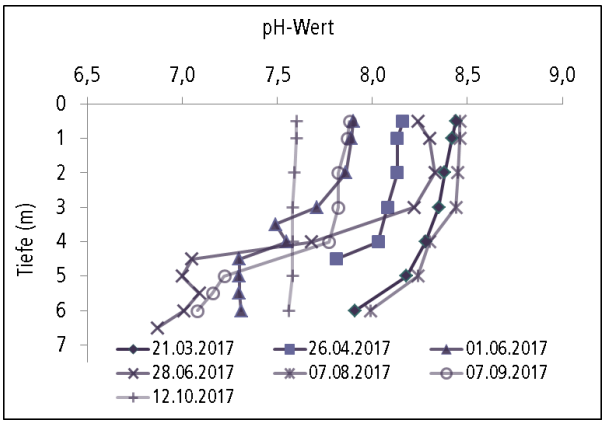


Abb. 7: chemisch-physikalische Parameter im Hundekehlesee von März bis Oktober 2017.

Die Messwerte der Leitfähigkeit folgten dem gleichen Trend wie die Sauerstoffverhältnisse. In dem durchmischten Oberflächenwasserkörper wurden Leitfähigkeiten zwischen 715 und 744 µS gemessen. Ausnahmen waren die Termine im September und Oktober mit einer Leitfähigkeit von 605 und 607 µS und Anfang August von 222 µS, die offenbar durch die Ableitung größerer Mengen Regenwasser entstanden sind. Im Tiefenwasser stiegen die Leitfähigkeiten zu den Terminen zwischen März und Ende Juni mit einem mit der Tiefe deutlichen zunehmenden Gradienten an. So wurde Ende Juni über Grund eine Leitfähigkeit von 1.049 µS gemessen. Ursache war ohne Zweifel die höhere Konzentration gelöster Ionen im Tiefenwasser, zurückzuführen auf den Abbau abgesunkener planktischer Biomasse aber auch der Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment.

Auch die pH-Werte wiesen für die Periode der thermischen- und Sauerstoffschichtung einen Gradienten auf. Während an der Oberfläche pH-Werte zwischen 7,9 und 8,5 gemessen wurden, wurden über Grund deutlich geringere pH-Werte gemessen, der minimale gemessene pH-Wert betrug Ende Juni über Grund 6,9.

4.2.2. Chemische Parameter Hundekehlesee

Die Konzentrationen des **Orthophosphat-Phosphors** schwankten in Jahresverlauf an der Oberfläche gering zwischen sehr geringen Konzentrationen von 0,001 – 0,006 mg/l im Dezember 2016

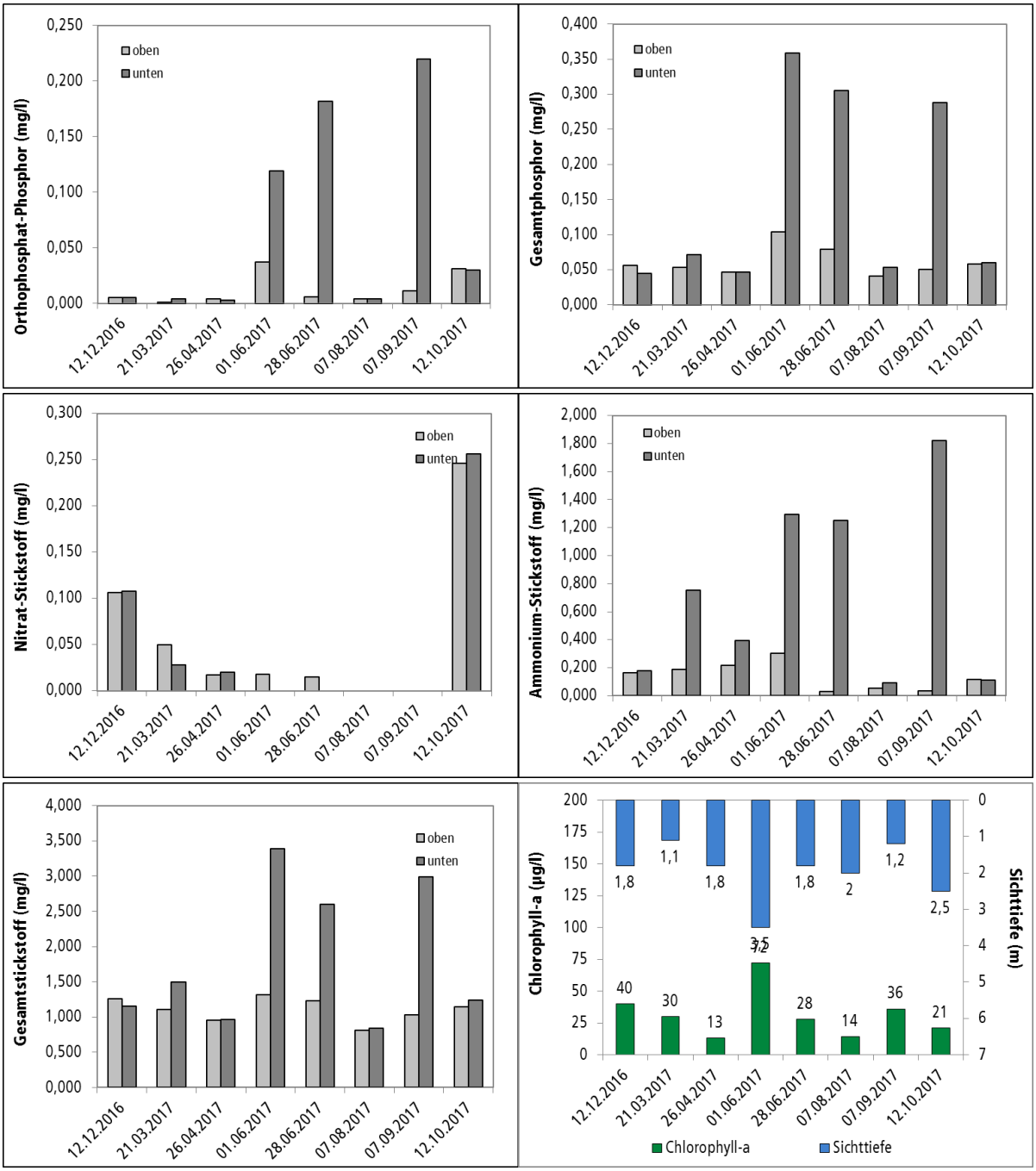


Abb. 8: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Hundekehlesee von Dezember 2016 bis Oktober 2017.

sowie März, April und Juni 2017 und etwas höheren Konzentrationen von bis zu 0,037 mg/l Anfang Juni 2017. Über Grund wurden in der Vegetationsperiode jedoch deutlich höhere Konzentrationen zwischen 0,119 und 0,220 mg/l analysiert. Eine Ausnahme bildet der Termin am 07.08.2017, bei dem an der Oberfläche und über Grund sehr geringe Konzentrationen bestimmt wurden. Auch an

dieser Stelle sei wieder darauf verwiesen, dass das Wasservolumen des nährstoffreichen Tiefenwassers sehr gering war und auch in der Vegetationsperiode mindestens mehr als 80 % des Wasserkörpers durchmischt waren.
Die Konzentrationen des **Gesamtphosphors** folgten dem gleichen Muster. Bis auf die Termine Anfang und Ende Juni schwankten die Konzentrationen an der Oberfläche gering zwischen 0,041 und 0,057 mg/l. Im Juni hingegen wurden 0,104 bzw. 0,079 mg/l analysiert. Über Grund wurden in der Vegetationsperiode, wieder mit Ausnahme des Termins Anfang August, deutlich höhere Konzentrationen zwischen 0,288 und 0,359 mg/l bestimmt. Die Konzentrationen der Phosphorparameter sind mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Ableitung von nährstoffreichem Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB beeinflusst.
Die Konzentration des **Nitrats** als pflanzenverfügbarer Stickstoff folgte im Oberflächenwasser dem Verlauf der Vegetationsperiode. So nahm die Konzentration des Nitrats zwischen Dezember 2016 und Juni 2017 kontinuierlich von 0,106 auf 0,015 mg/l ab um zwischen Ende Juni und September unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l zu liegen. Im Oktober, am Ende der Vegetationsperiode, wenn durch den mirkobiellen Abbau von planktischem Detritus gelöste Nährstoffre frei gesetzt werden, stieg die Nitrat-Konzentration auf 0,246 mg/l an. Über Grund kam Nitrat außerhalb der Vegetationsperiode in ähnlichen Konzentrationen wie im Oberflächenwasser vor, während der Vegetationsperiode immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Durch die Sauerstoffarmut bzw. Sauerstofffreiheit kam gelöster Stickstoff über Grund ausschließlich als Ammonium vor.
So folgte die Konzentration des **Ammoniums** in Oberflächen und über Grund den gleichen Prozessen wie die des Nitrats. Außerhalb der Vegetationsperiode lag Ammonium im Oberflächen- und über Grund in ähnlichen Konzentrationen vor. In der Schichtungsperiode stieg die Konzentration des Ammoniums über Grund stark an, insbesondere durch den Abbau von planktischem Detritus.
Die Konzentration des **Gesamtstickstoffs** unterlag im Oberflächenwasser im Jahresverlauf geringen Schwankungen. Die Konzentrationen schwankten zwischen 0,81 mg/l im August 2017 und 1,32 mg/l Anfang Juni. Über Grund kam es in der Folge räumlich eng begrenzten Schichtung und des Absinkens von planktischem Detritus in die tieferen Bereiche zu einer starken Erhöhung der Konzentrationen auf 2,59 bis 3,38 mg/l.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:13 und 1:22. Damit ist davon auszugehen, dass der Hundekehlesee in seiner Primärproduktion eher durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert ist.

Die Konzentration des **Chlorophyll-a** schwankte gering zwischen 13 und 72 µg/l im Zeitraum Dezember 2016 bis Oktober 2017. Die höchste Konmzentration von 72 µg/l wurde Anfang Juni 2017 bestimmt, die niedrigsten Konzentrationen im April (13 µg/l) und August (14 µg/l) 2016. Die recht hohen Konzentrationen des Chl.-a entsprechen den hohen Nährstoffkonzentrationen und spiegeln eine planktische Primärproduktion auf höherem trophischen Niveau wieder.
In diesem Zusammenhang konnten im Untersuchungszeitraum häufig **Sichttiefen** zwischen 1,8 und 2,0 m gemessen werden. Ausnahmen traten im März und September mit Sichttiefen von nur 1,1 bzw. 1,2 m sowie im Juni (3,5 m) und Oktober (2,5 m) auf.

Die **Chlorid**-Konzentration lag zwischen 65,2 mg/l und 103,1 mg/l. Alle Werte lagen damit unter dem Grenzwert der OGewV (2016) von 200 mg/l, der allerdings für Fließgewässer formuliert wurde (vgl. Kap. 4.3.2).
Die **TOC**-Konzentration schwankte zwischen minimal 6,9 mg/l und maximal 12,0 mg/l.

Da unbekannt ist, wann welche Mengen Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in den Hundekehlesee abgeleitet wurden, kann nicht bewertet werden, welchen Einfluss diese externe Belastung auf den Nährstoffhaushalt des Sees hat. In diesem Zusammenhang muss auch festgestellt werden, dass das Starkniederschlagsereignis am 29.06.2017 in den Daten nicht abgebildet ist, da Probenahmen nur am Tag vor dem Ereignis, am 28.06. und ca. 5 Wochen nach dem Ereignis, am 07.08. erfolgten.

Für die Klassifikation der **Trophie** wurden ausschließlich Daten aus 2017 genutzt, da Altdaten nicht vorlagen. Mit einer Fläche von ca. 7 ha und einer praktisch nicht ausgeprägten thermischen Schichtung wurde der Hundekehlesee zur Bewertung der Seengruppe „polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe von ≤ 3 m" zugeordnet. Mit einem Trophie-Index von 3,15 wird der Hundekehlesee als stark eutroph bewertet.

Tab. 16: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Hundekehlesees in 2017.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Hundekehlesee	2017	polykl3m	2,47	3,49	3,21	3,24	3,15	eutroph 2

Dabei schwankt die Bewertung der Einzelindices stark zwischen dem für Sichttiefe, der einen stark mesotrophen (m2) Trophiegrad indiziert und den Einzelindices für Phosphor (stark eutroph, e2) und Chl.-a, der schon den Übergangsbereich zu einem schwach polytrophen (p1) Trophiegrad markiert.

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad eutroph 2 erreicht der Hundekehlesee in 2017 hinsichtlich seiner Trophie den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.2.3. Sedimente Hundekehlesee

Zur Erfassung der Mächtigkeit von stark wassergesättigten Weichsedimenten wurde am 05.09.2017 ein NNW – SSO ausgerichtetes Profil entlang der maximalen Ausdehnung des Hundekehlesees untersucht. Dazu wurden die Sedimentmächtigkeiten auf der Profillinie in einem Abstand von jeweils ca. 10 m bestimmt. Dabei verlief das Profil Im Norden des Sees durch den Tiefenbereich mit Wassertiefen zwischen 4,0 und 5,0 m, also einem der beiden Bereiche mit Wassertiefen > 4,0 m. In Bereich des Anfangs- und Endpunkts des Profils nahm die Wassertiefe wegen der steilen wasserseitigen Uferböschung rasch zu. Nach 50 m (Nordende des Transekts) bzw. ca. 30 m (Südende des Transekts) war dann der relativ ebene Gewässerboden mit Wassertiefen von ca. 4,0 m erreicht.

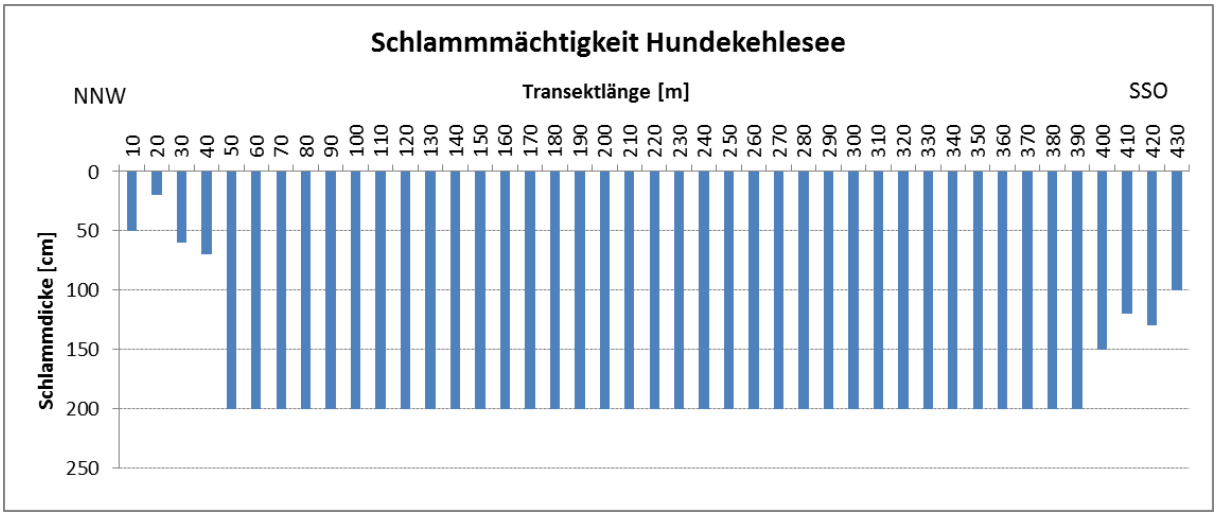


Abb. 9: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Hundekehlesee

Die Ergebnisse zeigen, dass an den steilen wasserseitigen Uferböschungen, insbesondere im Norden des Sees nur geringmächtige Weichsedimentauflagen erfasst werden konnten. Sobald jedoch in ca. 50 m Entfernung vom Ufer der relativ ebene Gewässerboden erreicht wurde, konnten tiefgründige organische Weichsedimentauflagen erfasst werden, die immer eine Mächtigkeit von mehr als 2,0 m aufwiesen. Da die genutzte Peilstange nur eine maximale Länge von 6 m aufwies, konnte die maximale Mächtigkeit der organischen Weichsedimentauflage dort nicht bestimmt werden.

Im Ergebnis der Untersuchungen kann festgestellt werden, dass der Hundekehlesee durch sehr mächtige organische Weichsedimentauflagen gekennzeichnet ist, die auch bis in größere Tiefen noch so stark wasserhaltig und gering verdichtet sind, dass sie mit der Peilstange durchdrungen werden konnten.

Für die Untersuchung der Schadstoffbelastung und chemischen Zusammensetzung der Sedimente wurden am 05.09.2017 mit einem UWITEC-Corer zwei Sedimentkerne aus dem Hundekehlesee entnommen. Ein Kern wurde dabei an der tiefsten Stelle des Sees im Zentrum bei einer Wassertiefe von ca. 6,5 m entnommen, ein zweiter Kern in einer Entfernung von ca. 15 m von einem Einleitbauwerk des Regenwasserkanalnetzes der BWB im Norden des Hundekehlesees. An beiden Punkten wurden jeweils ca. 0,4 m mächtge Sedimentkerne entnommen und zu einer Mischprobe vereinnigt. Die Mischproben beider Sedimentkerne wurden nach Mindestuntersuchungsprogramm LAGA M20 TR Boden untersucht, die Mischprobe aus der Seemitte zusätzlich auf die Parameter Trockensubstanz, Glühverlust, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff, Eisen und Schwefel.

Hinsichtlich der Schadstoffbelastung erreichte das Material beider Proben den Zuordnungswert > Z2 der LAGA und muss damit als gefährlicher Abfall bewertet werden. Für die Probe aus der Seemitte überschreiten die Parameter KW-Index C10-C40, TOC und Zink im Feststoff die Grenzwerte des Zuordungswertes Z 2. Für die Probe aus dem Uferbereich, vor der Einleitstelle des Regenwassereinlaufs der BWB, überschreiten die Parameter KW-Index C10-C40, TOC, Blei, Cadmium, Kupfer

und Zink im Feststoff die Grenzwerte des Zuordungswertes Z 2. Die Überschreitung des Zuordungswertes für TOC ist für natürliche Seen höherer Trophie normal, da eine hohe TOC-Konzentration den natürlich hohen Anteil organischer Partikel im Sediment widerspiegelt, die ihre Quelle im Detritus aus Phytoplankton, Makrophyten oder dem Laubeintrag hat. Ebenso kann es sich mit dem Zuordungswert für den KW-Index C10 – C40 verhalten, der neben Kohlenwasserstoffen aus Kraftstoffen auch Kohlenwasserstoffe aus humosen Anteilen repräsentiert. Aus den bei der Analyse entstandenen Chromatogrammen könnten Rückschlüsse auf den Usprung der Kohlenwasserstoffe gezogen werden. Unabhängig von den Analysenergebnissen für TOC und KW C10 – C40 ist jedoch deutlich der Einfluss der Regenwasserableitungen aus dem Kanalnetz der BWB zu erkennen, die die Ursache für die teils hohe Belastung insbesondere mit Schwermetallen darstellen.

Hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung der Sedimente kann festgestellt werden, dass der in der Seemitte entnommene Sedimentkern einen hohen Wassergehalt bzw. eine geringe Trockensubstanz von nur 6,8 % aufwies. Dieses Ergebnis korrespondiert sehr gut mit der bei der Sedimentpeilung festgestellten großen Mächtigkeit stark wasserhaltiger Sedimente. Der mineralische Anteil der Sedimente ist recht hoch, der Glühverlust beträgt 41,7 %. Als recht hoch sind die Konzentrationen von Gesamtphosphor (1.600 mg/kg TS), Gesamtstickstoff (21.400 mg/kg TS), Eisen (31.000 mg/kg TS) und Schwefel (22.000 mg/kg TS) zu bewerten.

Für die Untersuchungen zur Nährstoffrücklösung wurde am 05.09.2017 mit einem UWITEC-Corer ein ungestörter Sedimentkern an der tiefsten Stelle aus dem Hundekehlesee entnommen. Der entnommene Kern wurde tiefenbezogen in 2-5 cm dicke Teilproben geteilt, und entsprechend chemisch untersucht, um die Rolle des Sediments als Nährstoff-, insbesondere Phosphorquelle für den See zu bewerten. Dazu wurden drei Parametergruppen untersucht und bewertet: die Anteile des Gesamtphosphors in der Trockensubstanz und damit das Gesamtpotenzial der P-Rücklösung, die Bindungsformen des Phosphors im Sediment und damit das bindungsbezogene Potenzial der P-Rücklösung sowie die reale P-Rücklösung aus dem Sediment in das Freiwasser am Tage der Probenahme.

Bezüglich des Gesamtpotenzials der P-Rücklösung muss zwar darauf verwiesen werden, dass der Gesamt-P – Anteil am Trockengewicht mit ca. 1.600 mg/kg TG recht gering ist, dass jedoch bis in ca. 15 cm Tiefe ein Gradient der Abnahme des P-Anteils ausgeprägt ist, der auf ein hohes P-Mobilisierungspotenzial hindeutet, das 4,9 g/m^2 beträgt. Die potenzielle P-Rücklösungsrate ist abhängig von der realen Sedimentationsrate. Für den Hundekehlesee wurde entsprechend der Trophie eine Sedimentationsrate von 0,5 cm/a angenommen, daraus ergibt sich eine theoretische durchschnittliche jährliche Rücklösungsrate von 0,38 mg P/m^2*d. Dabei ist die Rücklösungsrate im Sommer in der Regel deutlich höher.

Hinsichtlich des bindungsbezogenen Potenzials der P-Rücklösung wurde untersucht, wie hoch der Anteil des im Sediment stabil gebundenen Phosphors und des leicht wieder mobilisierbaren Phosphors ist. Je höher der Anteil des leicht wieder mobilisierbaren Phosphors, desto höher ist das Potenzial der P-Rücklösung. Der an Metalloxide gebundene, säurelösliche und refraktäre Phosphor,

der als stabil gebunden gilt, hat einen Anteil von ca. 30 – 40 % am gesamten Phosophorgehalt des Sediments. Der organisch gebundene Phosphor sowie der reduktiv lösliche und labil gebundene Phosphor, der leicht mobilisierbar ist, macht ca. 60 – 70 % des Phosphorgehalts des Sediments aus. Dieser Anteil kann als gelöster Phosphor (Orthophsophar-Phosphor) aus den Sedimenten in das Freiwasser rückgelöst werden. Im Hundekehlesee konnte für den leicht mobilisierbaren Anteil des Phosphors in der aktiven Schicht der obersten 0-10 cm des Sediments eine Menge von ca. 1,0 g P / kg TG festgestellt werden, was einem Mobilisierunsgpotenzial von ca. 0,8 g P / m^2 entspricht.

Zur Bestimmung der realen Nährstoff- und insbesondere Phosophor-Rücklösung wurden die Konzentrationen des gelösten (Orthophosphat) Phosphors im Porenwasser des Sediments und im direkt über dem Sediment (0-2 cm) bestimmt und damit die Diffusionsraten für Orthophosphat-Phosphor, Ammonium-Stickstoff und Sulfat berechnet. Für Phosphor ergab sich für den Tag der Beprobung, den 05.09.2017, zum Ende des Sommers, eine Diffusionsrate von 1,84 mg P/m^2*d. Das molare Verhältnis der Diffusionsraten von Ammonium-N und Orthophosphat-Phosphor beträgt ca. 40:1. Ein solch hohes N/P – Verhältnis deutet darauf hin, dass beim Abbau organischer Substanzen im Sediment Phosphor zurück gehalten wird und neue stabile Bindungsformen eingeht.

Die Untersuchungen zum Nährstoffrücklösungspotenzial der Sedimente deuten darauf hin, dass die Sedimente des Hundekehlesees eine effektive Senkenfunktion für den Phosphor darstellen, und damit keine bedeutende Belastungsquelle für den See.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse, insbesondere auch im Vergleich zu dem anderen untersuchten See (Hubertussee) erfolgt in Kap. 4.9.2.

4.2.4. Fische Hundekehlesee

Die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen im Hundekehlesee durch das Fischereiamt Berlin im Jahr 2017 wurden insgesamt acht Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren dabei Plötze, Rotfeder, Blei, Moderlieschen und Barsch.

4.2.5. Makrozoobenthos Hundekehlesee

Die Untersuchung des Makrozoobenthos am Hundekehlesee erfolgte am 26.04.2017. Es erfolgte eine Beprobung von drei repräsentativen Uferabschnitten, am südlichen, östlichen und nördlichen Ufer.

Mit 23 (Südufer) bis 27 (Nordufer) Taxa wies der Hundekehlesee eine recht hohe Taxaanzahl auf. Mit 8-9 vertretenen faunistischen Großgruppen war das Benthos etwas diverser als im Grunewaldsee. Die Gruppen mit den meisten gefundenen Arten waren die Zweiflügler (Diptera), die Köcherfliegen (Trichoptera) und die Schnecken (Gastopoda). Mit 106 (Südufer) bis 388 (Nordufer) Individuen pro m^2 wies der Hubertussee eine mittlere Besiedlungsdichte auf.

Die wichtigsten besiedelten Habitate im Hundekehlesee stellen die pflanzlichen Habitate dar, gefolgt von Schlamm, Sand und Grob-Detritus. Dementsprechend dominieren bei den Ernährungstypen Sammler vor Weidegängern und Räubern.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an AESHNA werden alle Messstellen mit „sehr gut" bewertet. Gutachterlich ist jedoch einzuschätzen, dass im Hinblick auf das ermittelte Arteninventar diese Bewertung zu positiv erscheint. Insbesondere sei dabei auf die geringe Individuendichte und die geringe Taxaanzahl verwiesen. Danach werden alle drei Messstellen gutachterlich um zwei Zustandsklassen schlechter bewertet, als im Ergebnis der formalen Bewertung mit AESHNA, und zwar mit „mäßig". Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem Ergebnis, dass der „gute" ökologische Zustand nicht erreicht wird.

Am Nord-und Ostufer des Hundekehlesees wurden Arten nachgewiesen, die entsprechend den Roten Listen von Berlin oder Deutschland einen Gefährdungsstatus besitzen. Zu nennen sind hier die Bauchige Schnauzenschnecke *(Bithynia leachi)*, welche vor allem pflanzenreiche stehende und langsam fließende Gewässer bewohnt. Sie ist gegenüber Umweltbedingungen anspruchsvoller als die Schwesternart *Bithynia tentaculata* (Zettler, 2006). *Bithynia leachi* gehört in Berlin und gemäß Roter Liste von Deutschland zu den gefährdeten Arten (Gefährdungsgrad 2 – stark gefährdet). Eine weitere geschützte Art, allerdings mit etwas geringerem Schutzstatus, ist die glänzende Tellerschnecke *(Segmentina nitida)*, welche sich in Berlin auf der Vorwarnliste befindet und in Deutschland als gefährdet (Gefährdungsgrad 3) gilt. *Segmentina nitida* bewohnt bevorzugt Kleingewässer, die entweder pflanzenreich sind oder eine starke Falllaubschicht aufweisen (Zettler, 2006).

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse, insbesondere auch im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen erfolgt in Kap. 4.9.4.

4.2.6. Makrophyten Hundekehlesee

Im Hundekehlesee wurden zwei Transekte sowie fünf Zwischenstationen untersucht. Die Untersuchungen erfolgten 2016 und 2017 an den gleichen Untersuchungsstellen.

Die Lage der Transekte und Zwischenstationen ist in Abb. 10 dargestellt. Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten und ihren Schutzstatus nach der Rote Liste Berlin und der Bundesrepublik Deutschland sowie nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV 2005) auf.

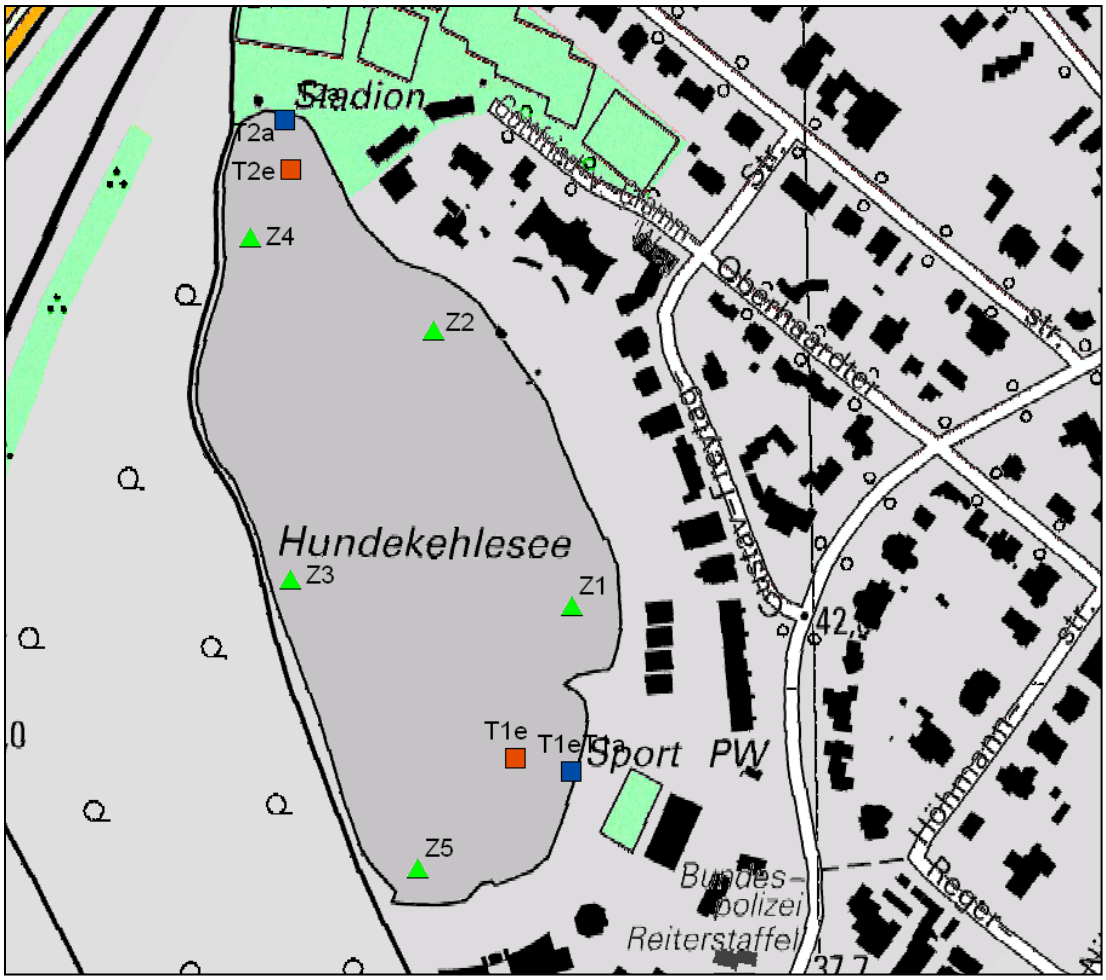


Abb. 10: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) am Hundekehlesee.

<u>Ergebnisse 2016 und 2017</u>

Das Gewässer war am Untersuchungstag 2016 insgesamt trüb, trotzdem konnten weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden. Zum Untersuchungstermin 2017 war die Transparenz des Wasserkörpers etwas besser. Trotzdem haben die Messungen der Sichttiefe in 2017 eine größere Varianz zwischen 1,1 und 2,0 m ergeben, die möglicherweise auch mit der Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in Verbindung steht aus dem tendenziell trübstoffreiches Wasser eingeleitet wird.

Diese Bestände wurden in beiden Untersuchungsjahren allerdings nur aus einer einzigen Art aufgebaut, dem Rauen Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)*. Daneben trat in 2016 eine fädige Grünalge *(Cladophora spec.)* auf, die vereinzelt submers auftrat, aber meist randlich als zusammengetriebene Algenwatten auf der Wasseroberfläche schwammen. In 2017 trat an Transekt 1 zusätzlich *Drepanocladus* spec., das Sichelmoos in größeren Beständen in Wassertiefen > 2,0 m auf. Die Art bevorzugt eher klare Wasserkörper.

Der See war damit mehr oder weniger flächendeckend mit dem Hornblatt besiedelt. Die Art bildete dichte Bestände, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von

den Pflanzen erfüllt. An wenigen randlichen Bereichen (z.B. Seezugang im Süden), sowie in den tieferen Gewässerzonen war die Art auch etwas lückiger verbreitet. In beiden Jahren traten die Bestände mehrheitlich in der Wuchsform der Tauchfluren auf, das bedeutet sie wuchsen vom Gewässergrund zur Oberfläche hin. Die Wuchsform der Schwebematten trat selten auf.

Eine deutliche Makrophytengrenze war im See nicht ausgebildet. Die tiefsten von einem Transekt erreichten Stellen (2016: Transekt 2, 4,5 m; 2017: Transekt 2, 4,8 m) waren noch lückig besiedelt. Eine so große Tiefenverbreitung indiziert normalerweise mesotrophe Verhältnisse, die für diesen See aufgrund der optischen Verhältnisse am Untersuchungstag 2016 und der Messungen der Sichttiefe und Trophieklassifikation 2017 allerdings nicht bestätigt werden können (Messdaten zur Trophie lagen in 2016 nicht vor).

Tab. 17: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Hundekehlesee, 2016 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 3,8 m)					
Typha angustifolia	e	2	4	-	n.V.
Phragmites australis	e	5	2	-	n.V.
Ceratophyllum demersum	s	3	5	5	n.V.
Transekt 2 (UMG: keine; tiefste erreichte Stelle: 4,5 m)					
Phragmites australis	e	5	4	-	-
Typha angustifolia	e	2	2	-	-
Ceratophyllum demersum	s	2	5	5	5
Cladophora spec.	s	2	4	2	-

Tab. 18: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Hundekehlesee, 2017 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 4,3 m)					
Typha angustifolia	e	2	4	-	-
Phragmites australis	e	5	2	-	-
Ceratophyllum demersum	s	3	5	4	-
Drepanocladus spec.	s	-	-	2	3
Transekt 2 (UMG: 4,7 m)					
Phragmites australis	e	5	4	-	-
Typha angustifolia	e	2	2	-	-
Ceratophyllum demersum	s	2	5	5	4

Tab. 19: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Hundekehlesee, 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3	Zwischen-station 4	Zwischen-station 5
Tiefe		2,6 m	3,2 m	1,8 m	2,7	1,4
Ceratophyllum demersum	s	5	5	5	5	3

Tab. 20: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Hundekehlesee, 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3	Zwischen-station 4	Zwischen-station 5
Tiefe		2,6 m	3,2 m	1,8 m	2,7	1,4
Ceratophyllum demersum	s	5	5	5	5	5

Tab. 21: Gesamtartenliste vom Hundekehlesee, 2016

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertlilie	-	-	§
Mentha aquatica	Wasser-Minze	-	-	-
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§

Tab. 22: Gesamtartenliste Hundekehlesee, 2017

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertlilie	-	-	§
Mentha aquatica	Wasser-Minze	-	-	-
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§
Drepanocladus spec.	Sichelmoos	-	-	-

Die Tabellen 17 bis 22 zeigen, dass zwischen den Untersuchungsjahren 2016 und 2017 nur geringe Unterschiede in der Artzusammensetzung und der Deckung der Arten der Wasserpflanzen beobachtet werden konnten.

Für die Zustandsbewertung ist zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie im Hundekehlesee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art

(Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Die meisten Taxa der in 2016 beobachteten Grünalge *Cladophora* können unter sehr unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen auftreten, allerdings gelten Massenvorkommen der Arten in Fließgewässern und Seen ebenfalls als Stör- und Nährstoffzeiger (z.B. Gutowski & Foerster 2009 + zit. Lit.).

In den Flachwasserbereichen, vor allem am Ostufer, finden sich auch ausgedehnte Schwimmblattfluren, die aus der Weißen Seerose (*Nymphaea alba*, ggf. unter Beimischung von Hybriden / Gartenformen) gebildet werden. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten, da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Abb. 11: Besiedeltes Ostufer des Sees mit Seerosenfluren, Schilfröhricht und überhängenden Bäumen (links) und unbesiedeltes Westufer mit geschlossenem Schilfgürtel (rechts) (Fotos: T. Kabus).

Im Hundekehlesee treten zwei Pflanzenarten auf, die gefährdet und/oder geschützt sind: Die Sumpf-Schwertlilie und die Weiße Seerose sind „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach §44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte.

Die Weiße Seerose ist außerdem in der Vorwarnliste zur Roten Liste der gefährdeten Pflanzenarten Berlins aufgeführt. Damit ist sie noch nicht gefährdet, sondern wird in ihrem Bestand als zurückgehend bezeichnet.

Die beiden Aussagen gelten allerdings nicht für Seerosen-Hybride (Zuchtformen), die anthropogen in den See eingebracht worden sein könnten.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die nahezu flächendeckende Besiedlung des Sees mit Unterwasserpflanzen auch bis in große Wassertiefen positiv zu bewerten ist, da sie mittlere Sichttiefen und damit einen relativ klaren Wasserkörper zur Voraussetzung haben, die im Hundekehlesee in 2017 auch erreicht wurden. Gleichzeitig zeugt die Besiedlung mit nur einer Art, die

gleichzeitig eine breite ökologische Amplitude aufweist von recht hohen Nährstoffkonzentrationen, die in dem in 2017 festgestellten Trophiegrad stark eutroph (e2) ihre Entsprechnung finden.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „unbefriedigend" bewertet. Beide untersuchten Transekte wurden in beiden Jahren als Zustandsklasse 4 „unbefriedigend" eingestuft. Die Bewertung beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Ceratophyllum demersum*. Damit erreicht der Hundekehlesee in 2016 und 2017 hinsichtlich der Makrophyten formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis.

4.2.7. Phytoplankton Hundekehlesee

Die Determination des Phytopklankton erfolgte an 6 Einzelproben aus dem Untersuchungszeitraum März bis Oktober 2017.

Im Jahresverlauf schwankte das Biovolumen des Phytopklanktons recht stark zwischen 0,44 mm^3/l Ende Mai und 7,70 mm^3/l Anfang September 2017. Während zu Beginn der Vegetationsperiode im März mit 3,56 mm^3/l schon ein recht hohes Biovolumenerreicht war, verringerte sich das Biovolumen im Mai im Zusammenhang mit einem Klarwasserstadium (Sichttiefe 3,5 m) auf geringe 0,44 mm^3/l. Ab Juni stieg das Biovolumen moderat von 1,61 mm^3/l auf 1,86 mm^3/l Anfang August an. Bis Anfang September vervierfachte sich das Biovolumen im Zusammenhang mit einer Blaualgenblüte auf 7,70 mm^3/l um dann Ende November 2,08 mm^3/l zu erreichen.

Die häufigsten Artgruppen waren im Frühjahr Schlundgeißler und Kieselalgen, zwischen Mai und August Grünalgen sowie Schlundgeißler (Mai), Schlundgeißler, Goldalgen und Kieselalgen (Juni) bzw. Blaualgen (August). Die sich ab Anfang August entwickelnde Blaualgenpopulation erreicht Anfang September ihren Höhepunkt und stellt die absolut dominante Artgruppe. Im November dominieren ausschließlich die Schlundgeißler.

Das Saisonmittel des Biovolumens des Phytoplanktons beträgt 2,88 mm^3/l, nach LAWA (2014) indiziert dies einen Trophiegrad von schwach eutroph (e1) mit einem Trophie-Index zwischen 2,6 und 2,7, der im Bereich des Indices für Sichttiefe liegt.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PhytoSee erreicht der See mit einem PSI (Phyto-See-Index) von 1,73 die Zustandsklasse „gut". Damit erreicht der Hundekehlesee in 2017 hinsichtlich des Phytoplanktons den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.2.8. Uferstruktur Hundekehlesee

Der Hundekehlesee liegt am Westrand des Grunewalds und ist mit ca. 7 ha das zweitgrößte Untersuchungsgewässer. Im Westen ist er von Wald geprägt. Dieser Abschnitt wird gerne von Hundebesitzern als Spazierweg genutzt, der direkt am Westufer entlang läuft. Am östlichen Ufer liegen Privathäuser und Gärten. Im Norden grenzt das Steffi-Graf-Stadion mit mehreren Tennisplätzen und Restaurant/Clubhaus des Tennisclubs an. Im Süden gehören die Ufergrundstücke einem Softwareunternehmen und der Bundespolizei. Der See weist im Süden einen Seezugang auf, an einigen Stellen gibt es weitere unbewachsene Seezugänge.

Anders als im Grunewaldsee existieren viele Steganlagen und ca. 270 m des Ufers sind künstlich durch Faschinen, Palisaden (jeweils aus Holz), Blocksteinen oder Betonmauern befestigt. Der Uferverbau befindet sich an anderen Uferabschnitten als der Landschaftsplan zur Beseitigung vorsah (schwarz gepunktet in Abb. 12 eingezeichnet). Vermutlich wurden diese Befestigungen in der Zwischenzeit – schließlich liegen zwischen der Festsetzungskarte des Landschaftsplan und dem Jahr 2016 25 Jahre – entfernt, oder es handelte sich um Befestigungen aus Holz (z.B. Faschinen), die aufgrund ihrer begrenzten Haltbarkeit im Wasser verrottet und weggespült oder überwachsen wurden. Die aktuell festgestellten Uferbefestigungen befinden sich ausschließlich im Bereich der Privatgärten. Es hat auch fast jeder Privatgarten einen eigenen Steg oder einen befestigten Bootsunterstand.

Röhricht und Makrophyten sind nur stellenweise und schmal ausgebildet. An Makrophyten wurden im Mai vor allem Seerosen (*Nymphaea* spec.) kartiert. Die Stege verhindern an den Stellen einen Makrophyten- und Röhrichtbewuchs, wenige Stege sind zu beiden Seiten von Wasserpflanzen gesäumt. Die Bedeckung des Röhrichts erreicht bei weitem nicht die Flächen, die der Landschaftsplan von 1991 als Flächen zur Röhrichtanpflanzung vorgesehen hat (hellblau in Abb. 12 eingezeichnet). Vor allem am Nord- und Westufer reichen einige Bäume über das Wasser und es befindet sich vereinzelt Totholz unter Wasser. Dies könnte zumindest eine Erklärung dafür sein, warum an diesen Stellen das Röhricht so schmal und lückenhaft ausgebildet ist, trotzdem es nicht durch Stege zerschnitten ist. Wahrscheinlich sind auch badende Hunde, der Schattenwurf der Bäume und der recht steinige Untergrund weitere Gründe. Wie am Grunewaldsee schützen auch am Westufer des Hundekehlesees Zäune das Röhricht sowie darin lebende Tiere vor Hunden.

Ein ausgeprägter Gewässerrandstreifen existiert nicht, etwa 50 % des Ufers weist einen 0-5 m breiten Saumstreifen auf. Geschätzt 10 % der landseitigen Uferzone sind versiegelt oder teilversiegelt. Müll wurde an einer Stelle am Westufer festgestellt. Im Südosten befindet sich der Zu-/Abfluss des Hundekehlegrabens, am Nordufer wurde ein gemauertes Einlaufbauwerk, vermutlich zur Straßenentwässerung festgestellt.

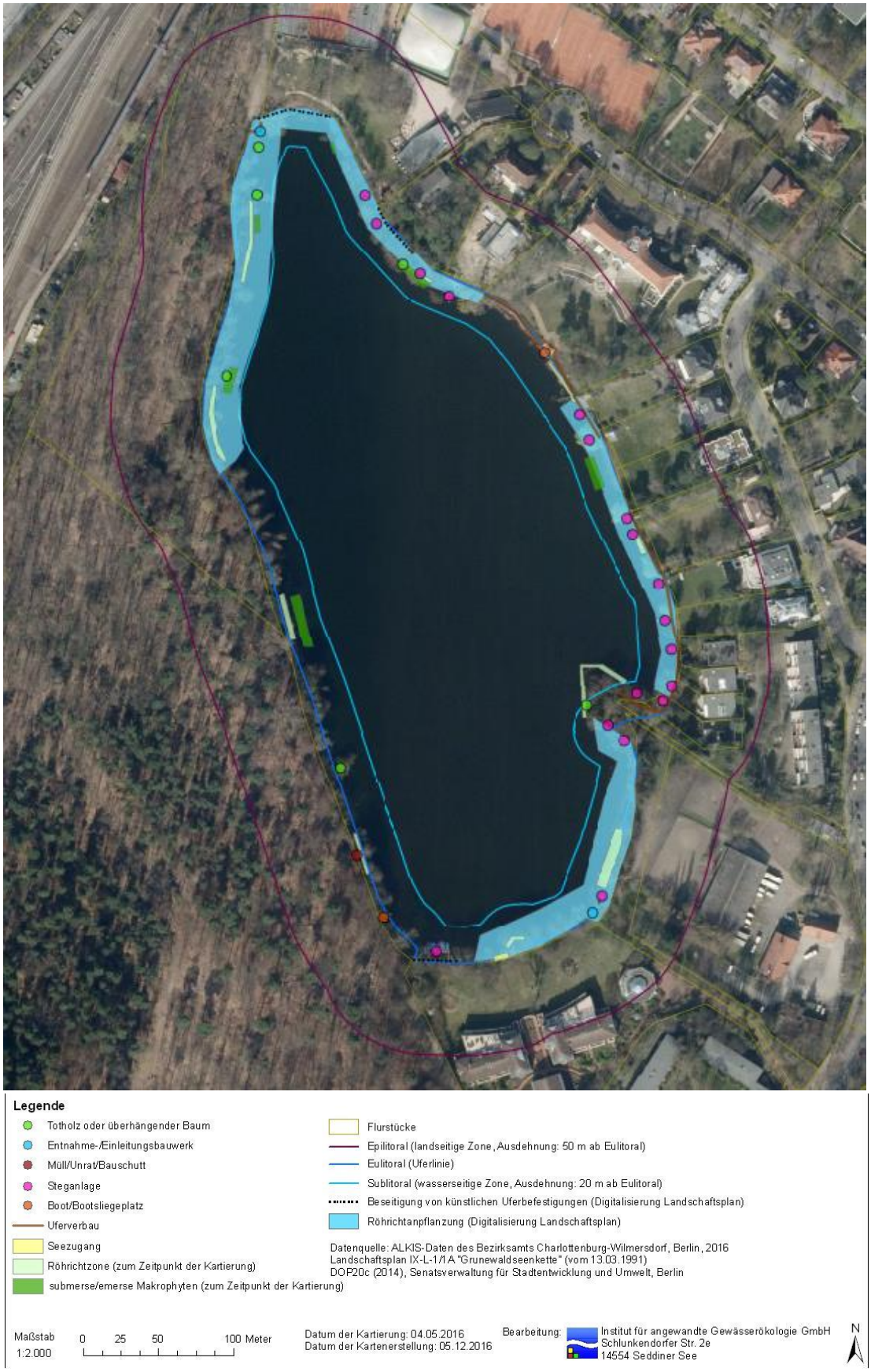


Abb. 12: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Hundekehlesee – Ist-Zustand 2016.

4.2.9. Zusammenfassung Hundekehlesee

Die Untersuchungen des Hundekehlesees ergaben, dass die Wasserqualität im Jahr 2017 mit dem Trophiegrad stark eutroph einen mäßigen Zustand erreicht hat. Insbesondere sei dabei auf die guten sommerlichen Sichttiefen von 1,8 - 2,0 m und die nahezu flächendeckende Besiedlung mit Unterwasserpflanzen bis in große Wassertiefen verwiesen, die als Tauchfluren und nicht als Schwebmatten ausgebildet waren. Auch auf den geringen Uferverbau an Nord-, West- und Südufer sei positiv verwiesen. Die Sedimente des Sees üben mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Senkenfunktion für die Nährstoffe und insbesondere den Parameter Phosphor aus.

Defizite betreffen die Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, die die Primärproduktion des Phytoplanktons und der Unterwasserpflanzen steuern. Insbesondere wegen der Nährstoffkonzentrationen ist die Unterwasservegetation durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* dominiert, das eine hohe Toleranz gegenüber höheren Nährstoffkonzentrationen aufweist. Arten, die typisch für niedrigere Nährstoffkonzentrationen sind, kommen nicht vor. Ein weiteres Defizit stellt die Struktur der Uferzone dar. Die gesamte Uferlinie weist Defizite in der Besiedlung mit Röhricht und im Bestand von Totholz auf, insbesondere am Ostufer kommen mit dem vorhandenen Uferverbau und Steganlagen weitere Defizite hinzu. Ein weiteres, allerdings weniger bedeutendes, Defizit stellt die Besiedlung mit Makrozoobenthos dar, insbesondere bezüglich der Individuendichte und der Anzahl der aufgefundenen Taxa. Ein bedeutendes Defizit stellt die chemische Zuammensetzung der Sedimente hinsichtlich der Schadstoffbelastung dar. Insbesondere die Sedimente nahe der Einleitstelle für Regenwasser der BWB weisen eine erhebliche Belastung insbesondere mit Schwermetallen auf.

Die Strategie zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand muss sich an den wichtigsten Defiziten orientieren. Bezüglich der Nährstoffkonzentrationen muss darauf verwiesen werden, dass die wichtigste Nährstoffquelle die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB darstellt. Hier wäre zu prüfen, ob es technische Möglichkeiten gibt, die Nährstoffbelastung zu reduzieren. Die Sedimente des Sees stellen offenbar keine bedeutende Nährstoffquelle für den See dar. Andererseits besteht durch den aktuell maßigen Zustand hinsichtlich der Wasserqualität und der aktuell recht guten Ausprägung der Unterwasservegetation kein dringender Handlungsbedarf. Bezüglich der Strukturen im der Uferzone gibt es ein stark begrenztes Potenzial für Verbesserungen. Hinsichtlich der Möglichkeiten ist sicher zwischen den Uferbereichen unterschiedlicher Eigentumsformen zu unterscheiden. Das gesamte Westufer ist öffentlich zugänglich und mit hoher Wahrscheinlichkeit in öffentlichem Eigentum. Hier sind aber auch die Beeinträchtigungen am Geringsten. Der lückige Röhrichtbewuchs ist eher auf die natürlichen Verhältnisse (steil abfallende wasserseitige Ufer, Dichter Baumbestand mit starker Beschattungswirkung) zurück zu führen, als auf beseitigbare Beeinträchtigungen. Am Süd- und Nordufer sind die Grundstücke teils im privaten, teils in öffentlichem Besitz. Hier existiert kein Uferverbau, Steganlagen sind selten. Hier besteht sicher eine gute Möglichkeit mit den Eigentümern ins Gespräch zu kommen, unter welchen Bedingungen eine Verbesserung der Uferstrukturen und ggf. auch der landseitigen Verhältnisse erreicht werden kann. Dabei ist im Detail zu prüfen, welche Maßnahmen (Ansiedlung von Röhricht, Abflachung landseitige Uferbereiche, landseitige Ufervegetation, Einbau künstklicher Strukturelemente) möglich und

sinnvoll sind. Insbesondere am Südufer sind beispielsweise die Möglichkeiten der Ansiedlung von Röhricht durch die Beschattung durch Bäume sowie die sonnenabgewandte Lage gering. Im Bereich des Ostufers besteht sicher abschnittsweise das größte Verbesserungspotenzial. Strukturell stark defzitären Uferbereichen stehen Abschnitte mit geringeren Defiziten gegenüber. Grundsätzlich sollte hier eine Verbesserung der Situation hinsichtlich Uferverbau, Röhrichtvegetation, landseitiger Ufervegetation, land- und wasserseitige Strukturelemente sowie ggf. Steganlagen angestrebt werden. Die genannten strukturverbessernden Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung des ökologischen Zustandes des Gewässers in Hinblick auf die Verbesserung der Habitatverhältnisse für Tier- und Pflanzenarten, die an vielfältige Uferstrukturen gebunden sind. Der Einfluss strukturverbessernder Maßnahmen auf die Wasserqualität wird als gering eingeschätzt.

Eine flächendeckende Entnahme von Sedimenten ist nicht erforderlich. Der See verfügt grundsätzlich über eine große Gewässertiefe, eine fortschreitende Verlandung ist nicht zu beobachten. Die Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten ist als sehr gering einzuschätzen, die Sedimente stellen damit keine bedeutende Nährstoffquelle für den See dar. Im Zusammenhang mit der Einleitung von Regenwasser aus den Kanalnetz der BWB kann es jedoch lokal, vor den Einleitstellen, zur Akkumulation beträchtlicher Mengen von Sedimenten gekommen sein, die im Nährstoffhaushalt des Sees eine Rolle spielen können. In diesem Zusammenhang sollte geprüft werden, ob eine lokale Entnahme dieser Sedimente erforderlich ist. Die chemische Untersuchung der Sedimente vor einer Einleitstelle am Nordufer ergab jedoch eine Einstufung als gefährlicher Abfall (Zuordungswert > Z2 nach LAGA) so dass eine lokale Entnahme von Sedimenten mit erheblichen Kosten verbunden wäre.

<u>Übersicht potenzieller Maßnahmen:</u>

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	nicht erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich

4.3. Dianasee

Der Dianasee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen und drei Regenwassereinleitungen der BWB sowie durch die Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof gespeist. Durch die ausgespiegelte hydraulische Verbindung mit dem Koenigsee und im weiteren Verlauf mit Hertha- und Hubertussee besteht die Möglichkeit des Wasserautauschs zwischen diesen Seen.

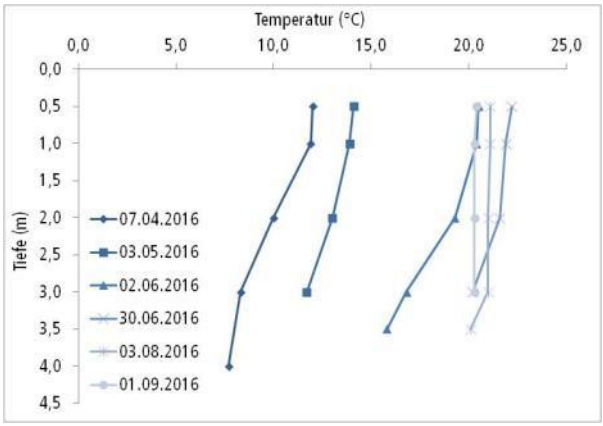
Bezüglich der Speisung aus dem Betrieb der OWA sind in 2016 beträchtliche Wassermengen durch das Pumpwerk Dianasee aus dem unterhalb gelegenen Grunewaldsee über Hundekehle- und Forstgraben in den Dianasee übergeleitet worden. Die übergeleiteten Wassermengen sind in Tab. 2 dargestellt und betrugen 2016 monatlich zwischen 20.700 m^3 (November) und 77.390 m^3 (Oktober), das sind zwischen 50 und 186 % des Seevolumens von ca. 41.600 m^3. Messwerte zu chemischeen und chemisch-physikalischen Parametern liegen nicht vor. Allein durch die übergeleitete Wassermenge ist anzunehmen, dass die Überleitung von Wasser aus dem Grunewaldsee grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemisch-physikalischer wie auch chemischer Parameter hat. Für die Überleitung gilt, dass durch sie seeinterne Prozesse des Nährstoffumsatzes und der Primärproduktion voraussichtlich wesentlich beeinflusst werden.

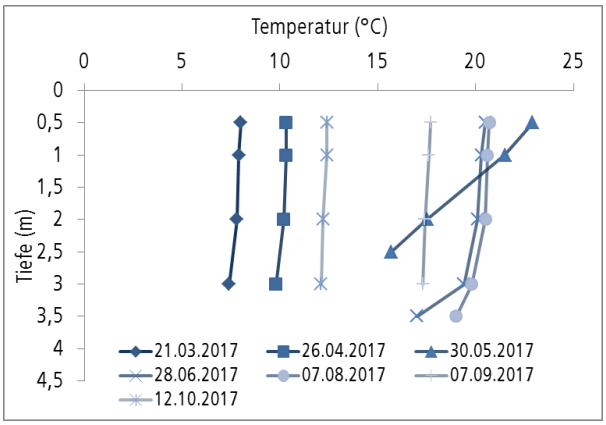
Messwerte zu abgeleiteten Wassermengen bzw. zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des abgeleiteten Wassers aus den Regenwassereinleitungen liegen nicht vor. Trotzdem ist anzunehmen, dass auch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemischer Parameter und damit der Wasserqualität hat.

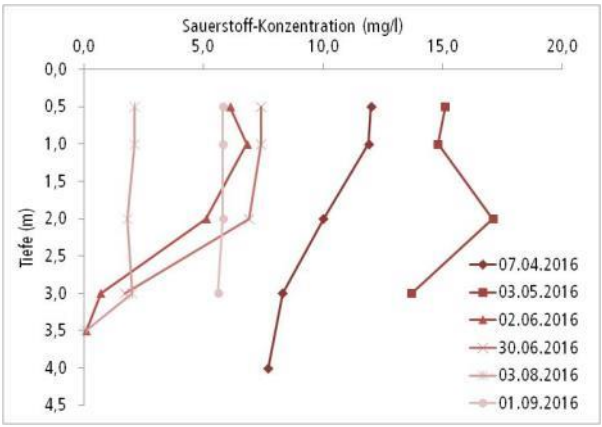
4.3.1. chemisch-physikalische Parameter Dianasee

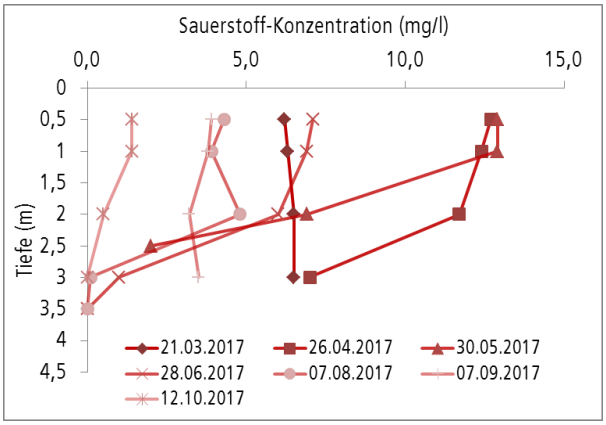
Mit einer maximalen Tiefe von 4,5 m und durch die beträchtlichen Wassermengen, die durch die Überleitung durch den Betrieb der OWA sowie die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in den See abgeleitet werden, war der Wasserkörper des Dianasees in den Untersuchungsjahren 2016 und 2017 recht gut durchmischt, auch wenn an einzelnen Terminen Gradienten von chemisch-physikalischen bzw. chemischen Parametern auftraten.

Der Dianasee wies an der Probenahmestelle im Bereich der tiefsten Stelle im Nordosten in 2016 wie auch in 2017 während der Vegetationsperiode an einzelnen Terminen einen Temperaturgradienten zwischen Wasseroberfläche und Tiefenwasser auf. Am größten war die Temperaturabnahme am 07.04. und 02.06.2016, hier nahm die Temperatur von 0,5 m Tiefe bis zum Grund um ca. 5 °C ab sowie am 30.05.2017, an dem die Temperatur sogar um 7,2 °C abnahm. Die temporär auftretenden Tiefengradienten sind immer an länger anhaltende sonnige windarme Witterungsperioden gebunden, in denen das Oberflächenwasser stark erwärmt wird und durch fehlenden Wind nicht in tiefere Wasserschichten eingemischt wird. Durch folgende Niederschlagsereignisse (Regenwassereinleitungen) oder Wind werden diese Grandienten recht schnell wieder aufgelöst.

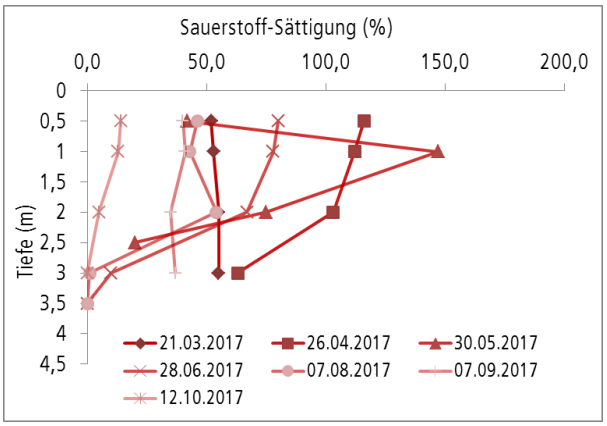

Temperatur (°C)
0,0 5,0 10,0 15,0 20,0 25,0
Tiefe (m)
0,0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 3,0 3,5 4,0 4,5
07.04.2016
03.05.2016
02.06.2016
30.06.2016
03.08.2016
01.09.2016

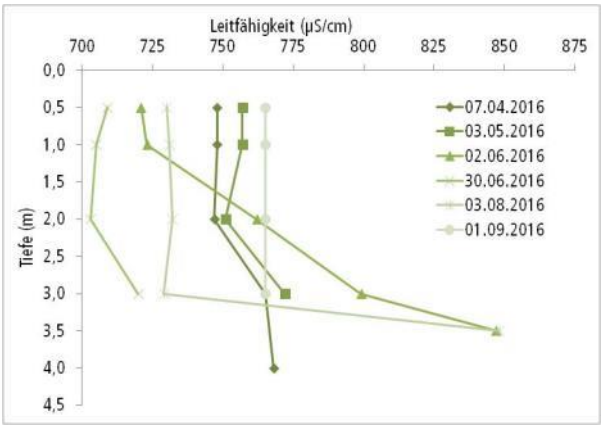

Temperatur (°C)
0 5 10 15 20 25
Tiefe (m)
0 0,5 1 1,5 2 2,5 3 3,5 4 4,5
21.03.2017
26.04.2017
30.05.2017
28.06.2017
07.08.2017
07.09.2017
12.10.2017

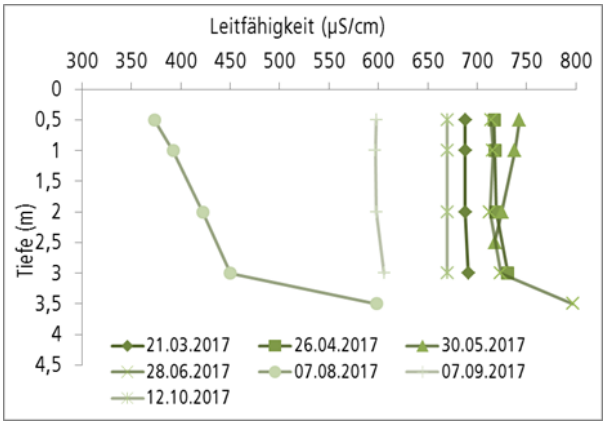

Sauerstoff-Konzentration (mg/l)
0,0 5,0 10,0 15,0 20,0
Tiefe (m)
0,0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 3,0 3,5 4,0 4,5
07.04.2016
03.05.2016
02.06.2016
30.06.2016
03.08.2016
01.09.2016


Sauerstoff-Konzentration (mg/l)
0,0 5,0 10,0 15,0
Tiefe (m)
0 0,5 1 1,5 2 2,5 3 3,5 4 4,5
21.03.2017
26.04.2017
30.05.2017
28.06.2017
07.08.2017
07.09.2017
12.10.2017

Sauerstoff-Sättigung (%)
0,0 50,0 100,0 150,0 200,0
Tiefe (m)
0,0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 3,0 3,5 4,0 4,5
07.04.2016
03.05.2016
02.06.2016
30.06.2016
03.08.2016
01.09.2016


Sauerstoff-Sättigung (%)
0,0 50,0 100,0 150,0 200,0
Tiefe (m)
0 0,5 1 1,5 2 2,5 3 3,5 4 4,5
21.03.2017
26.04.2017
30.05.2017
28.06.2017
07.08.2017
07.09.2017
12.10.2017


Leitfähigkeit (µS/cm)
700 725 750 775 800 825 850 875
Tiefe (m)
0,0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 3,0 3,5 4,0 4,5
07.04.2016
03.05.2016
02.06.2016
30.06.2016
03.08.2016
01.09.2016


Leitfähigkeit (µS/cm)
300 350 400 450 500 550 600 650 700 750 800
Tiefe (m)
0 0,5 1 1,5 2 2,5 3 3,5 4 4,5
21.03.2017
26.04.2017
30.05.2017
28.06.2017
07.08.2017
07.09.2017
12.10.2017

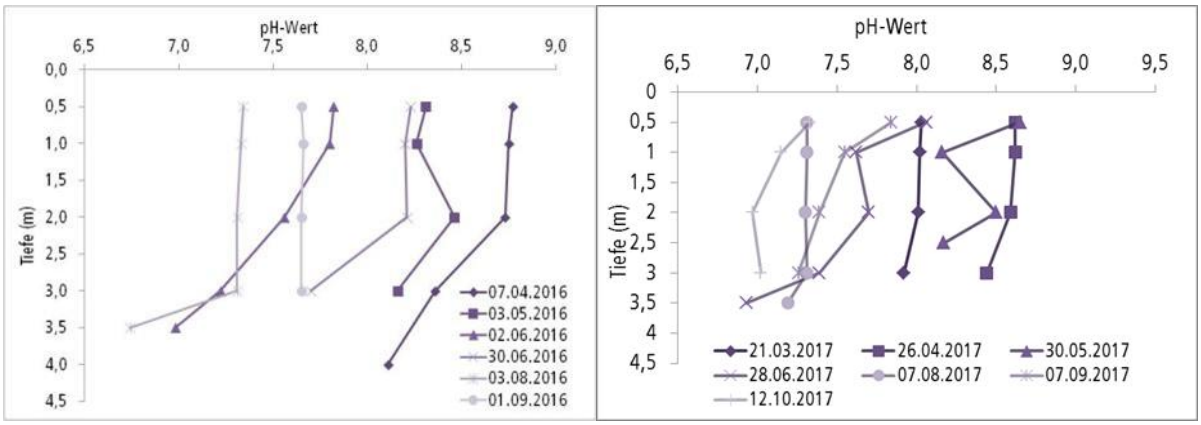


Abb. 13: chemisch-physikalische Parameter im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Die temporär auftretenden Temperaturgradienten werden auch in den Sauerstoffverhältnissen sichtbar. In den Phasen der vollständigen Durchmischung treten keine Sauerstoffgradienten auf, häufig wurden für die Sauerstoffsättigung jedoch nur Werte unter 50 % gemessen, was für starke Zehrungsprozesse spricht. In der Vegetationsperiode treten sehr häufig Gradienten der Sauerstoffverhältnisse auf. So wurden sowohl in 2016 als auch 2017 an der Oberfläche, bis in eine Tiefe von ca. 2,0 m deutlich höhere Sauerstoffkonzentrationen gemesen als über Grund. Je nach Witterung und abhängig von der Sauerstoff produzierenden Primärproduktion und ggf. parallel ablaufenden Zehrungsprozessen wurden Sättigungen zwischen 152 % (03.05.2016) und 46 % (07.08.2017) gemessen. Geringe Sauerstoffsättigugnen sind dabei mit hoher Wahrscheinlichkeit an den Eintrag organischer Stoffe durch Niederschlagsereignisse gebunden, die unter sauerstoffverbrauch abgebaut werden. Unterhalb einer Wassertiefe von 3,0 m wurden häufig Defizite in der Sauerstoffsättigung festgestellt. Die Sauerstoffgehalte waren deutlich geringer als an der Oberfläche, unterhalb 3,0 m Tiefe, an einzelnen Terminen bereits unterhalb 2,0 m Tiefe wurden teilweise anoxische Bedingungen (O_2-Konzentration < 2 mg/l) erreicht (Juni und August 2016, Juni, August und Oktober 2017). Damit kann der Sauerstoffhaushalt des Dianasees als angespannt bezeichnet werden, normale Sauerstoffverhältnisse mit Sättigungen im Bereich von 100 % kommen in den untersuchten Zeiträumen eher selten vor. Selbst im März 2017 wurde im gesamten Wasserkörper nur eine Sättigung von 55 % gemessen, im Oktober 2017 an der Oberfläche nur 14 %, in der Tiefe herrschten anoxische Verhältnisse. Dies verdeutlicht, dass der Sauerstoffhaushalt stark durch Zehrungsprozesse gekennzeichnet ist, die ihre Ursache mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB haben. Andererseits erreichten die Sauerstoffverhältnisse nie Konzentrationen, die ein Zeichen für die Gefahr der Anoxie im gesamten Wasserkörper darstellen würden.

Die Leitfähigkeit als Summenparameter aller im Wasser gelösten Ionen kann Hinweise auf die Härte eines Gewässers geben, aber auch auf stoffliche Belastungen durch Salze (Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^- u.a.) oder Nährstoffe hindeuten. Im Dianasee schwankte sie stark zwischen 373 µS/cm (Oberfläche, 07.08.2017) und 848 µS/cm (Tiefenwasser, 02.06.2016). Die geringeren Leitfähigkeitswerte wurden immer an der Oberfläche gemessen, die höchsten Werte immer über Grund. Insgesamt kann die Leitfähigkeit an den meisten Terminen als erhöht bezeichnet werden. Erklärt werden kann sie durch

die Einleitung des Regenwassers aus dem Kanalnetz der BWB, was bekanntermaßen viele Ionen mitführt.

Der pH-Wert lag in beiden Jahren an der Oberfläche häufig über den Werten, die über Grund gemessen wurden. Er folgt deutlich dem Temperatur-Tiefengradienten, wobei die höheren Werte im Epilimnion aufgrund der Photosynthese in dieser Schicht gemessen wurden. Insgesamt lag der pH-Wert an dieser Messstelle zwischen neutralen 6,7 und basischen 8,8. Der Anstieg des pH-Wertes aufgrund hoher Photosyntheseleistung im Gewässer beruht auf dem Entzug des Kohlenstoffdioxids aus dem Dissoziationsgleichgewicht von gelöstem Calciumhydrogencarbonat und Kohlensäure durch Makrophyten und Phytoplankton. Auch die Nutzung von Hydrogencarbonat führt zu einer Steigerung des pH-Wertes.

4.3.2. Chemische Parameter Dianasee

Der Dianasee wurde in 2016 an sechs Terminen zwischen April und September sowie in 2017 an sieben Terminen zwischen März und Oktober beprobt.

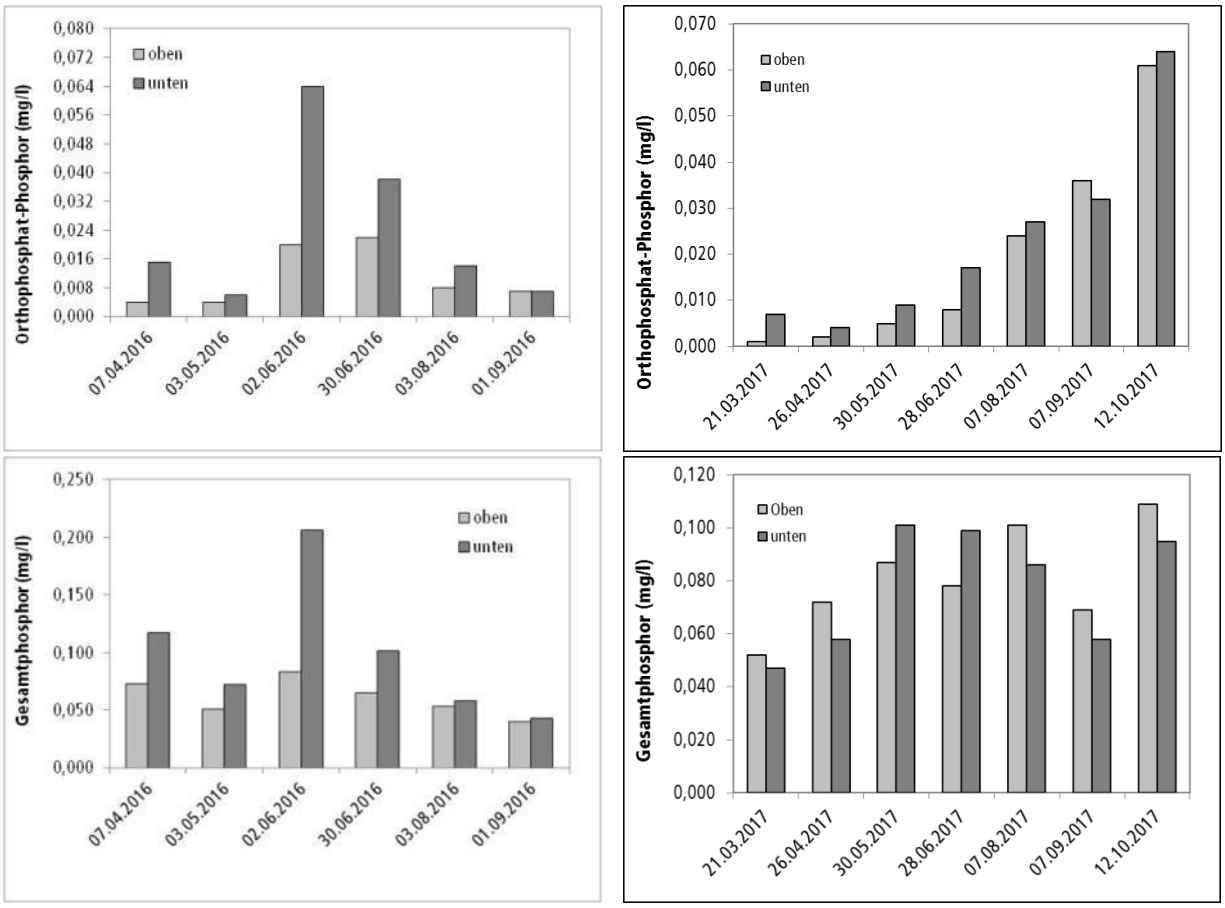


Abb. 14: Nährstoffparameter (Phosphor) im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Bei den meisten Probenahmen war der Unterschied in der Phosphor-Konzentration, sowohl bezüglich des **Orthophosphat-Phosphors** als auch des Gesamtphosphors, zwischen 0,5 m Tiefe („oben") und 1 m über Grund („unten") gering. Der Orthophosphat-Phosphor stellt den gelösten, reaktiven und für Pflanzen direkt verfügbaren Anteil des Phosphors dar. Einen starken Anstieg in der Orthophosphat-P-Konzentration im Tiefenwasser gegenüber der Oberfläche war am 02.06.2016 und abgeschwächt auch am 30.06.2016 zu beobachten. An diesen Terminen stieg die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration im Tiefenwasser auf max. 0,06 mg/l an. Zu diesem Zeitpunkt lag ein Gradient der Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse vor. Der Temperaturgradient wirkte als „Barriere" und verhinderte, dass der Phosphor in das Oberflächenwasser gelangte und von Organismen aufgenommen wurde. Die **Gesamtphosphor**-Konzentration erreichte an der Oberfläche maximal 0,109 mg/l (Oktober 2017) sowie über Grund maximal 0,206 mg/l (Juni 2016). Die Konzentration des Gesamtphosphors an der Oberfläche schwankte in beiden Untersuchungsjahren stark. In 2017 wurden minimal 0,052 mg/l (März) und maximal 0,109 mg/l (Oktober) analysiert. Dabei entspricht der Märzwert nach LAWA 2014 Verhältnissen an der Grenze zwischen schwach und stark eutroph (e1-e2), der Oktoberwert jedoch schwach polytrophen Verhältnissen (p1). Die starken Schwankungen im Jahresverlauf zeigen deutlich, dass der Nährstoffhaushalt offenbar weniger von gewässerinternen Stoffumsatzprozessen beeinflusst ist als durch Nährstoffrachten aus der Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB bzw. durch Verdünnungsprozesse durch Wasserüberleitung aus dem Grunewaldsee im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA.

Die Konzentrationen der Stickstoffparameter **Ammonium und Nitrat** waren in 2016 mit Ausnahme des 07.04. stets gering. Im April waren sie in der Oben-, insbesondere aber in der Untenprobe deutlich erhöht. Im Jahresverlauf 2017 stellten sie die Verhältnisse etwas anders dar. Die Konzentration des Nitrats schwankte stark zwischen 0,015 und 0,034 mg/l, zwischen April und August lag sie unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. Ammonium schwankte ebenso stark zwischen 0,010 mg/l (Mai) und 0,137 mg/l (März). Nitrat stellt einen wichtigen Pflanzennährstoff dar, der meist schnell verbraucht wird. Ammonium reichert sich im Wasser normalerweise nur unter anaeroben Bedingungen an, da es nicht mehr zu Nitrat abgebaut werden kann. Die zumeist geringen Ammonium-Werte erklären sich durch die Nitrat-Atmung: dabei wird Ammonium durch Bakterien unter Sauerstoff-Verbrauch zu Nitrit und anschließend zu Nitrat umgewandelt, wobei Nitrit lediglich eine Zwischenstufe darstellt (Nitrifikation). Die Nitrifikation ist ein wichtiger Prozess der Selbstreinigung der Gewässer. Ammonium (NH_4^+) kann sich bei hohen pH-Werten in für Fische toxisches Ammoniak (NH_3) umwandeln, welches schon in geringen Konzentrationen problematisch ist. Im April 2016 wurden im Dianasee einmalig max. 0,73 mg/l Ammonium-N gemessen. Ammoniumgehalte im Wasser von 0,5 bis 1 mg/l gelten, je nach pH-Wert des Wassers, als für Fische bedenklich. Wenn der pH-Wert < 8 ist, dann liegt fast ausschließlich Ammonium vor, je höher der pH-Wert steigt desto mehr giftiges Ammoniak liegt vor. Ab einem pH-Wert von 10,5 liegt fast ausschließlich das für Fische giftige Ammoniak vor (Lampert & Sommer 2003). Im April wurde max. ein pH-Wert von 8,8 ermittelt, was bedeutet, dass sich schon Ammoniak gebildet hat, aber noch nicht in einem Maße, dass die Fische nachhaltig zu Schaden gekommen wären. An allen anderen Terminen wurden wesentlich geringere Ammonium-Konzentrationen, unter 0,2 mg/l gemessen. Die Nitrat-N-Konzentrationen waren über Grund stets geringer als die Ammonium-N-Konzentrationen, da hier aufgrund der geringen Sauerstoff-Konzentration die Nitrat-Atmung nicht oder nur stark einge-

schränkt ablaufen kann. Im Prozess der Denitrifikation kann der im Nitrat (NO_3^-) gebundene Stickstoff durch Bakterien zu molekularem Stickstoff (N_2) und Stickoxiden umgewandelt werden. Der Vorgang dient den Bakterien zur Energiegewinnung. In der molekularen Form ist der Stickstoff dann inert und für die meisten Organismen nicht mehr als Nährstoff nutzbar. Er entweicht größtenteils in die Atmosphäre, in der er ohnehin Hauptbestandteil ist.

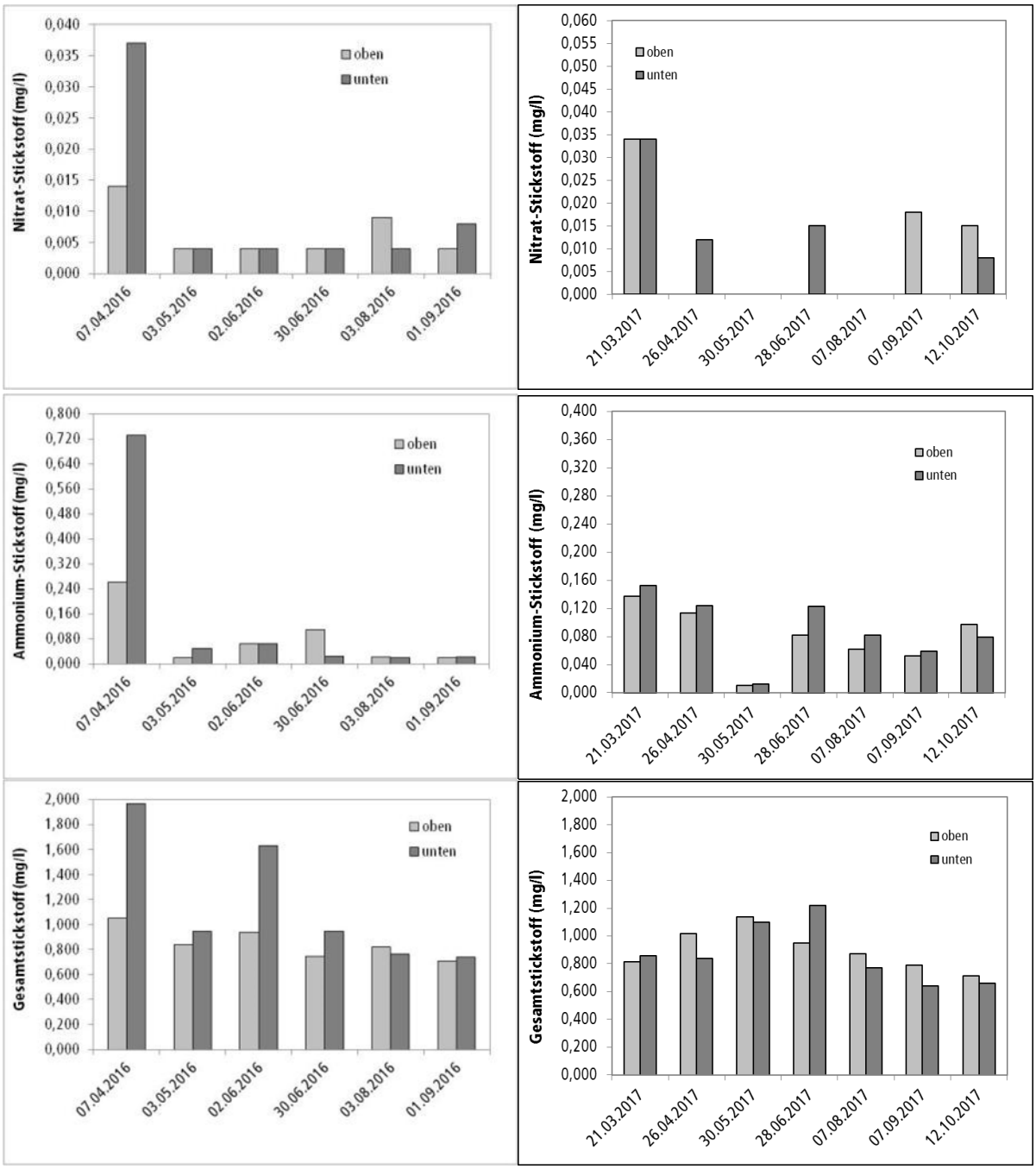


Abb. 15: Nährstoffparameter (Stickstoff) im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Da der **Gesamtstickstoff** ein Summenparameter ist, war seine Konzentration mit max. 2 mg/l auch im April 2016 im Tiefenwasser am höchsten. Meist wurden über Grund höhere Werte ermittelt, so auch am 02.06.2016, wobei sich diese Erhöhung nicht durch Nitrat oder Ammonium erklären lässt. Möglicherweise ist die Ursache in organischen Partikeln zu suchen, die durch die Regenwassereinleitungen in den See gelangten und sich im Tiefenwasser akkumulierten. Zur Mehrzahl der Termine in 2016 und 2017 wurden jedoch im Oberflächen- und Tiefenwasser deutich geringere Konzentrationen zwischen 0,7 und 1,1 mg/l analysiert.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:7 und 1:18. Damit ist davon auszugehen, dass der Dianasee in seiner Primärproduktion an den meisten Terminen eher durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert ist. An einigen Terminen wenn das Verhältnis von Phosphor zu Stickstoff unter 1:10 fällt, kann phasenweise auch der gelöste Stickstoff der Nährstoffparameter sein, der die Primärproduktion begrenzt. Die sehr niedrigen Konzentrationen von Nitrat, insbesondere in der Vegetationsperiode 2017, stellen ein Indiz dafür dar.

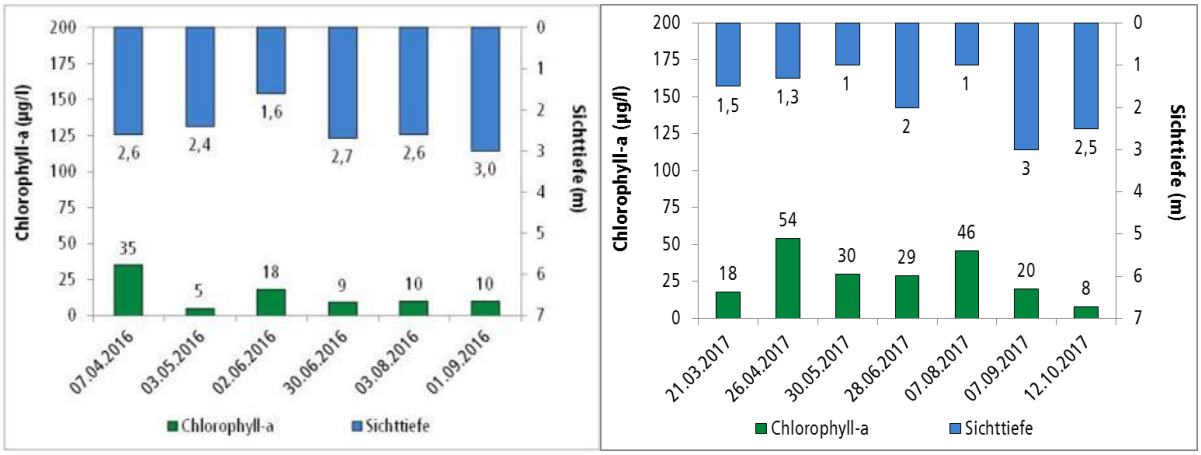


Abb. 16: Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Die **Chlorophyll-a**-Konzentration schwankte 2016 stark zwischen sehr geringen 5 µg/l im Mai (mesotroph 1 nach LAWA 2014) und hohen 35 µg/l im April (polytroph 1 nach LAWA 2014). Im Mittel wurden 14,5 µg/l gemessen, was einem schwach eutrophen Zustand entspricht. In 2017 waren die Chl-a – Konzentrationen durchweg höher, der niedrigste Wert von 8 µg/l wurde im Oktober, am Ende der Vegetationsperiode analysiert, in der Vegetationsperiode ziwschen April und September wurden minimal 20 µg/l (eutroph 2 nach LAWA 2014) und maximal 54 µg/l (Grenze von polytroph 1 zu polytroph 2 nach LAWA 2014) bestimmt.
Auch die **Sichttiefe**nverhältnisse unterscheiden sich deutlich zwischen 2016 und 2017. Während 2016 Sichttiefen zwischen 1,6 und 2,7 m gemessen wurden, so wurden 2017 im Kern der Vegetationsperiode zwischen April und August nur 1,0 – 2,0 gemessen. Im September 2017 wurden allerdings 3,0 m und im Oktober 2,5 m bestimmt.
Die **Chlorid**-Konzentration schwankte im Dianasee zwischen 55,3 mg/l und 92,6 mg/l, wobei die Messungen ausschließlich in der Tiefenprobe stattfanden. Für Seen gibt es keine Bewertung bezüglich einer Chlorid-Konzentration. Gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) gilt in

Deutschland als Grenzwert für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial eine Chlorid-Konzentration von 200 mg/l (im Jahresdurchschnitt, nur für Fließgewässer). Er scheint aber auch auf Seen übertragbar zu sein. So gilt beispielsweise gemäß der österreichischen Qualitätszielverordnung (QZV Ökologie OG, 2010) für Fließgewässer und Seen (außer Neusiedler See) als Chlorid-Grenzwert der Wert 150 mg/l. Die Konzentration im Dianasee liegt unter 150 mg/l bzw. 200 mg/l.
Darüber hinaus wurde in 0,5 m Tiefe die Konzentration des Gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC, englisch *total organic carbon*) bestimmt. Diese lag zwischen 5,0 mg/l und 9,8 mg/l. Der **TOC** lässt – oftmals zusammen mit dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) betrachtet – Rückschlüsse auf die Belastung des Wasserkörpers mit Fremdstoffen / organischen Stoffen zu. Der TOC ist ein Summenparameter für den Gehalt an organischen Wasserinhaltsstoffen. Dabei werden sowohl der gelöste wie auch der partikulär vorliegende organische Kohlenstoff erfasst, auch Algen und Schwebstoffe werden berücksichtigt. Angaben für Standgewässer liegen gemäß OGewV (2016) nicht vor. Fließgewässer müssen für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial einen Wert < 7 mg/l im Jahresmittel erreichen. Es gibt aber auch Fließgewässertypen, bei denen der Wert < 10 mg/l oder < 15 mg/l sein muss (z.B. organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflands). Saubere Quellwässer weisen einen TOC-Gehalt von 1-2 mg/l auf. Schwach belastete Flüsse und Bäche zeigen Werte um 2 - 5 mg/l. In mesotrophen Seen werden bereits Werte um 5 - 10 mg/l erreicht, produktive Karpfenteiche weisen typischerweise Gehalte von 15 - 25 mg/l auf. In stark verschmutzten Gewässern kann der Wert auf über 100 mg/l steigen (www.chemie.de). Demnach bewegt sich die Konzentration im Dianasee noch im mesotrophen Bereich.

Der Dianasee wurde für die Tropgieklassifikation der Seengruppe „polymiktischer See mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m (polykl3m)" zugeordnet. Mit einem **Trophie**-Index von 3,01 wird der Dianasee nach LAWA (2014) in 2016 als hoch eutroph (e2) eingestuft. Er liegt aber nur sehr knapp vom schwach eutrophen (e1) Zustand entfernt. Während die Indices für Chlorophyll a und Sichttiefe schwach eutrophen (e1) bzw. hoch mesotrophen (m2) Zustand liegen, entspricht der Index für die Phosphor-Konzentration im Frühjahr mit 3,92 dem schwach polytrophen (p1) Zustand (Tab. 30). Für 2017 beträgt der Trophie-Index 3,23, damit ist der Trophiegrad stark eutroph (e2). Wie in 2016 variieren die Einzelindices stark, die beste Einzelbewertung erhält, wie 2016, der Parameter Sichttiefe (e1 nach LAWA 2014), die Einzelindices für Phosphor und Chl.-a erreichen nur knapp den stark eutrophen (e2) Zustand, sie liegen an der Klassengrenze zum schwach polytrophen (p2) Zustand.

Tab. 23: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Dianasees in 2016 und 2017.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Dianasee	2016	polykl3m	2,18	2,85	3,49	3,92	3,01	eutroph 2
Dianasee	2017	polykl3m	2,62	3,45	3,50	3,22	3,23	eutroph 2

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad eutroph 2 erreicht der Dianasee in 2016 und 2017 hinsichtlich seiner Trophie den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Im Jahr 2017 wurde im Dianasee neben der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle im Nordosten des Sees eine weitere Messstelle beprobt, und zwar im Südwesten des Sees, nahe der Einleitstelle der Überleitung von Wasser aus dem Grunewaldsee. Während die Hauptmessstelle (Nordost) eine Tiefe von 4,2 m aufwies, betrug die Wassertiefe an der Messstelle im Südwesten nur 1,0 m. Zum Vergleich der Verhältnisse in beiden Seeteilen werden die trophierelevanten Parameter Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a genutzt. Die Sichttiefe kann nicht genutzt werden, weil an der Messstelle Südwest durch die geringe Wassertiefe regelmäßig Grundsicht gemessen wurde, die Sichttiefe also nicht korrekt bestimmt werden konnte.

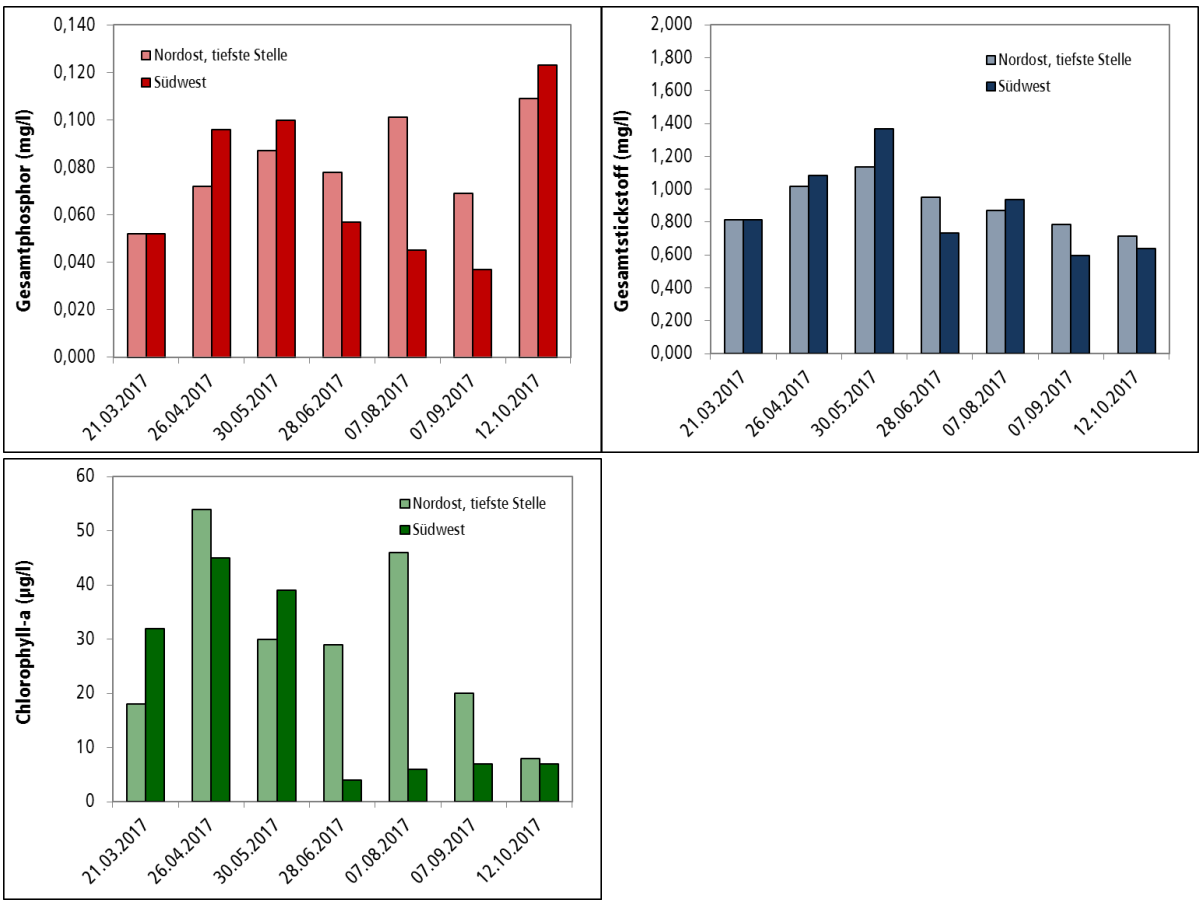


Abb. 17: Konzentrationen von Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a am zwei Messstellen im Dianasee zwischen März und Oktober 2017 .

Im Jahresverlauf sind im Vergleich beider Messstellen keine Muster zu erkennen. Für alle Parameter gilt, dass die Konzentrationen an einem Termin zwischen den Messstellen beträchtlich schwanken können und dass die beiden Stellen wechselnd die jeweils besseren Verhältnisse aufweisen. Dabei treten die geringsten Unterschiede an einem Termin zwischen den Messstellen beim Parameter Gesamtstickstoff, die größten Unterschiede beim Chl.-a auf. Auch zwischen den Terminen treten

starke Schwankungen auf. Die geringeren Schwankungen zwischen den Terminen konnten an der Messtelle Nordost festgestellt werden.

Ursache sind vor allem die Speisungsbedinungen aus den Quellen Überleitung aus dem Grunewaldsee über den Forstgraben und Regenwassereinleitungen aus dem kanalnetz der BWB. Während die Überleitung nach Angaben der BWB (Binz, pers. Mitt. 2018) permanent betrieben wird und damit relativ nährstoffarmes Wasser eingeleitet wird, springen die Regenwassereinleitungen nur bei bestimmten Niederschlagsereignissen an und liefern an diesen Terminen relativ nährstoffreiches Wasser. Die Einleitstellen für das Regenwasser liegen direkt neben der Einleitstelle der Überleitung aus dem Forstgraben (Einleitstelle Fontanestr.) bzw. etwa in der Mitte des Dianasees von Süden kommend (Einleitstelle Koenigsallee). Die Proben von Ende Juni, Anfang August und Anfang September weisen an der Probenstelle Südwest recht geringe Gesamtphosphor und Chl.-a – Konzentrationen auf, hier ist davon auszugehen, dass der Wasserkörper stark durch die Überleitung nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee geprägt ist. Beim Durchfließen des Dianasees in Richtung Koenigsee vermischt sich das nährstoffarme Wasser mit dem nährstoffreichen Wasser des Sees, so dass an der Messstelle Nordost deutlich höhere Konzentrationen gemessen werden konnten. Anlässlich der Termine im April, Mai und Oktober sind die Verhältnisse umgekehrt, auch wenn die Unterschiede zwischen den Messstellen nicht so groß sind. Die Konzentrationen von Gesamtphosphor und Chl.-a sind an der Messstelle im Südwesten höher als an der Messstelle im Nordosten. Offenbar erhielt der See im Zeitraum vor der jeweiligen Probenahme eine Einleitung aus dem Regenwasserkanalnetz mit hohen Nährstoffkonzentrationen, die auch durch die Überleitung aus dem Grunewaldsee nicht vollständig kompensiert werden konnten. Beim Durchfließen des Dianasees in Richtung Nordost vermischte sich das nährstoffreiche Wasser mit dem nährstöffärmeren Wasser des Sees, so dass an der Messstelle Nordost etwas niedrigere Konzentrationen gemessen werden konnten. Die Untersuchungen zeigen noch einmal eindrucksvoll, wie variabel die Wasserqualität des Dianasees ist, bedingt durch die Überleitung von Wasser aus Grunewaldsee/Forstgraben bzw. die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB.

4.3.3. Fische Dianasee

Die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen im Dianasee durch das Fischereiamt Berlin im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren dabei Plötze, Rotfeder, Blei und Barsch.

4.3.4. Makrozoobenthos Dianasee

Der Dianasee wies in 2016 von den vier untersuchten Seen (Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee) mit 41 die höchste Taxazahl und damit Artendiversität auf. Die Gruppe mit den meisten gefundenen Arten sind die Schnecken (Gastropoda), gefolgt von Zweiflüglern (Diptera) und Käfern (Coleoptera). Insgesamt wurden 13 verschiedene faunistische Großgruppen an Makroinvertebraten nachgewiesen. Mit > 1.200 Individuen pro m^2 wies der Dianasee von allen untersuchten Seen auch die höchste Besiedelungsdichte auf. Die Gruppe mit dem höchsten Anteil an der Besiedelungsdichte

wiesen die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) auf und unter diesen die Art *Cloen dipterum*. Am Dianasee kam sie mit 645 Ind./m^2 vor. Daneben traten Schnecken, Zweiflügler, Wanzen (Heteroptera) und Krebstiere (Crustacea) häufiger auf. Letztere Großgruppe wurde v.a. durch die Wasserwanze (*Asellus aquaticus*) repräsentiert. Die Wasserassel ist die einzige heimische Art der Wasserasseln. Sie tritt häufig in stehenden und fließenden Gewässern aller Art auf, bevorzugt aber nährstoffreiche Gewässer. Sauerstoffmangel, selbst Anaerobie, können sie über einen gewissen Zeitraum überleben (Hervant et a. 1996).

Wie in allen Seen besiedelten die meisten Arten pflanzliche Habitate im Gewässer wie beispielsweise submerse/emerse Makrophyten oder lebende Teile terrestrischer Pflanzen (Wurzeln etc.). An den Ernährungstypen dominierten Weidegänger und Sammler.

In der vorläufigen Bewertung des ökologischen Zustands sind die Makrozoen des Dianasees der Zustandsklasse „gut" zuzuordnen. Damit erreicht der Dianasee in 2016 hinsichtlich des Makrozoobenthos den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Eine ausführlichere Darstellung der Ergebnisse mit Vergleich der vier in 2016 untersuchten Seen befindet sich in Kap. 4.9.4.

4.3.5. Makrophyten Dianasee

Im Dianasee wurden in den Jahren 2016 und 2017 jeweils 1 Transekt und 3 Zwischenstationen untersucht (Abb. 18). Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten und ihren Schutzstatus gemäß RL und BArtSchV auf.

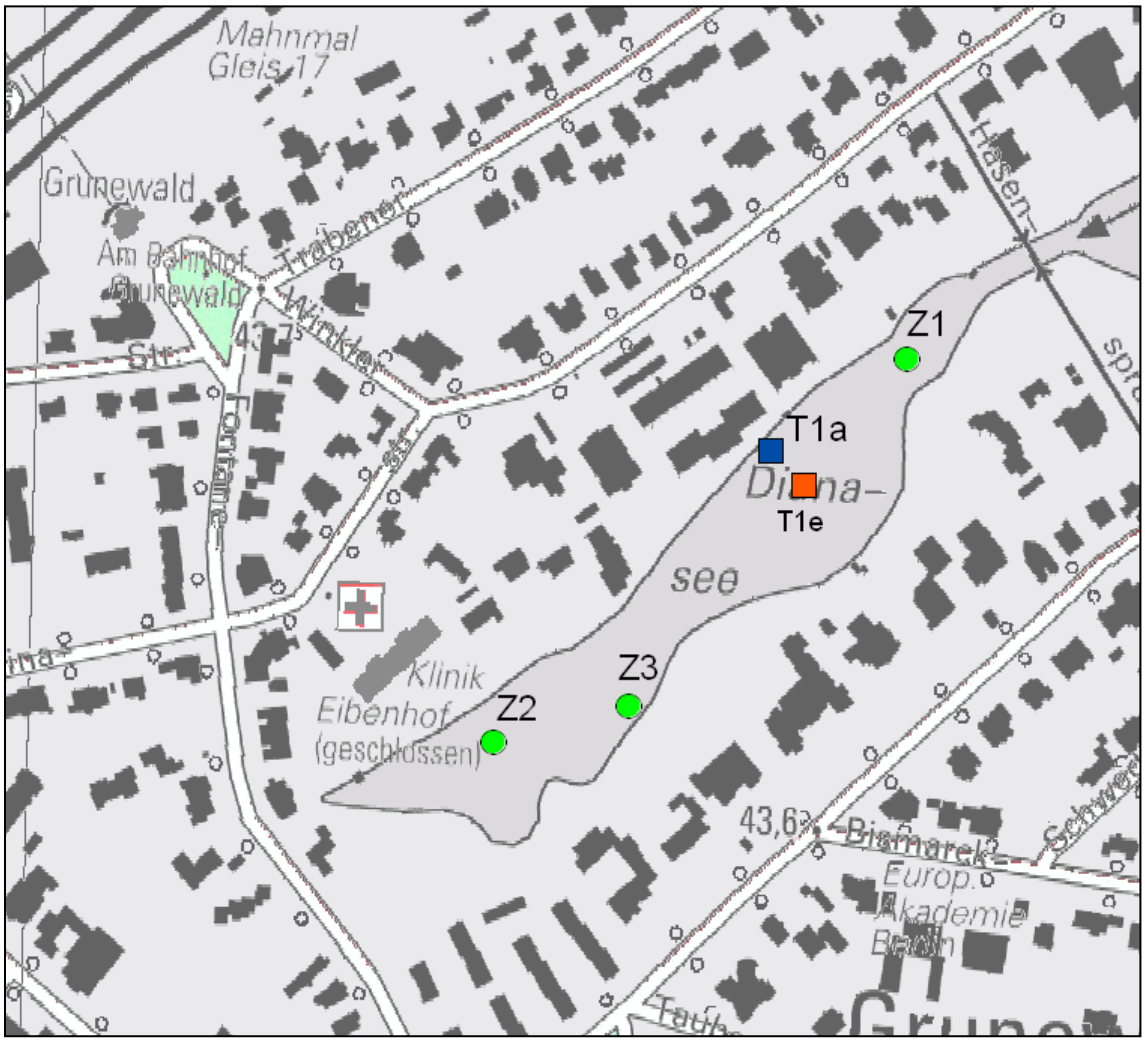


Abb. 18: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Dianasee.

Tab. 24: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Dianasee, 2016 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: keine, tiefste erreichte Stelle: 3,7 m)					
Acorus calamus	e	2	-	-	n.V.
Ceratophyllum demersum	s	5	5	5	n.V.
Cladophora spec.	s	4	4	3	n.V.
Nitella flexilis	s	2	3	-	n.V.
Lemna trisulca	s	2	2	-	n.V.
Lemna minor	n	1	-	-	n.V.

Tab. 25: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Dianasee, 2017 (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: keine, tiefste erreichte Stelle: 3,6 m)					
Acorus calamus	e	2	-	-	n.V.
Ceratophyllum demersum	s	5	5	4	n.V.
Cladophora spec.	s	3	3	2	n.V.
Nitella flexilis	s	2	3	-	n.V.
Lemna trisulca	s	2	2	-	n.V.
Lemna minor	n	1	-	-	n.V.

Tab. 26: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Dianasee, 2016, Deckungsgrad-klassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,2 m	1,5 m	1,9 m
Ceratophyllum demersum	s	5	5	5
Lemna trisulca	s	2	2	3
Cladophora spec.	s	3		3
Nitella flexilis	s			2

Tab. 27: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Dianasee, 2017, Deckungsgrad-klassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,1 m	1,3 m	1,7 m
Ceratophyllum demersum	s	5	5	5
Lemna trisulca	s	2	2	2
Cladophora spec.	s	3	3	4
Hydrodictyum reticulatum	s	3	3	2
Lemna minor	n		2	2

Tab. 28: Gesamtartenliste vom Dianasee, 2016

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Calystegia sepium	Zaun-Winde	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Cladophora spec.	Grünalge	-	-	-
Glyceria maxima	Wasser-Schwaden	-	-	-
Iris pseudacorus	Sibirische Schwertlilie	-	-	§
Lemna minor	Kleine Wasserlinse	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nymphaea alba	Weiße Seerose	V	-	§
Nymphaea-Hybrid	Seerose (Gartenform)	-	-	-
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-

Tab. 29: Gesamtartenliste vom Dianasee, 2017

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Calystegia sepium	Zaun-Winde	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Cladophora spec.	Grünalge	-	-	-
Glyceria maxima	Wasser-Schwaden	-	-	-
Iris pseudacorus	Sibirische Schwertlilie	-	-	§
Lemna minor	Kleine Wasserlinse	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nymphaea alba	Weiße Seerose	V	-	§
Nymphaea-Hybrid	Seerose (Gartenform)	-	-	-
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Hydrodictyum reticulatum	Wassernetz-Alge	-	-	-

Im Dianasee konnten in 2016 und 2017 weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden. Diese Bestände wurden allerdings in erster Linie durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* gebildet, das von der Deckung bzw. auch von der Gesamtbiomasse her dominierte. Der See war mehr oder weniger flächendeckend mit dem Hornblatt besiedelt. Die Art bildete dichte Bestände, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von den Pflanzen erfüllt. In den tieferen Gewässerzonen reichte die Art zwar nicht bis an die Wasseroberfläche, war aber auch an der tiefsten gefundenen Stelle (3,7 m bzw. 3,6 m) noch vertreten. Dabei bildete das Raue Hornblatt, im Gegensatz zum Hundekehlesee, Schwebematten, die mindestens in den Uferbereichen die Wasseroberfläche bedeckten.

Daneben trat eine fädige Grünalge *(Cladophora spec.)* häufig auf, die vereinzelt submers, aber sehr häufig als aufgetriebene Algenwatten auf der Wasseroberfläche vorkam und dabei zwischen bzw. auf den Schwebematten des Rauen Hornblatts beobachtet werden konnte.

Regelmäßig wurde submers und teils auch in den auftreibenden Hornblatt-Schwebematten die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* nachgewiesen.

Eine Besonderheit sind die Bestände der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)*, für die in Berlin aus den letzten 25 Jahren keine Nachweise mehr existieren. Diese Art trat in 2016 und 2017 verstreut im See auf, teilweise bildete sie auch dichtere Bestände. Die Pflanze war dabei meistens mit dem Hornblatt verwoben und wuchs in diesen Beständen weit hoch, so dass sie auch an tieferen Stellen bis knapp unter die Wasseroberfläche aufwuchs.

Abb. 19: Uferzonen am Dianasee mit Schwimmblattpflanzen (links) und ausgedehntem Makrophytenbestand unter der Wasseroberfläche (rechts) (Fotos: T. Kabus).

Eine deutliche Makrophytengrenze war im Dianasee nicht ausgebildet. Die tiefste von einem Transekt erreichte Stelle (Transekt 1, 3,7 m bzw. 3,6 m in 2017) war noch dicht besiedelt. Auch an der tiefsten Stelle mit etwas über 4 m wurden noch Pflanzen gefunden. Eine so große Tiefenverbreitung von 4 und mehr Metern indiziert normalerweise annähernd mesotrophe Verhältnisse.

Für die Zustandsbewertung ist außerdem zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie im Dianasee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art (Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Die meisten Taxa der Grünalge *Cladophora* können unter sehr unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen auftreten, allerdings gelten Massenvorkommen der Arten in Fließgewässern und Seen ebenfalls als Stör- und Nährstoffzeiger (z.B. Gutowski & Foerster 2009 + zit. Lit.).

Lemna trisulca verhält sich ebenfalls indifferent, da sie in der Lage ist, stärkere Nährstoffkonzentrationen zu tolerieren. In Niedermoorgewässern kann die Art aber besonders in flacheren Zonen als typische Art gelten. Im Dianasee wurde sie sowohl im flachen, als auch im tiefen Wasser gefunden.

Viele Arten der Armleuchteralgen gelten als typisches Artinventar der mesotroph-basischen Seen. Auch *Nitella flexilis* kann in diesem Seentyp vorkommen, ist aber zugleich typisch für kalkarme und/oder karbonatarme Gewässer. Vorkommen wie im Dianasee, nämlich zusammen mit dichten Beständen des Hornblatts, sind ungewöhnlich.

In den Uferbereichen finden sich auch ausgedehnte Schwimmblattfluren, die aus der Weißen Seerose *(Nymphaea alba)* und von Hybriden / Gartenformen gebildet werden. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten, da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Im Dianasee treten drei Pflanzenarten auf, die gefährdet und / oder geschützt sind: Die Sumpf-Schwertlilie und die Weiße Seerose sind beides „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach § 44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte.

Die Weiße Seerose ist außerdem in der Vorwarnliste zur Roten Liste der gefährdeten Pflanzenarten Berlins aufgeführt. Damit ist sie noch nicht gefährdet, sondern wird in ihrem Bestand als zurückgehend bezeichnet.

Die beiden Aussagen gelten allerdings nicht für die Seerosen-Hybride (Zuchtformen), die anthropogen in den See eingebracht worden sein könnten.

Die Armleuchteralge *Nitella flexilis* ist nach Roter Liste Berlin stark gefährdet (Kategorie 2), sowie nach Roter Liste BRD gefährdet (Kategorie 3).

Abb. 20: Hornblatt-Bestand in der Grunewaldseenkette, dazwischen die weiß gestreiften Vegetationskörper der Biegsamen Glanzleuchteralge (Foto: T. Kabus).

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die nahezu flächendeckende Besiedlung des Sees mit Unterwasserpflanzen auch bis in große Wassertiefen positiv zu bewerten ist, da sie mittlere Sichttiefen und damit einen relativ klaren Wasserkörper zur Voraussetzung haben, die im Dianasee in 2017 teilweise auch erreicht wurden. Gleichzeitig zeugt die Besiedlung mit einer Art (Raues Hornblatt), die gleichzeitig eine breite ökologische Amplitude aufweist von recht hohen Nährstoffkonzentrationen, die in dem in 2016 und 2017 festgestellten Trophiegrad stark eutroph (e2) ihre Entsprechnung finden. Die Verschlechterung von Sichttiefenverhältnissen und Trophie zwischen 2016 und 2017 machte sich bei den submers vorkommenden Makrophyten in teilweise geringeren Pflanzenmengen bemerkbar. Das bemerkenswerte Vorkommen von *Nitella flexilis* ist mit hoher Wahrscheinlichkeit eng an die Überleitung nährstoffarmen Wassers vom Grunewaldsee sowie die Häufigkeit, Frequenz und Qualität des eingeleiteten Regenwassers gebunden. Da *Nitella flexilis* einen klaren Wasserkörper bevorzugt, ist ihre Entwicklung an Phasen gebunden, in denen nährstoffarmes und relativ klares Wasser aus dem Grunewaldsee den Dianasee donminiert. Das war in 2016 häufig der Fall, die Sichttiefen betrugen 1,6 – 2,7 m. In 2017 konnten hingegen nur 1,0 – 2,0 m gemessen werden. Trotzdem gab es aber ggf. auch 2017 Klarwasserphasen, die bei der Beprobung nicht festgestellt wurden. In den Phasen der Vegetationsperiode, in denen Regenwasser in größeren Mengen in den Dianasee gelangt, verschlechtern sich die Bedingungen für *Nitella flexilis* durch die Belastung mit Nähr- und Trübstoffen. Das Vorkomen der Art ist damit wahrscheinlich eng an den Rhythmus der Einleitung von Regenwasser in den Dianasee gebunden.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „unbefriedigend" bewertet. Aufgrund des Artinventars ist der See in beiden untersuchten Jahren als 4 „unbefriedigend" einzustufen. Die Bewertung beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Ceratophyllum demersum*. Da der See in beiden Jahren bis zur tiefsten Stelle besiedelt war und somit eine Bewertung der UMG nicht möglich war, erfolgte die Einstufung unter Vorbehalt. Damit erreicht der Dianasee in 2016 und 2017 hinsichtlich der Makrophyten formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis.

4.3.6. Uferstruktur Dianasee

Der Dianasee ist mit ca. 2,4 ha der größte der vier kleinen, zusammenhängenden Seen der kleinen Grunewaldseenkette und ist ringsum vollständig von Privatgrundstücken und Grünanlagen umgeben. Seine Ufer sind von der Koenigsallee 45a und über die Grünfläche Fontanestr. 15/16 für die Öffentlichkeit zugänglich.

Am Südwestende (Fontanestraße) liegt die denkmalgeschützte Villenparkanlage der Villa Harteneck. Trotz der städtischen Lage ist der See relativ naturnah und weist mehrere über das Wasser hängende Bäume und Totholz auf. Wasserpflanzen und Röhricht wurde Anfang Mai jedoch kaum bis gar nicht festgestellt. Vor allem das Hornblatt wächst großflächig im Dianasee, jedoch erst später im Jahr (vgl. Kap. 4.3.5.). Aufgrund der Vielzahl der angrenzenden Privatgrundstücke weist der Dianasee sehr viele Stege und Boote auf (Abb. 21). Auch sind weite Teile des Ufers, insgesamt ca. 500 m, mit Faschinen, Steinschüttungen und Betonmauern befestigt. Auch die im Landschaftsplan

als „Beseitigung von künstlichen Uferbefestigungen" ausgewiesenen Uferabschnitte gehören dazu. Da Röhricht nicht bzw. nur sehr kleinflächig vorkommt, nimmt es weit weniger Fläche ein, als der Landschaftsplan vorsieht (s. Abb. 21). Müll, Unrat und ähnliches wurde nicht festgestellt.

Am Tag der Kartierung schwammen allerdings im Bereich des Einleitungsbauwerkes Koenigsallee im Süden des Sees einige tote Fische (Aale, Güster u.a.) und es roch unangenehm. Zusätzlich zu den beiden Einleitungen der BWB wurde am Ostufer eine Regenentwässerung kartiert.

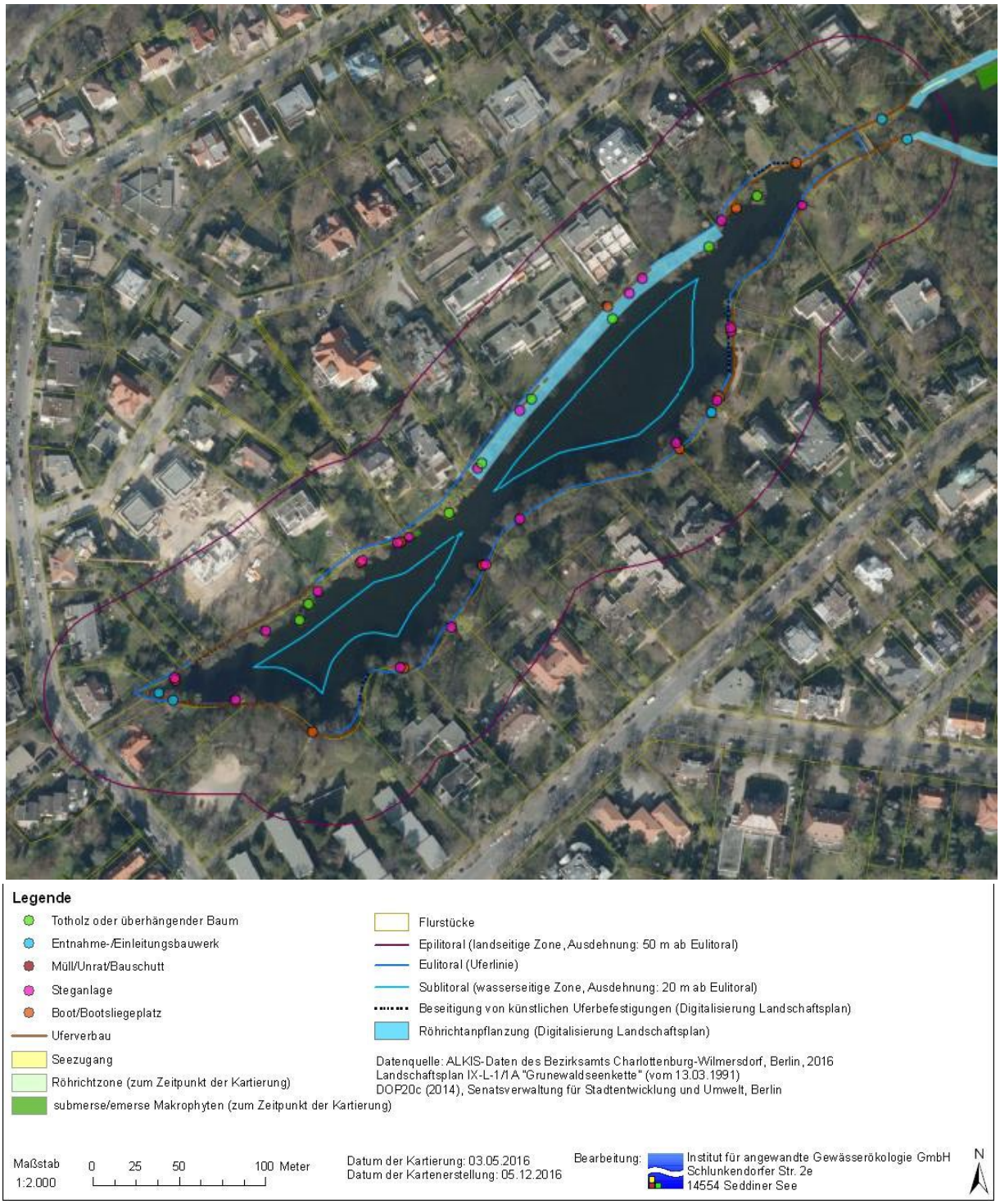


Abb. 21: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Dianasee – Ist-Zustand 2016.

Schätzungsweise 20-30 % der landseitigen Uferzone sind versiegelt. Gewässerrandstreifen gibt es nur an ca. 20 % der Uferlinie in Form eines schmalen, max. 5 m breiten Saumstreifens. Im Nordosten ist der Dianasee mit dem Koenigssee verbunden. Der Bereich unterhalb der Brücke (Hasensprungbrücke) ist beidseits mit großen Blocksteinen befestigt. Das Wasser ist hier sehr flach.

4.3.7. Zusammenfassung Dianasee

Die Untersuchungen des Dianasees ergaben, dass die Wasserqualität in den Jahren 2016 und 2017 mit dem Trophiegrad stark eutroph einen mäßigen Zustand erreicht hat. Dabei sei darauf verwiesen, dass sich die Wasserqualität, und dabei insbesondere die Sichttiefenverhältnisse in beiden Jahren deutlich unterschiedlich darstellten. Insbesondere sei dabei auf die sehr guten sommerlichen Sichttiefen von 1,6 - 2,7 m in 2016 und die viel schechteren Sichttiefen von 1,0 – 2,0 m in 2017 hingewiesen. Die Nährstoff- und insbesondere die Phosphorkonzentrationen unterschieden sich in beiden Jahren jedoch kaum. Der See wird in seiner Wasserqualität, seinem ökologischen Zustand und seinem „optischen Zustand" sehr stark durch die Überleitung von eher nährstoffarmem Wasser aus dem Grunewaldsee und die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB geprägt. Durch die über- bzw. eingeleiteten Wassermengen können sich das Erscheinungsbild und auch die Wasserqualität, gemessen an Konzentrationen von Nährstoffen oder Chlorophyll-a bzw. Sichttiefe auch kurzfristig sehr stark ändern. Die Besiedlung mit Unterwasserpflanzen oder Makrozoobenthos ist an diese wechselnden Verhältnisse angepasst und offenbar auch in der Lage, Phasen schlechterer Wasserqualität zu überdauern. Hier sei auf die nahezu flächendeckende Besiedlung mit Unterwasserpflanzen bis in große Wassertiefen verwiesen, insbesondere auf das Vorkommen der Armleuchteralge *Nitella flexilis*. Aber auch das Makrozoobenthos mit einer recht hohen taxonomischen Vielfalt und teilweise hoher Besiedlungsdichte spricht, zumindest im Erfassungsjahr 2016, für einen recht guten ökologischen Zustand.

Als Defizite müssen die hohen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, die angespannten Sauerstoffverhältnisse und die Uferstruktur benannt werden. Hinsichtlich der Uferstruktur weisen längere Abschnitte einen Uferverbau auf, um Uferabschnitte zu sichern. Bedingt durch die Eigentumsverhältnisse der Ufergrundstücke sind Stege sehr häufig. Röhricht hingegen kommt nur selten und kleinflächig vor. Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen muss erneut darauf verwiesen werden, dass diese im Wesentlichen durch die Überleitung von Wasser aus dem Grunewaldsee und die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB gesteuert sind. Die Sauerstoffverhältnisse sind angespannt. Sehr häufig wurde beobachtet, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser deutlich unter 100 % lagen, Ursache sind ohne Zweifel Zehrungsprozesse, die mit der Belastung durch die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB, aber auch der Zehrung durch den Abbau von Biomasse der Makrophyten stehen. Andererseits traten an keinem der Termine anoxische oder sauerstofffreie Verhältnisse auf, die z.B. zu einem Massensterben von Fischen oder Makrozoobenthos hätten führen können. Die starke Besiedlung mit Unterwasserpflanzen, insbesondere durch an der Wasseroberfläche wachsenden Schwebematten des Rauen Hornblatts, vergesellschaftet mit der Fadenalge *Cladophora* muss ambivalent bewertet werden. Ohne Zweifel beeinträchtigt sie das Erscheinungsbild des Sees in den Sommermonaten stark, Besu-

cher der umliegenden Parkanlagen und Anwohner fühlen sich beinträchtigt, auch das Befahren des Sees mit Booten durch die Anwohner ist erschwert bzw. unmöglich. Durch den mikrobiellen Abbau der Biomasse kann es zu Geruchsbelästigungen kommen. Vor allem im Herbst, und wahrscheinlich auch im Sommer trägt der mikrobielle Abbau der Wasserpflanzenbiomasse zur Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen bei. Andererseits spiegelt die Besiedlung mit den Unterwasserpflanzen und deren Wuchsform der Schwebematten die Nährstoffverhältnisse im See und die Transparenz des Wasserkörpers wider.

Um die Nährstoffe im Wasser konkurrieren im Zusammenhang mit der phoptoautotrophen Primärproduktion Unterwasserpflanzen und planktische Algen. Im Dianasee dominieren durch verschiedene Faktoren die Unterwasserpflanzen, planktische Algen können sich nur schlecht entwickeln. Wären die planktischen Algen im Dianasee dominant, so wären deutlich geringere sommerliche Sichttiefen von nur 0,6 – 1,0 m zu erwarten, es bestünde die Gefahr der Entwicklung von Blaualgen.

Die Besiedlung des Dianasees mit Schwebematten des Rauen Hornblatts und *Cladophora* stellt damit einen natürlichen ökologischen Zustand dar, der durchaus auch an natürlichen Seen beobachtet werden kann und kein Zeichen für einen schlechten ökologischen Zustand ist. Der Zustand ist ein Übergangszustand zwischen einem nährstoffreicheren und damit durch Phytoplankton geprägten See und einem nährstoffärmeren See der, wie der Hundekehlesee durch Tauchfluren des Rauen Hornblatts oder, wie zum Teil der Grunewaldsee, durch ausschließlich als Tauchfluren wachsende Unterwasserpflanzen geprägt ist. Damit ist die einzige realistische Möglichkeit der Reduzierung der Bestände der Schwebematten des Rauen Hornblatts eine weitere Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen im See. Die Entnahme der Unterwasserpflanzen erscheint im Moment weder im Zusammenhang mit dem Zustand des Ökosystems noch im Zusammenhang mit den Nährstoff- und Sauerstoffverhältnissen sinnvoll. Durch die beständige, immer wiederkehrende Nachlieferung von beträchtlichen Nährstoffmengen, sowohl aus der Überleitung von Wasser aus dem Grunewaldsee als auch aus den Regenwassereinleitungen der BWB kann die Nährstoffmenge, die mit einer Entnahme der Pflanzen entfernbar wäre, keinen wesentlichen Beitrag zur Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen im See leisten. Zwar würde auch die Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Dianasee zu einem Verschwinden der Schwebematten des Rauen Hornblatts führen, eine solche Maßnahme verbietet sich jedoch von selbst.

Hinsichtlich potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse muss noch einmal auf die Hauptfunktion des Dianasees hingewiesen werden, die Ableitung und Speicherung von Regenwasser zur Entwässerung der umliegenden Siedlungsgebiete und dem Schutz der unterhalb gelegenen Gewässer vor Hochwasser und Nährstoffbelastung, insbesondere des nährstoffarmen Grunewaldsees. Unter Berücksichtigung dieser Hauptfunktion ist die Wasserqualität und der ökologische Zustand des Dianasees als gut zu bezeichnen, wichtigste Ursache dafür sind die bislang umgesetzten Maßnahmen der BWB zur Verbesserunmg der Verhältnisse wie der Bau und Betrieb des Klärbeckens Dianasee und vor allem der Betrieb der OWA Beelitzhof und damit die Überleitung nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee. Eine Verbesserung der Nährstoffverhältnisse ist nur durch eine weitere Reduzierung der stofflichen Belastung aus den Regenwassereinläufen aus dem Kanal-

netz der BWB möglich. Dies kann einerseits durch Rückhalt und Behandlung des Regenwassers durch technische Maßnahmen wie Abscheidesysteme, Stauraumkanäle oder Regenrückhaltebecken erfolgen oder andererseits durch die Reduzierung des Anfalls stofflich belasteten Regenwassers durch Schwammstadtkonzepte.

Bezüglich der Strukturen im der Uferzone gibt es ein stark begrenztes Potenzial für Verbesserungen. Hinsichtlich der Möglichkeiten ist sicher zwischen den Uferbereichen unterschiedlicher Eigentumsformen zu unterscheiden. Nur kleine Uferabschnitte sind öffentlich zugänglich und mit hoher Wahrscheinlichkeit in öffentlichem Eigentum. Hier sind Maßnahmen voraussichtlich einfacher umsetzbar. Insbesondere im Bereich des Parks im Südwesten des Sees wurde ein Uferverbau kartiert, dessen Beseitigung oder Ersatz durch naturnahe Verfahren zur Verbesserung der Situation führen würde.

Der sehr lückige Röhrichtbewuchs ist eher auf die natürlichen Verhältnisse (zum Teil steil abfallende wasserseitige Ufer, dichter Baumbestand mit starker Beschattungswirkung) zurück zu führen, als auf beseitigbare Beeinträchtigungen.

In allen anderen Uferbereichen sind die Grundstücke mehrheitlich im privaten Besitz. Strukturell stark defzitären Uferbereichen stehen Abschnitte mit geringeren Defiziten gegenüber. Grundsätzlich sollte hier eine Verbesserung der Situation hinsichtlich Uferverbau, Röhrichtvegetation, landseitiger Ufervegetation, land- und wasserseitige Strukturelemente sowie ggf. Steganlagen angestrebt werden. Die genannten strukturverbessernden Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung des ökologischen Zustandes des Gewässers in Hinblick auf die Verbesserung der Habitatverhältnisse für Tier- und Pflanzenarten, die an vielfältige Uferstrukturen gebunden sind. Der Einfluss strukturverbessernder Maßnahmen auf die Wasserqualität wird als gering eingeschätzt.

Eine flächendeckende Entnahme von Sedimenten ist nicht erforderlich. Der See verfügt grundsätzlich über eine große Gewässertiefe, eine fortschreitende Verlandung ist nicht erkennbar. Ob eine Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten stattfindet, kann nicht eingeschätzt werden. Im Zusammenhang mit der Einleitung von Regenwasser aus den Kanalnetz der BWB kann es jedoch lokal, vor den Einleitstellen, zur Akkumulation beträchtlicher Mengen von Sedimenten gekommen sein, die im Nährstoffhaushalt des Sees eine Rolle spielen können. In diesem Zusammenhnag sollte geprüft werden, ob eine lokale Entnahme dieser Sedimente erforderlich ist.

<u>Übersicht potenzieller Maßnahmen:</u>

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	nicht erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich

4.4. Koenigssee

Der Koenigsee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen und drei Regenwassereinleitungen der BWB sowie durch die Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof gespeist. Durch die ausgespiegelte hydraulische Verbindung mit dem Dianasee und im weiteren Verlauf mit Hertha- und Hubertussee besteht die Möglichkeit des Wasserautauschs zwischen diesen Seen. Durch die großen Regenwassermengen, die aus dem Kanalnetz der BWB in den Hubertussee eingeleitet werden erscheint es als wahrscheinlich, dass anlässlich größerer Regenereignisse auch Wasser vom Hubertussee über den Herthasee in den Koenigsee abfliesst.

Bezüglich der Speisung aus dem Betrieb der OWA sind in 2016 beträchtliche Wassermengen durch das Pumpwerk Dianasee aus dem unterhalb gelegenen Grunewaldsee über Hundekehle- und Forstgraben sowie den Dianasee in den Koenigsee übergeleitet worden. Die in den Dianasee übergeleiteten Wassermengen sind in Tab. 2 dargestellt und betrugen 2016 monatlich zwischen 20.700 m^3 (November) und 77.390 m^3 (Oktober). Ohne Berücksichtigung der Wasserverluste im Dianasee durch Verdunstung und ggf. Abstrom in das Grund- bzw. Schichtenwasser waren das zwischen 50 und 189 % des Seevolumens von ca. 41.000 m^3. Messwerte zu chemischeen und chemisch-physikalischen Parametern liegen nicht vor. Allein durch die übergeleitete Wassermenge ist anzunehmen, dass die Überleitung von Wasser aus dem Gunewaldsee über den Dianasee grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemisch-physikalischer wie auch chemischer Parameter hat. Für die Überleitung gilt, dass durch sie seeinterne Prozesse des Nährstoffumsatzes und der Primärproduktion voraussichtlich wesentlich beeinflusst werden. Durch die Durchleitung des nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee durch den Dianasee, und die dabei stattfindende Mischung mit dem nährstoffreichen Wasser des Dianasees fällt der nährstoffbezogene Effekt allerdings deutlich geringer aus, als beim Dianasee.

Messwerte zu abgeleiteten Wassermengen bzw. zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des abgeleiteten Wassers aus den Regenwassereinleitungen liegen nicht vor. Trotzdem ist anzunehmen, dass auch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemischer Parameter und damit der Wasserqualität hat.

4.4.1. chemisch – physikalische Parameter Koenigsee

Mit einer maximalen Tiefe von 3,9 m war der Wasserkörper des Koenigsees im Untersuchungsjahr 2016 recht gut durchmischt, auch wenn an einzelnen Terminen Gradienten von chemisch-physikalischen bzw. chemischen Parametern auftraten.

Der Koenigssee wies von April bis Anfang Juni 2016 einen leichten Temperaturgradienten zwischen der Wasseroberfläche und dem Tiefenwasser auf. Insbesondere in windarmen Perioden mit war-

mem Wetter wurden an der Wasseroberfläche etwas höhere Temperaturen gemessen, als über Grund (Abb. 22). Insgesamt schwankte die Temperatur zwischen 9,9 °C und 22,8 °C.

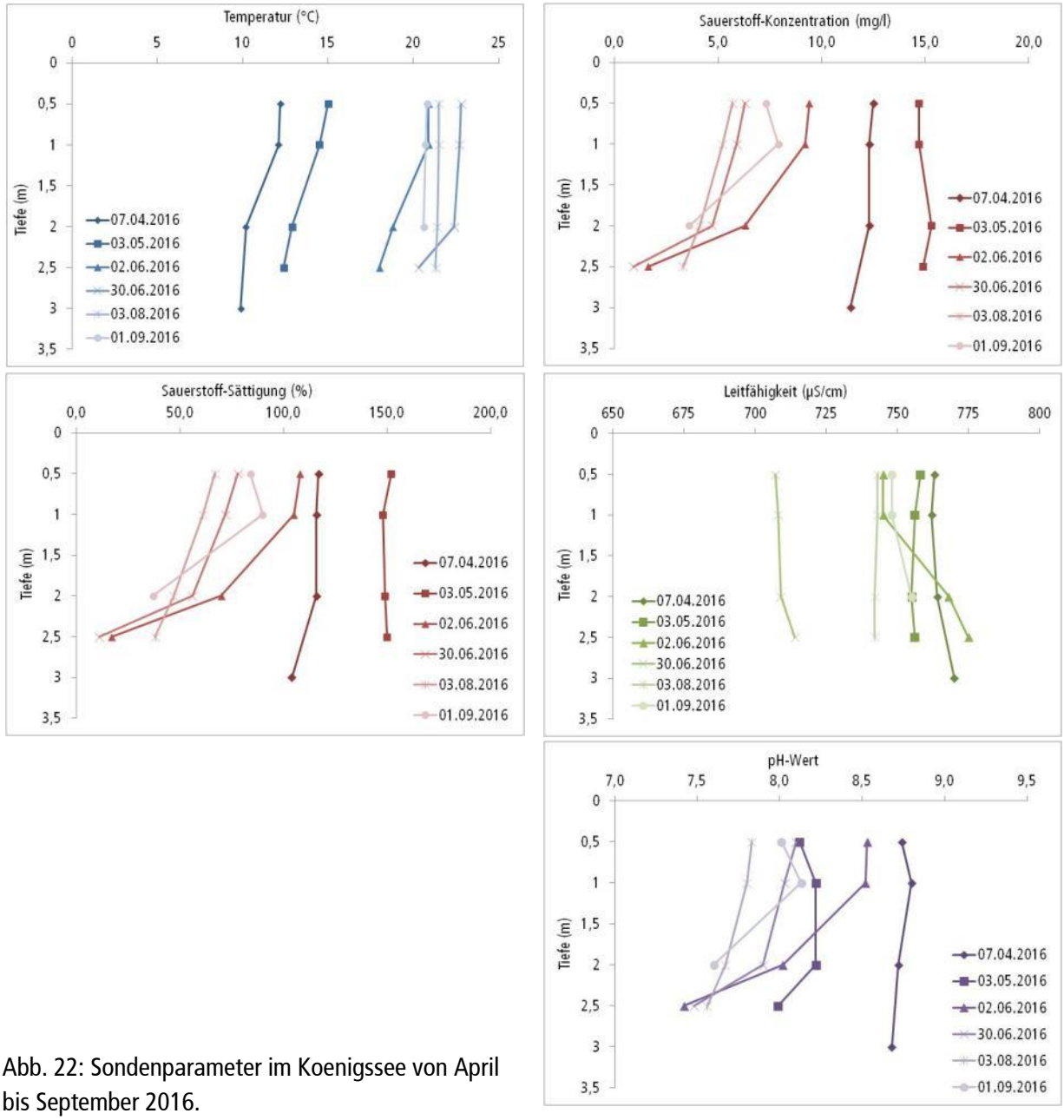


Abb. 22: Sondenparameter im Koenigssee von April bis September 2016.

War der See im April und Mai 2016 noch über die gesamte Wassersäule sehr gut mit Sauerstoff versorgt, nahm die Konzentration und entsprechend auch die Sättigung ab Juni mit zunehmender Gewässeriefe stark ab und sank über Grund in beiden Juni-Beprobungen auf Werte um 1 mg/l. Minimal wurde über Grund eine Sättigung von 11 % gemessen. An der Oberfläche konnte im April und Mai mit 117 bzw. 152 % eine starke Übersättigung mit Sauerstoff festgestellt werden, ein Beleg für starkes Pflanzenwachstum und Photosynthese. Zwischen Juni und Dezember wurden an der Oberfläche stets Untersättigungen im Bereich ziwschen 60 und 80 % festgestellt, die ihre Ursache in Zehrungsprozessen hatten.

Die Leitfähigkeit schwankte zwischen recht hohen 707 und 775 µS/cm. Deutliche Unterschiede in Form einer Zunahme der Leitfähigkeit mit der Tiefe traten nur am 02.06.2016 auf.
Der pH-Wert erreichte im April und Mai die höchsten Werte, was auf die Photosynthese zurückzuführen ist. Maximal wurden basische 8,8 ermittelt, minimal waren es 7,42 in 2,5 m Tiefe am 02.06.

4.4.2. Chemische Parameter Koenigsee

Die **Orthophosphat-Phosphor**-Konzentration zeigte im Koenigssee einen Anstieg von April bis August, um zum September hin wieder leicht abzunehmen (Abb. 23). Die Werte waren mit max. 0,014 mg/l nur leicht erhöht. Meist wurden in der Tiefenprobe etwas höhere Konzentrationen gemessen. Die Konzentrationen des **Gesamtphosphors** schwankten im Jahresverlauf stark zwischen 0,037 mg/l im September und 0,092 mg/l im Juni und waren damit insgesamt recht hoch. Die Konzentrationen über Grund waren an fast allen terminen etwas höher als an der Oberfläche, Ausnahme war der Termin Anfang Juni, als mit 0,135 mg/l die maximale Konzentration im Tiefenwasser in 2,8 m Tiefe erreicht wurde.
Die **Nitrat-N**-Konzentration lag meist unter der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l, was zeigt, dass das Nitrat schnell von dem Phytoplankton und den Makrophyten aufgenommen wurde. Maximal wurden 0,014 mg/l im April erreicht. Die **Ammonium-N**-Konzentration war im April mit max. 0,29 mg/l erhöht, nahm im Laufe des Jahres aber immer weiter ab. Im September lag sie dann bei nur noch 0,03 mg/l. Da die Sauerstoffverhältnisse das ganze Jahr über (mit Ausnahme der Tiefenzone im Juni) relativ gut waren, konnte das Ammonium bakteriell zu Nitrat umgewandelt werden. Die Konzentration an **Gesamtstickstoff** nahm an der Oberfläche Werte zwischen 0,67 mg/l und 1,29 mg/l an, über Grund wurden maximal 1,67 mg/l analysiert, was als erhöht zu bezeichnen ist.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:14 und 1:18. Damit ist davon auszugehen, dass der Koenigsee in seiner Primärproduktion eher durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert ist.

Die **Chlorophyll a**-Konzentration erreichte wie auch im Hertha- und Hubertussee ihr Maximum Anfang Juni. 64 µg/l stellen eine sehr hohe Konzentration dar, die nach LAWA (2014) im hoch polytrophen Bereich liegt. Im Mittel wurde eine Konzentration von 26,2 µg/l gemessen, was einem hoch eutrophen Zustand entspricht (ebd.). Die Schwankungen in der Konzentration waren über das Jahr mit minimal 7 µg/l und maximal 64 µg/l recht hoch.
Im Chlorophyll a-Maximum wurde mit nur 0,7 m auch die geringste **Sichttiefe** festgestellt. Im August und September wurden mit 2,8 m bzw. 3,0 m sehr hohe Sichttiefen ermittelt. Diese hohen Sichttiefen deuten einen schwach mesotrophen Trophie-Zustand an. Der Vergleich der Chlorophyll a-Konzentration und der Sichttiefe macht deutlich, dass auch andere Faktoren (z.B. Trübstoffe und organische Verbindungen, Überleitung von Wasser aus der OWA Beelitzhof) die Sichttiefe beeinflusst haben.

Die **Chlorid**-Konzentration lag zwischen 72,4 mg/l und 88,3 mg/l. Alle Werte lagen damit unter dem Grenzwert der OGewV (2016) von 200 mg/l, der allerdings für Fließgewässer formuliert wurde (vgl. Kap. 4.3.2).

Die **TOC**-Konzentration schwankte zwischen minimal 5,7 mg/l und maximal 9,9 mg/l. Bis zu 10 mg/l gelten als mesotroph und somit als gering verschmutzter Zustand des Gewässers.

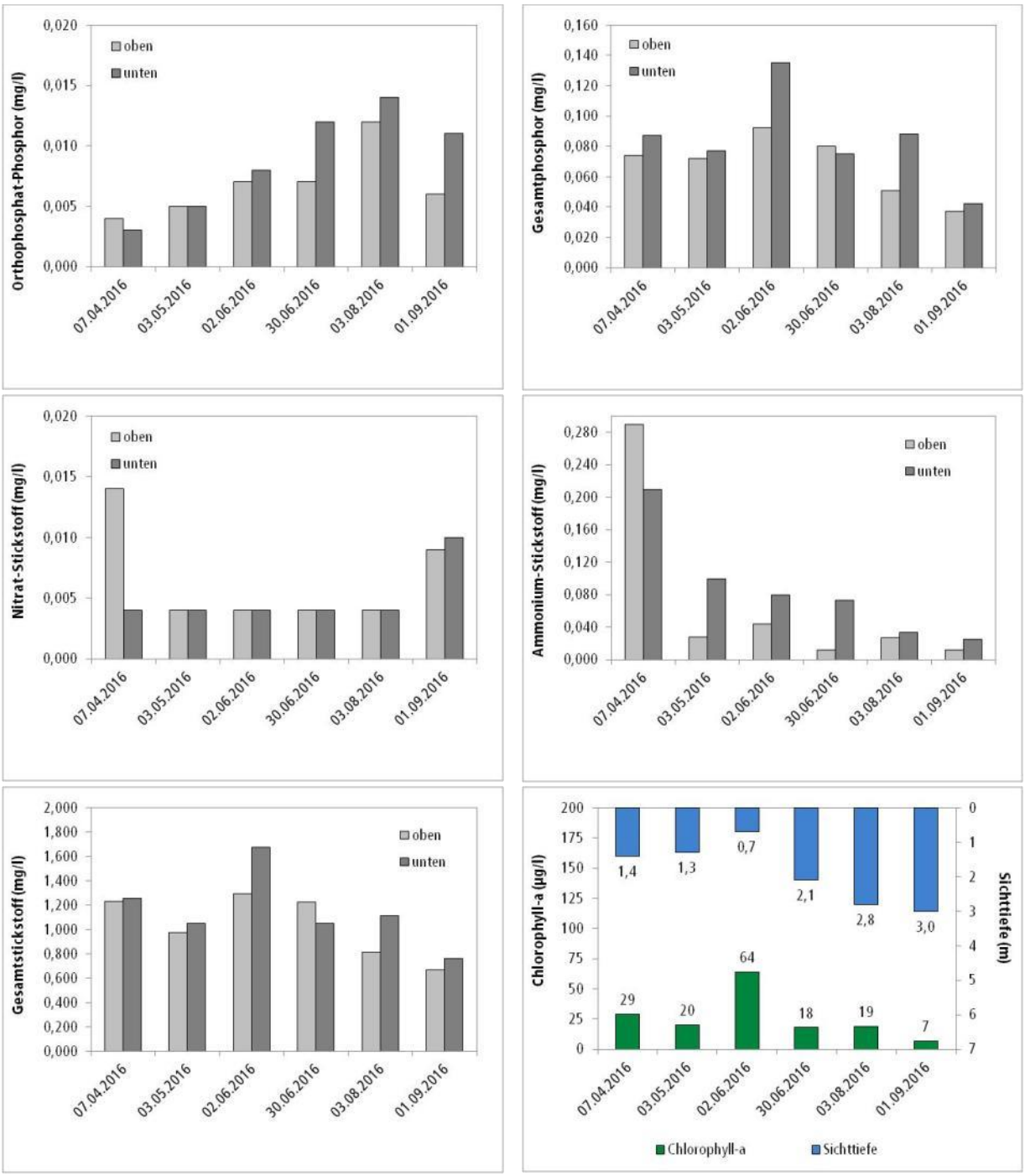


Abb. 23: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Koenigssee von April bis September 2016.

Mit einem **Trophie**-Index von 3,23 wird der Koenigssee nach LAWA (2014) als stark eutroph (e2) eingestuft. Während der Index für die Sichttiefe mit 2,53 im Übergang vom stark mesotrophen (m2) zum schwach eutrophen (e1) Zustand liegt, ist der Index für die Phosphor-Konzentration im Frühjahr mit 3,72 sehr hoch (Tab. 30). Der Koenigssee wurde der Seengruppe „polymiktisch mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m (polykl3m)" zugeordnet.

Tab. 30: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Koenigssees in 2016.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Koenigssee	2016	polykl3m	2,53	3,35	3,41	3,72	3,23	eutroph 2

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad eutroph 2 erreicht der Koenigsee in 2016 hinsichtlich seiner Trophie den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.4.3. Sedimente Koenigsee

Zur Erfassung der Mächtigkeit von stark wassergesättigten Weichsedimenten wurde am 05.09.2017 ein WSW – ONO ausgerichtetes Profil entlang der maximalen Ausdehnung des Koenigsees untersucht. Dazu wurden die Sedimentmächtigkeiten auf der Profillinie in einem Abstand von jeweils ca. 10 m bestimmt. Dabei verlief das Profil auch durch den tiefsten Punkt des Sees mit einer Wassertiefe von ca. 3,9 m. Am Anfangs- und Endpunkt des Profils nahm die Wassertiefe wegen der recht steilen wasserseitigen Uferböschung rasch zu, um sich dann nur noch weniger stark zu verändern.

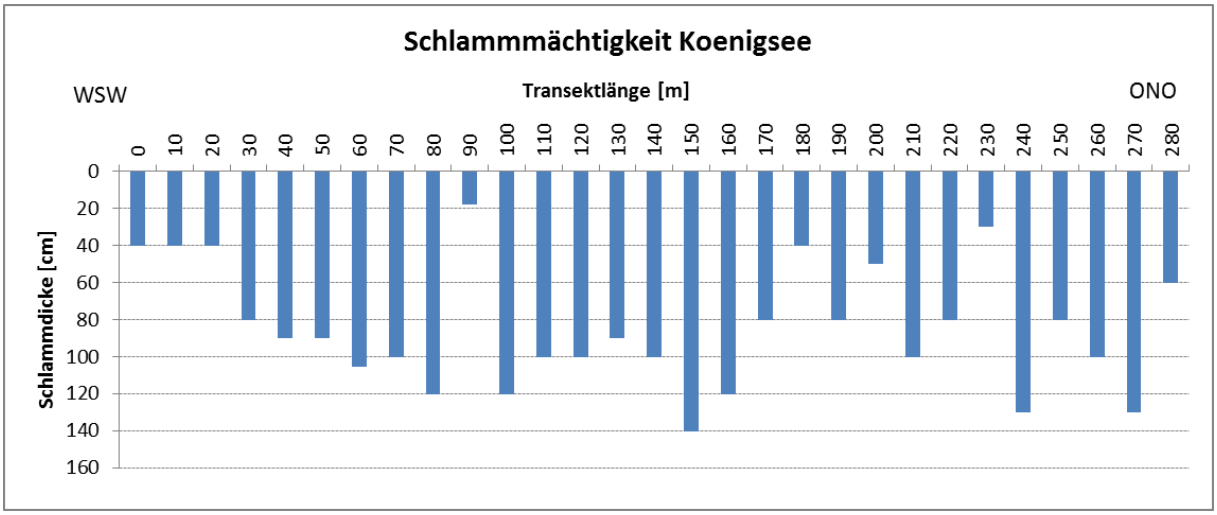


Abb. 24: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Koenigsee

Die Ergebnisse zeigen, dass an den recht steilen wasserseitigen Uferböschungen, insbesondere im Westen des Sees, wo sich auch die Mündung der Verbindung zum Dianasee befindet, nur gering-

mächtige Weichsedimentauflagen erfasst werden konnten. Ursache dafür ist neben der Neigung des Gewässerbodens auch die Überleitung von Wasser aus dem Dianasee im Zusammenhang mit dem betrieb der OWA, die durch die vorhandene Strömung zu einer Erosion der organischen Weichsedimente führt.

Sobald jedoch in ca. 30 m Entfernung vom Ufer der relativ ebene Gewässerboden erreicht wird und die Strömunggeschwindigkeit abnimmt, konnten recht tiefgründige organische Weichsedimentauflagen erfasst werden, die in der Mehrzahl der Peilpunkte eine Mächtigkeit von 0,8 – 1,4 m aufwiesen. An einigen Peilpunkten wurden deutlich geringere Mächtigkeiten ermittelt.

Im Ergebnis der Untersuchungen kann festgestellt werden, dass der Koenigsee durch mäßig mächtige organische Weichsedimentauflagen gekennzeichnet ist, die im untersuchten Profil zum Teil stark schwanken. Möglicherweise ist die Mächtigkeit der Sedimentauflagen nicht nur, wie im Westteil des Sees, abhängig von der Überleitung von Wasser aus dem Dianasee, sondern auch von der Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB bzw. von Ablagerungsbereichen wie am Ostufer des Sees im Bereich des Rhoda-Erdmann-Parks. Insbesondere im Bereich des Parks wurden größere Sedimentmächtigkeiten sowohl bei der Sedimenterkundung erfasst als auch bei der Kartierung der Uferstukturen als Defizit kartiert.

4.4.4. Fische Koenigsee

Die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen im Koenigsee durch das Fischereiamt Berlin im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren dabei Plötze und Barsch.

4.4.5. Makrozoobenthos Koenigsee

Der Koenigssee wies in 2016 von den vier untersuchten Seen (Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee) mit 38 die zweithöchste Taxazahl nach dem Dianasee auf. Die Gruppe mit den meisten gefundenen Arten sind erneut die Schnecken (Gastropoda), gefolgt von Köcherfliegen (Trichoptera), Zweiflüglern (Diptera) und Käfern (Coleoptera). Insgesamt wurden 13 verschiedene faunistische Großgruppen an Makroinvertebraten nachgewiesen. Nachgewiesen wurden auch fünf verschiedene Libellenarten (drei Klein- und zwei Großlibellen), womit im Koenigssee die meisten Odonaten vorkamen. Mit 582 Individuen pro m^2 wies der Koenigssee vor dem Herthasee die zweitgeringste Besiedlungsdichte der vier untersuchten Seen auf. Die Gruppe mit den höchsten Anteilen an der Besiedelungsdichte waren die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und die Zweiflügler. Daneben traten Wanzen (Heteroptera), Krebstiere (Crustacea) und Köcherfliegen häufiger auf.

Wie in allen Seen besiedelten die meisten Arten pflanzliche Habitate im Gewässer, aber auch Schlamm wurde häufiger als in den anderen Seen besiedelt. An den Ernährungstypen dominierten Sammler und Räuber noch vor den Weidegängern. Von allen Seen wies der Koenigssee die meisten Räuber, gemessen an ihrem Anteil an der Besiedelungsdichte, auf.

In der Bewertung des ökologischen Zustands sind die Makrozoen des Koenigssees der Zustandsklasse „gut" zuzuordnen. Damit erreicht der Koenigsee in 2017 hinsichtlich des Makrozoobenthos den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Eine ausführlichere Darstellung der Ergebnisse mit Vergleich der vier in 2016 untersuchten Seen befindet sich in Kap. 4.9.4.

4.4.6. Makrophyten Koenigsee

Im Koenigssee wurde im Jahr 2016 1 Transekt und 3 Zwischenstationen untersucht (Abb. 25). Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten sowie ihren Schutzstatus nach RL und BArtSchV auf.

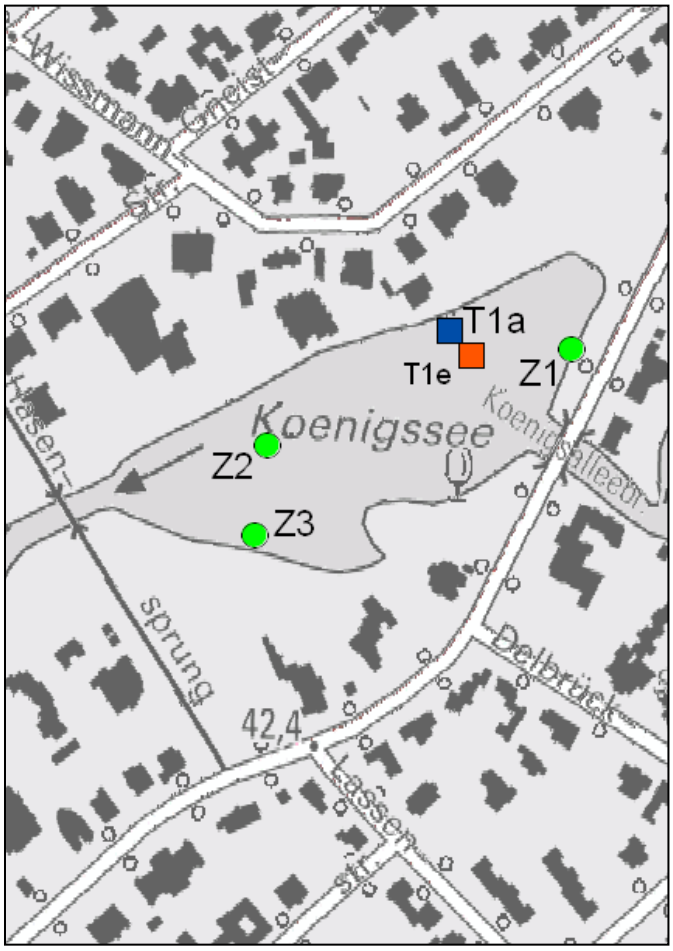


Abb. 25: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Koenigssee.

Tab. 31: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Koenigssee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 2,8 m)					
Ceratophyllum demersum	s	4	5	5	n.V.
Nitella flexilis	s	-	-	3	n.V.

Tab. 32: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Koenigssee, 2016 Deckungsgrad-klassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,5 m	3,0 m	1,2 m
Ceratophyllum demersum	s	5	3	5
Lemna trisulca	s			2
Nitella flexilis	s			3

Tab. 33: Gesamtartenliste vom Koenigssee 2016

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Carex spec.	Segge	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Cladophora spec.	Grünalge	-	-	-
Glyceria maxima	Wasser-Schwaden	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Lycopus europaeus	Ufer-Wolfstrapp	-	-	-
Lythrum salicaria	Gewöhnlicher Blutweiderich	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§
Nymphaea-Hybrid	Seerose (Gartenform)	-	-	-
Nymphoides peltata	Europäische Seekanne *)	0	3	§
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Sparganium erectum	Ästiger Igelkolben	-	-	-
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-

*) Aus Daten des Auftraggebers übernommen, Art konnte bei den Untersuchungen nicht bestätigt werden

Im Koenigssee konnten weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden, die denen im Dianasee sehr ähnlich waren. Auch hier wurden die Bestände in erster Linie durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* gebildet, das von der Deckung bzw. auch von der Gesamtbiomasse her dominierte. Der See war mehr oder weniger flächendeckend mit dem Hornblatt besiedelt. Die Art bildete dichte Bestände in der Wuchsform der Schwebematten, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von den Pflanzen erfüllt. In den tieferen

Gewässerzonen reichte die Art zwar nicht bis an die Wasseroberfläche, sie war aber bis in 2,8 m Tiefe noch vertreten. Hier konnte in Transekt 1 eine untere Makrophytengrenze festgestellt werden.

Die fädige Grünalge *(Cladophora spec.)* war weitaus weniger häufig als im Dianasee im Jahr 2016 und trat nur vereinzelt auf.

Regelmäßig wurde submers und teils auch in den auftreibenden Hornblatt-Schwebematten die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* nachgewiesen.

Eine Besonderheit sind die Bestände der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)*, für die in Berlin aus den letzten 25 Jahren keine Nachweise mehr existieren. Diese Art trat verstreut im See auf, teilweise bildete sie auch dichtere Bestände. Die Pflanze war dabei meistens mit dem Hornblatt verwoben und wuchs in diesen Beständen weit hoch, so dass es auch an tieferen Stellen bis knapp unter die Wasseroberfläche aufwuchs.

Wie schon oben angemerkt, konnten am Transekt 1 unterhalb 2,8 m Tiefe keine Makrophyten mehr nachgewiesen werden. Da der See jedoch max. nur 3,8 m tief ist, kann nicht von einer deutlich ausgeprägten Makrophytengrenze im Koenigssee die Rede sein. Eine Tiefenverbreitung von ca. 2,8 m würde schwach eutrophe (e1) Verhältnisse indizieren.

Abb. 26: Uferzonen am Koenigssee, die durch überhängende Vegetation teils frei von Röhrichten waren (links) oder denen teils ausgedehnte Schwimmblattfluren vorgelagert waren (rechts) (Fotos: T. Kabus).

Für die Zustandsbewertung ist außerdem zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie im Koenigssee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art (Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Lemna trisulca verhält sich ebenfalls indifferent, da sie in der Lage ist, stärkere Nährstoffkonzentrationen zu tolerieren. In Niedermoorgewässern kann die Art aber besonders in flacheren Zonen als

typische Art gelten. Im Koenigssee wurde sie sowohl im flachen, als auch im tiefen Wasser gefunden.

Viele Arten der Armleuchteralgen gelten als typisches Artinventar der mesotroph-basischen Seen. Auch *Nitella flexilis* kann in diesem Seentyp vorkommen, ist aber zugleich typisch für kalkarme und/oder karbonatarme Gewässer. Vorkommen wie im Koenigssee, nämlich zusammen mit dichten Beständen des Hornblatts, sind ungewöhnlich.

Entlang der Uferbereiche finden sich auch ausgedehnte Schwimmblattfluren die aus der Gelben Teichrose *(Nuphar lutea)*, der Weißen Seerose *(Nymphaea alba)* und von Hybriden / Gartenformen gebildet werden. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten, da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Im Koenigssee treten vier Pflanzenarten auf, die gefährdet und/oder geschützt sind: Die Seekanne, die Gelbe Teichrose und die Weiße Seerose sind „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach § 44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte. Die Weiße Seerose ist außerdem in der Vorwarnliste zur Roten Liste der gefährdeten Pflanzenarten Berlins aufgeführt. Damit ist sie noch nicht gefährdet, sondern wird in ihrem Bestand als zurückgehend angesehen.

Die beiden Aussagen gelten allerdings nicht für die Seerosen-Hybride (Zuchtformen), die anthropogen in den See eingebracht worden sein könnten.

Die Armleuchteralge *Nitella flexilis* ist nach Roter Liste Berlin stark gefährdet (Kategorie 2), sowie nach Roter Liste BRD gefährdet (Kategorie 3). Für Berlin existieren seit einschließlich der 1990er Jahre keine aktuellen Nachweise.

Die Seekanne ist außerdem eine gefährdete Art nach Roter Liste Berlin. Dort wird die Art als ausgestorben oder verschollen (Kategorie 0) bewertet. Bei den Makrophytenuntersuchungen konnte das Vorkommen nicht bestätigt werden. Vermutlich handelt es sich um ein angesalbtes (angepflanztes) Vorkommen, da auch viele Gartenformen der Weißen Seerose in dem See vorhanden sind. Es ist nicht einzuschätzen, ob das Vorkommen deswegen in der Roten Liste unberücksichtigt blieb, oder ob es seinerzeit unbekannt war.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die nahezu flächendeckende Besiedlung des Sees mit Unterwasserpflanzen auch bis in mittlere Wassertiefen positiv zu bewerten ist, da sie mittlere Sichttiefen und damit einen relativ klaren Wasserkörper zur Voraussetzung haben, die im Koenigsee in 2016 teilweise auch erreicht wurden. Im Vergleich mit dem Dianasee muss vor allen die mit 2,8 m deutlich geringere Untere Makrophytengrenze angemerkt werden, die etwas schlechtere verhältnisse indiziert. Gleichzeitig zeugt die Besiedlung mit einer Art (Raues Hornblatt), die gleichzeitig eine

breite ökologische Amplitude aufweist von recht hohen Nährstoffkonzentrationen, die in dem in 2016 festgestellten Trophiegrad stark eutroph (e2) ihre Entsprechnung finden.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „unbefriedigend" bewertet. Aufgrund des Artinventars ist der See im untersuchten Jahr als 4 „unbefriedigend" einzustufen. Die Bewertung beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Ceratophyllum demersum*. Damit erreicht der Koenigsee in 2016 hinsichtlich der Makrophyten formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis.

4.4.7. Uferstruktur Koenigsee

Der ca. 2,1 ha große Koenigssee ist vollständig von Privatgrundstücken und öffentlichen Grünanlagen gesäumt. Im Norden grenzt der Rhoda-Erdmann-Park an, am baumbestandenen Ostufer befindet sich eine mächtige Blutbuche (*Fagus sylvatica f. purpurea*), die als Naturdenkmal geschützt ist. Im Rhoda-Erdmann-Park wurde 2014 durch ehrenamtliche Helfer ein Projekt gestartet, dessen Ziel es ist das Gewässerufer zu sanieren und die biologische Vielfalt im Rhoda-Erdmann-Park zu erhöhen. Am Ufer wurden Giersch, Brennnessel und die invasive fremdländische Japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) entfernt und durch Binsen und Rohrkolben sowie weitere bienenfreundliche, heimische Pflanzenarten ersetzt. Ein Insektenhotel mit offener Sandfläche wurde aufgestellt. Das Projekt gehört zu den Projekten des „CITY.biotop" des Umwelt- und Naturschutzamtes des Bezirks Charlottenburg-Wilmersdorf, das v.a. auch durch ehrenamtliches Engagement etwas für den Schutz und die Erhöhung der biologischen Vielfalt in der Stadt tun will. An der neugestalteten Parkseite wurde neben großen Mengen Laub im Wasser aber auch Müll entdeckt, die mit der Strömung an diese Stelle befördert werden und sich dort sammeln.

Im Koenigssee hängen mehrere Bäume, v.a. Weiden, über das Wasser. Blässrallen wurden bei der Brut beobachtet. Das Röhricht wuchs Anfang Mai nur an zwei Stellen großflächig und erreicht bei weitem nicht die Ausbildung, die im Landschaftsplan angestrebt wird (s. Abb. 27). Das im See frei schwimmende Raue Hornblatt wurde gesehen, in Abb. 27 sind jedoch die Schwimmblattpflanzen verzeichnet, die in Form von See- und Teichrosen im Nordwestufer größere Bestände ausbilden.

Um den See verteilen sich 8 Stege und mehrere Boote bzw. Bootsliegeplätze. Mit ca. 340 m sind knapp die Hälfte der Uferlinie durch Betonmauern, Steinschüttungen und Faschinen befestigt. Der Bereich, der gemäß Landschaftsplan von künstlicher Uferbefestigung befreit werden soll, war überwiegend nicht befestigt bzw. es war keine Befestigung zu erkennen. Je nach Alter der Befestigung und Zustand kann diese auch eingewachsen/überwachsen sein. In der Nähe der Hasensprungbrücke sowie an der Koenigsallee im Osten wurden insgesamt vier Einleitungs-/Entnahmebauwerke festgestellt. Im Osten ist der Koenigssee unterirdisch mit dem Halensee verbunden und oberirdisch mit dem Herthasee. Der gesamte Bereich vor, unter und hinter dieser Brücke ist mit einer Betonmauer bzw. Blocksteinen befestigt. Auf etwa 70 % der Uferlinie wurde ein Gewässerrandstreifen kartiert.

Abb. 27: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Koenigssee – Ist-Zustand 2016.

4.4.8. Zusammenfassung Koenigsee

Die Untersuchungen des Koenigsees ergaben, dass die Wasserqualität im Jahr 2016 mit dem Trophiegrad stark eutroph einen mäßigen Zustand erreicht hat. Der See wird in seiner Wasserqualität, seinem ökologischen Zustand und seinem „optischen Zustand" sehr stark durch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB und teilweise durch die Überleitung von Wasser aus dem Dianasee im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA geprägt. Insbesondere im Mai und Juni 2016 lag die Konzentration des Gesamtphosphors im Dianasee um 0,015 – 0,020 mg/l und damit

beträchtlich unter der im Koenigsee an gleichen Tag gemessenen Konzentration. Für diesen Zeitraum hat die Überleitung von Wasser aus dem Dianase in den Koenigsee eine positive Wirkung auf die Wasserqualität des Koenigsees. An den übrigen Terminen wurden wurden in beiden Seen ähnliche Konzentrationen des Gesamtphosphors analysiert.

Durch die über- und vor allem eingeleiteten Wassermengen können sich das Erscheinungsbild und auch die Wasserqualität, gemessen an Konzentrationen von Nährstoffen oder Chlorophyll-a bzw. Sichttiefe auch kurzfristig sehr stark ändern. Die starken Schwankungen in den Konzentrationen von Gesamtphosphor und Chlorophyll-a sind ein Indiz dafür. Die Besiedlung mit Unterwasserpflanzen oder Makrozoobenthos ist an diese wechselnden Verhältnisse angepasst und offenbar auch in der Lage, Phasen schlechterer Wasserqualität zu überdauern. Hier sei auf die nahezu flächendeckende Besiedlung mit Unterwasserpflanzen verwiesen, insbesondere auf das Vorkommen der Armleuchteralge *Nitella flexilis*. Aber auch das Makrozoobenthos mit einer recht hohen taxonomischen Vielfalt und teilweise hoher Besiedlungsdichte spricht, zumindest für das Erfassungsjahr 2016, für einen recht guten ökologischen Zustand.

Als Defizite müssen die hohen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, die angespannten Sauerstoffverhältnisse und Uferstruktur benannt werden. Hinsichtlich der Uferstruktur weisen längere Abschnitte einen Uferverbau auf, um Uferabschnitte zu sichern. Bedingt durch die Eigentumsverhältnisse der Ufergrundstücke sind Stege häufig. Röhricht hingegen kommt nur selten und kleinflächig vor. Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen muss erneut darauf verwiesen werden, dass diese zumindest phasenweise stark durch die Überleitung von Wasser aus dem Dianasee und die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB gesteuert sind. Die Sauerstoffverhältnisse sind angespannt. Sehr häufig wurde beobachtet, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser deutlich unter 100 % lagen, Ursache sind ohne Zweifel Zehrungsprozesse, die mit der Belastung durch die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB, aber auch der Zehrung durch den Abbau von Biomasse der Makrophyten stehen. Andererseits traten an keinem der Termine anoxische oder sauerstofffreie Verhältnisse auf, die z.B. zu einem Massensterben von Fischen oder Makrozoobenthos hätten führen können. Die starke Besiedlung mit Unterwasserpflanzen, insbesondere durch an der Wasseroberfläche wachsenden Schwebematten des Rauen Hornblatts, in 2016 vereinzelt vergesellschaftet mit der Fadenalge *Cladophora* muss ambivalent bewertet werden. Ohne Zweifel beeinträchtigt sie das Erscheinungsbild des Sees in den Sommermonaten stark, Besucher der umliegenden Parkanlagen und Anwohner fühlen sich beinträchtigt, auch das Befahren des Sees mit Booten durch die Anwohner ist erschwert bzw. unmöglich. Durch den mikrobiellen Abbau der Biomasse kann es zu Geruchsbelästigungen kommen. Vor allem im Herbst, und wahrscheinlich auch im Sommer trägt der mikrobielle Abbau der Wasserpflanzenbiomasse zur Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen bei. Andererseits spiegelt die Besiedlung mit den Unterwasserpflanzen und deren Wuchsform der Schwebematten die Nährstoffverhältnisse im See und die Transparenz des Wasserkörpers wider. Hier sei auf die Auführungen im entsprechenden Kapitel zum Diansee verwiesen, die auf die Verhältnisse im Koenigsee übertragbar sind.

Hinsichtlich potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse muss noch einmal, wie beim Dianasee, auf die Hauptfunktion des Koenigssees hingewiesen werden, die Ableitung und Speicherung von Regenwasser zur Entwässerung der umliegenden Siedlungsgebiete und dem Schutz der unterhalb gelegenen Gewässer vor Hochwasser und Nährstoffbelastung, insbesondere des nährstoffarmen Grunewaldsees. Unter Berücksichtigung dieser Hauptfunktion sind die Wasserqualität und der ökologische Zustand des Koenigsees als gut zu bezeichnen. Eine Verbesserung der Nährstoffverhältnisse ist nur durch eine weitere Reduzierung der stofflichen Belastung aus den Regenwassereinläufen aus dem Kanalnetz der BWB möglich. Dies kann einerseits durch Rückhalt und Behandlung des Regenwassers durch technische Maßnahmen wie Abscheidesysteme, Stauraumkanäle oder Regenrückhaltebecken erfolgen oder andererseits durch die Reduzierung des Anfalls stofflich belasteten Regenwassers durch Schwammstadtkonzepte.

Bezüglich der Strukturen im der Uferzone gibt es ein stark begrenztes Potenzial für Verbesserungen. Hinsichtlich der Möglichkeiten ist sicher zwischen den Uferbereichen unterschiedlicher Eigentumsformen zu unterscheiden. Große Uferabschnitte des Südufers sind öffentlich zugänglich und mit hoher Wahrscheinlichkeit in öffentlichem Eigentum. Hier sind Maßnahmen voraussichtlich einfacher umsetzbar. Insbesondere im Uferbereich im Süden des Sees wurde abschnittsweise ein Uferverbau kartiert, dessen Beseitigung oder Ersatz durch naturnahe Verfahren zur Verbesserung der Situation führen würde.

Der sehr lückige Röhrichtbewuchs ist eher auf die natürlichen Verhältnisse (zum Teil steil abfallende wasserseitige Ufer, dichter Baumbestand mit starker Beschattungswirkung) zurück zu führen, als auf beseitigbare Beeinträchtigungen.

In allen anderen Uferbereichen, insbesondere am Nordufer sind die Grundstücke mehrheitlich im privaten Besitz. Strukturell defzitären Uferbereichen stehen Abschnitte mit geringeren Defiziten gegenüber. Grundsätzlich sollte hier eine Verbesserung der Situation hinsichtlich Uferverbau, Röhrichtvegetation, landseitiger Ufervegetation, land- und wasserseitige Strukturelemente sowie ggf. Steganlagen angestrebt werden. Die genannten strukturverbessernden Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung des ökologischen Zustandes des Gewässers in Hinblick auf die Verbesserung der Habitatverhältnisse für Tier- und Pflanzenarten, die an vielfältige Uferstrukturen gebunden sind. Der Einfluss strukturverbessernder Maßnahmen auf die Wasserqualität wird als gering eingeschätzt.

Eine flächendeckende Entnahme von Sedimenten ist nicht erforderlich. Der See verfügt grundsätzlich über eine große Gewässertiefe, eine fortschreitende Verlandung kann nicht beobachtet werden. Andererseits konnten im Osten des Sees, im Bereich des Rhoda-Erdmann-Parks, nur geringe Wassertiefen beobachtet werden, die bei Niedrigwasser trocken fallen und mindestens eine ästhetische Beeinträchtgung darstellen. Ob im Koenigsee eine Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten stattfindet, kann nicht eingeschätzt werden. Im Zusammenhang mit der Einleitung von Regenwasser aus den Kanalnetz der BWB kann es jedoch lokal, vor den Einleitstellen, zur Akkumulation beträchtlicher Mengen von Sedimenten gekommen sein, die im Nährstoffhaushalt des Sees eine Rolle spie-

len können. In diesem Zusammenhnag sollte geprüft werden, ob eine lokale Entnahme dieser Sedimente in diesen Bereichen bzw. im Bereich des Rhoda-Erdmann-Parks erforderlich ist.

Übersicht potenzieller Maßnahmen:

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	nicht erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich

4.5. Herthasee

Der Herthassee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen sowie durch die Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof gespeist. Einleitungen von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB existieren nicht. Durch die ausgespiegelte hydraulische Verbindung mit dem Dianasee und Koenigsee sowie im weiteren Verlauf mit dem Hubertussee besteht die Möglichkeit des Wasserautauschs zwischen diesen Seen. Durch die großen Regenwassermengen, die aus dem Kanalnetz der BWB in den Hubertussee eingeleitet werden erscheint es als sehr wahrscheinlich, dass anlässlich größerer Regenereignisse auch Wasser vom Hubertussee in den Herthasee abfliesst.

Bezüglich der Speisung aus dem Betrieb der OWA sind in 2016 beträchtliche Wassermengen durch das Pumpwerk Dianasee aus dem unterhalb gelegenen Grunewaldsee über Hundekehle- und Forstgraben sowie den Dianasee und den Koenigsee in den Herthasee übergeleitet und durch den Betrieb des Pumpwerkes Hubertussee in dem östlich gelegenen Hubertussee abgeleitet worden. Die in den Dianasee übergeleiteten Wassermengen sind in Tab. 2 dargestellt und betrugen 2016 monatlich zwischen 20.700 m^3 (November) und 77.390 m^3 (Oktober). Ohne Berücksichtigung der Wasserverluste im Dianasee und Koenigsee durch Verdunstung und ggf. Abstrom in das Grund- bzw. Schichtenwasser waren das zwischen 130 und 480 % des Seevolumens von ca. 16.000 m^3. Kalkuliert man mit den Überleitungsmengen aus dem Hubertussee in den Talgraben (siehe Tab. 2) so wurden in der Vegetationsperiode 2016 zwischen 5.950 m^3 (September) und 63.013 m^3 (Juni) in den Talgraben abgeleitet. Ohne Berücksichtigung des Abstroms zum Halensee bzw. der Wasserverluste im Hubertussee durch Verdunstung und ggf. Abstrom in das Grund- bzw. Schichtenwasser waren das zwischen 37 und 394 % des Seevolumens von ca. 16.000 m^3.

Konkrete Messwerte zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des durch den Betrieb der OWA zugeflossenen Wassers liegen nicht vor, es ist jedoch anzunehmen, dass die Verhältnisse weitgehend denen im Koenigsee entsprechen. Allein durch die übergeleitete Wassermenge ist anzunehmen, dass die Überleitung von Wasser aus dem Gunewaldsee über Diana- und Koenigsee grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemisch-physikalischer wie auch chemischer Parameter hat. Für die Überleitung gilt, dass durch sie seeinterne Prozesse des Nährstoffumsatzes und der Primärproduktion voraussichtlich wesentlich beeinflusst werden. Durch die Durchleitung des nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee durch den Dianasee und den Koenigsee, und die dabei stattfindende Mischung mit dem nährstoffreichen Wasser dieser Seen fällt der nährstoffbezogene Effekt allerdings sehr gering aus.

Messwerte zu den aus der Regenwassereinleitung in den Hubertussee in den Herthasee abgeleiteten Wassermengen bzw. zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des abgeleiteten Wassers liegen nicht vor es ist jedoch anzunehmen, dass die Verhältnisse weitgehend denen im Hubertussee entsprechen. Durch Größe der dokumentierten Zuflussmengen zum Hubertussee ist jedoch anzunehmen, dass auch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in den

Hubertussee grundsätzlich auch einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemischer Parameter und damit der Wasserqualität des Herthasees hat.

4.5.1. chemisch-physikalische Parameter Herthasee

Aufgrund der geringen maximalen Tiefe des Herthasees von nur 3,1 m war der Wasserkörper des Sees meist gut durchmischt. Einzig anlässlich der Probenahme am 02.06.2016 nahm die Temperatur von der Wasseroberfläche bis in 2 m Tiefe um 3,7 °C ab (Abb. 28).

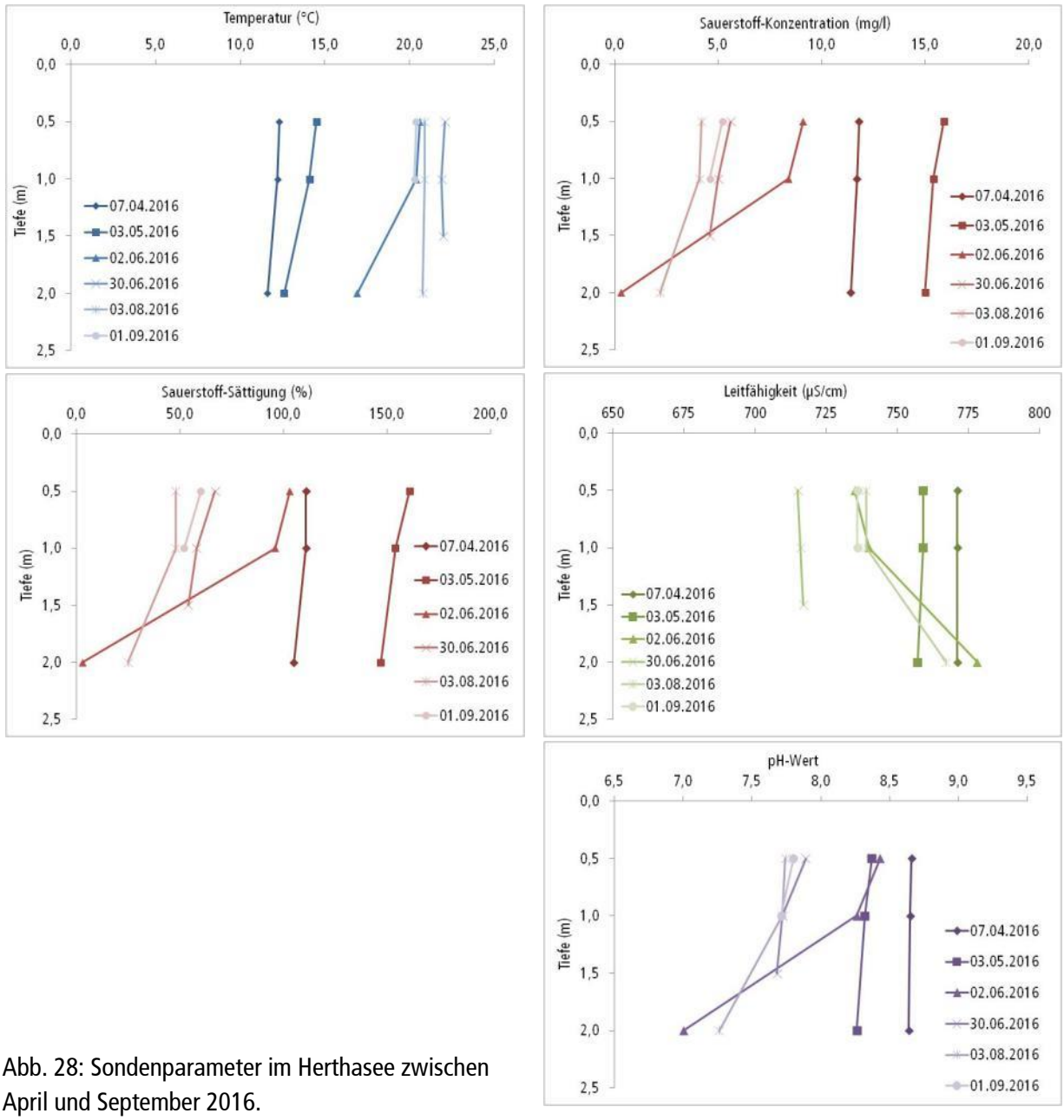


Abb. 28: Sondenparameter im Herthasee zwischen April und September 2016.

Der Temperaturgradient, der am 02.06. festgestellt wurde, sorgte dafür, dass der Sauerstoffgehalt über Grund auf 0,3 mg/l abnahm, die Sättigung betrug nur noch 3 %. Bei allen anderen Probenahmen wurden keine anoxischen Verhältnisse nachgewiesen. Wie bei den anderen Seen waren Sauer-

stoff-Konzentration und –Sättigung an der Wasseroberfläche zwischen April und Juni sehr hoch. Im Mai betrug die max. Sättigung 161 %, was ein hohes Algenwachstum impliziert. Ab Ende Juni bis Dezember dominierten Zehrungsprozesse den Sauerstoffhaushalt des Oberflächenwassers mit Sättigungen zwischen 48 und 67 %. Über Grund wurden 25 – 54 % Sättigung erreicht was für viele Organismen ausreichend ist.
Die Leitfähigkeit schwankte nur leicht zwischen 715 und 771 µS/cm. Ab Juni wurde eine Zunahme der Leitfähigkeit mit der Tiefe festgestellt.
Der pH-Wert lag in April und Mai bei basischen 8,3 bis 8,7 und sank im August auf minimal 7,3 ab. Der Verlauf entspricht ziemlich exakt dem der anderen Seen.

4.5.2. Chemische Parameter Herthasee

Bei den Phosphor-Konzentrationen ist keine klare Tendenz einer Zu- oder Abnahme mit der Tiefe feststellen, was mit dem Fehlen einer Temperaturschichtung aufgrund der geringen Tiefe des Herthasees begründbar ist. Die **Orthophosphat-P**-Konzentration war mit max. 0,012 mg/l stets gering, da der Nährstoff sofort von Pflanzen aufgenommen wird. Für **Gesamtphosphor** wurden an der Oberfläche maximal 0,107 mg/l und über Grund maximal 0,153 mg/l gemessen. Die Konzentrationen an der Oberfläche schwankten stark zwischen 0,042 mg/l (September) und 0,107 mg/l (Juni).
Der **Nitrat-Stickstoff** lag mit Ausnahme der September-Probenahme immer unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. In Abb. 29 wurde zu Darstellungszwecken angenommen, dass der Wert im See der halben Konzentration der Bestimmungsgrenze entsprechen würde. Im September wurden max. 0,024 mg/l gemessen, was auch sehr wenig ist. Dies spricht für eine starke Aufnahme dieses Nährstoffes durch Phytoplankton und Makrophyten. **Ammonium-N** erreichte deutlich höhere Konzentrationen. Diese schwankten an der Oberfläche zwischen niedrigen 0,03 mg/l im September und leicht erhöhten 0,17 mg/l im April. Das **Gesamtstickstoff**-Maximum im Oberflächenwasser lag bei ca. 1,6 mg/l und wurde Anfang Juni gemessen.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:12 und 1:17. Damit ist davon auszugehen, dass der Herthasee in seiner Primärproduktion eher durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert ist.

Die **Chlorophyll a**-Konzentration schwankte zwischen sehr geringen 8 µg/l im September (mesotroph 2 nach LAWA 2014) und extrem hohen 92 µg/l Anfang Juni (polytroph 2). Im Mittel wurde eine Konzentration von 32,3 µg/l gemessen. Den starken Schwankungen der Chlorophyll a-Konzentration folgt weitestgehend auch die **Sichttiefe**, die Anfang Juni nur 0,6 m betrug, im August mit 2,4 m ihr Maximum erreichte, was fast Grundsicht entspricht. Beachtlich ist der starke Anstieg der Chlorophyll a-Konzentration zwischen Anfang Mai und Anfang Juni und die starke Abnahme von Anfang Juni zum Ende Juni. Die 92 µg/l stellen allerdings nicht den Maximalwert aller Seen dar, im Fennsee wurde im August 2016 sogar ein Wert von 133 µg/l erreicht, was einen hypertrophen Zustand bedeutet.

Die **Chlorid**-Konzentration hatte im August mit 73,7 mg/l ihr Minimum und im April mit 92,6 mg/l ihr Maximum erreicht. Alle Werte liegen damit unterhalb des Grenzwertes der OGewV (2016) von 200 mg/l, der bei Fließgewässern einen guten ökologischen Zustand bedeutet (vgl. Kap. 4.3.2).
Die **TOC**-Konzentration lag mit Werten zwischen 5,8 mg/l Ende Juni und 16,2 mg/l Anfang Juni über den Gehalten, die in allen anderen limnochemisch untersuchten Gewässern gemessen wurden. Anfang Juni und Anfang August überstieg die Konzentration 10 mg/l, sodass anhand der TOC-Konzentration von einer Belastung des Herthasees mit organischen Stoffen gesprochen werden kann.

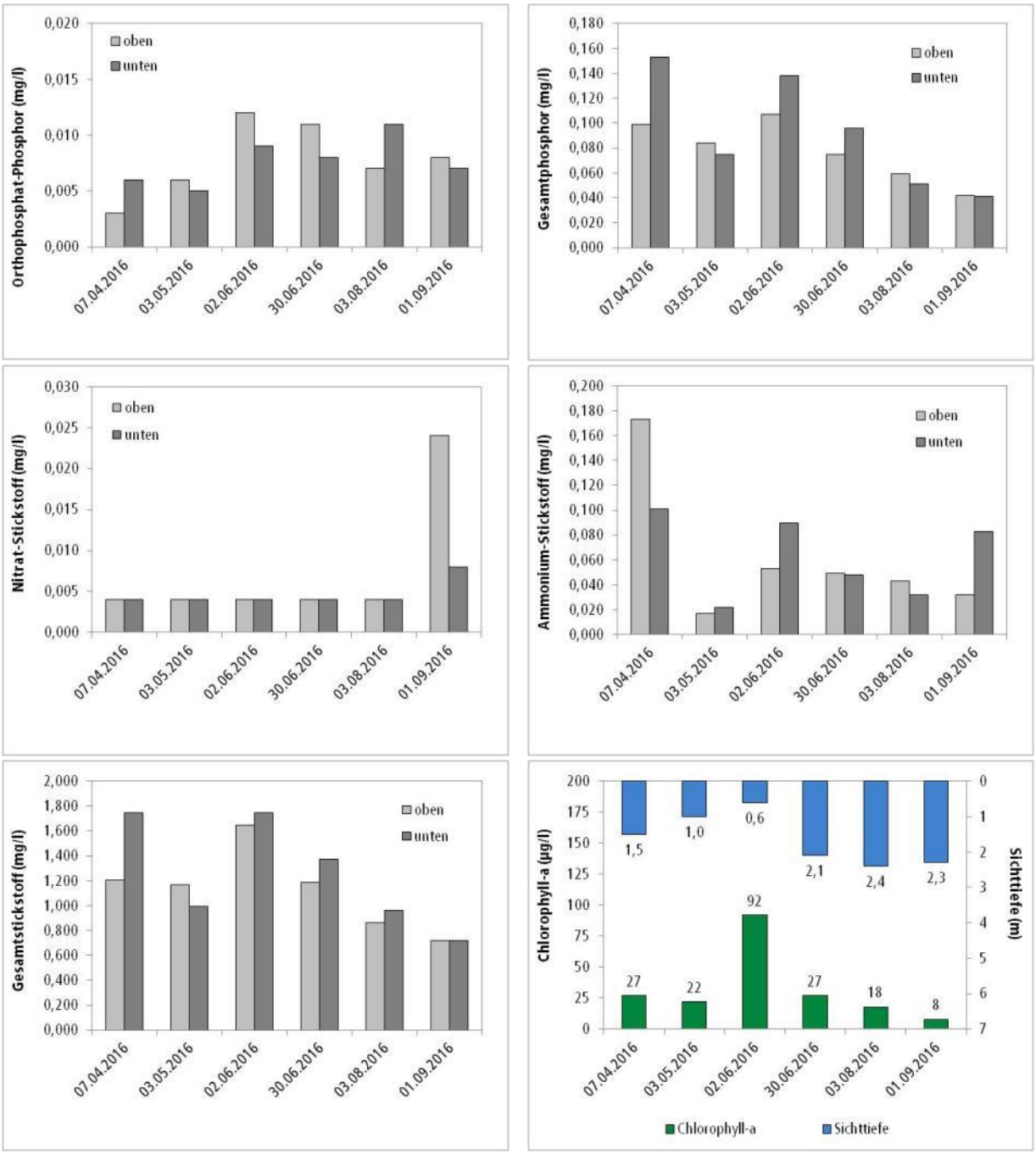


Abb. 29: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Herthasee von April bis September 2016.

Mit einem **Trophie**-Index von 3,45 weist der Herthasee nach LAWA (2014) einen hoch eutrophen (e2) Zustand auf. Während der Index für die Sichttiefe mit 2,70 im schwach eutrophen (e1) Bereich liegt, deutet der Index für die Phosphor-Konzentration im Frühjahr mit 4,24 einen hoch polytrophen (p2) Zustand an (Tab. 34). Der Herthasee wurde der Seengruppe „polymiktisch mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m (polykl3m)" zugeordnet.

Tab. 34: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Herthasees in 2016.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Herthasee	2016	polykl3m	2,70	3,54	3,55	4,24	3,45	eutroph 2

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad eutroph 2 erreicht der Herthasee in 2016 hinsichtlich seiner Trophie den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.5.3. Fische Herthasee

Die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen im Herthasee durch das Fischereiamt Berlin im Jahr 2017 wurden insgesamt vier Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren dabei Plötze und Barsch.

4.5.4. Makrozoobenthos Herthasee

Der Herthasee wies in 2016 von den vier in 2016 untersuchten und vergleichbaren Seen (Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee) mit 36 die zweitniedrigste Taxazahl auf. Lediglich der Hubertussee lag noch darunter. Mit insgesamt 13 verschiedenen faunistischen Großgruppen an Makroinvertebraten war das Benthos jedoch durchaus divers. Die Gruppe mit den meisten gefundenen Arten waren die Schnecken (Gastropoda), gefolgt von Köcherfliegen (Trichoptera), Zweiflüglern (Diptera), Käfern (Coleoptera) und Wanzen (Heteroptera). Mit 418 Individuen pro m^2 wies der Herthasee die geringste Besiedlungsdichte der vier untersuchten Seen auf. Im Dianasee traten auf gleicher Fläche dreimal mehr Individuen auf. Die Gruppe mit den höchsten Anteilen an der Besiedelungsdichte waren die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und die Zweiflügler. Daneben traten auch Wanzen und Köcherfliegen häufiger auf.

Wie in allen Seen besiedelten die meisten Arten pflanzliche Habitate im Gewässer. An den Ernährungstypen dominierten Sammler. Räuber und Weidegänger kamen etwa gleich häufig vor.

In der Bewertung des ökologischen Zustands sind die Makrozoen des Herthasees der Zustandsklasse „gut" zuzuordnen. Damit erreicht der Herthasee in 2017 hinsichtlich des Makrozoobenthos den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Eine ausführlichere Darstellung der Ergebnisse mit Vergleich der vier in 2016 untersuchten Seen befindet sich in Kap. 4.9.4.

4.5.5. Makrophyten Herthasee

Im Herthasee wurden im Jahr 2016 1 Transekt und 3 Zwischenstationen untersucht (Abb. 30). Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten und ihren Schutzstatus nach RL und BArtSchV auf.

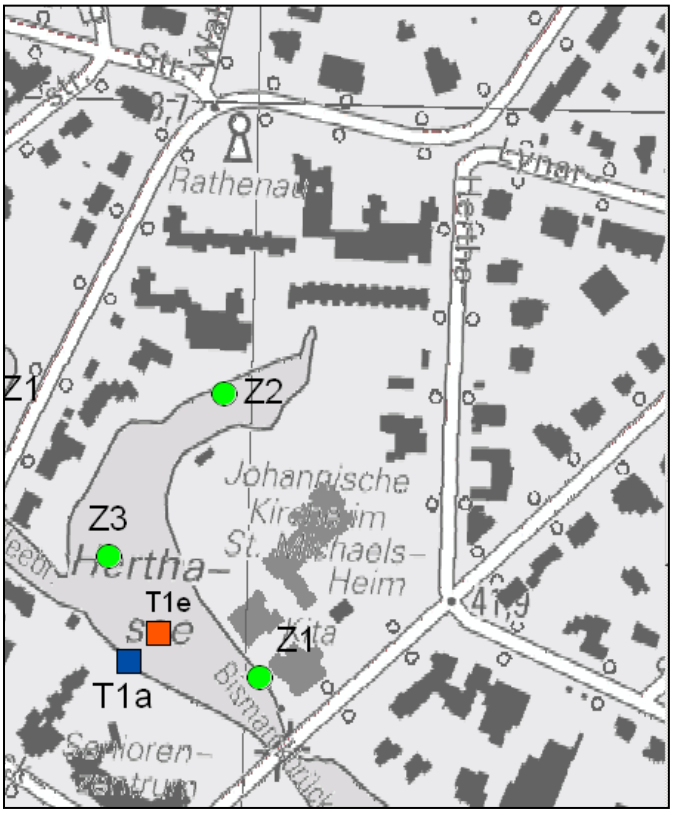


Abb. 30: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) am Herthasee.

Tab. 35: Ergebnisse der Transektuntersuchungen am Herthasee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant)

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: keine, tiefste erreichte Stelle: 2,8 m)					
Ceratophyllum demersum	s	4	5	5	n.V.
Nitella flexilis	s	-	2	2	n.V.
Lemna trisulca	s	3	4	-	n.V.
Cladophora spec.	s	2	3	2	n.V.

Tab. 36: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen am Herthasee 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,2 m	1,2 m	2,6 m
Ceratophyllum demersum	s	5	4	5
Lemna trisulca	s	3	2	2
Nitella flexilis	s	2	4	3

Tab. 37: Gesamtartenliste vom Herthasee 2016.

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Carex spec.	Segge	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Lythrum salicaria	Gewöhnlicher Blutweiderich	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§
Nymphaea-Hybrid	Seerose (Gartenform)	-	-	-
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-
Utricularia cf. *vulgaris*	Gemeiner Wasserschlauch *)	1	3	-

*) Aus Daten des Auftraggebers übernommen, Art konnte bei den Untersuchungen nicht bestätigt werden

Im Herthasee konnten weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden, die denen im Koenigsee und Dianasee sehr ähnlich waren. Diese Bestände wurden allerdings in erster Linie durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* gebildet, das von der Deckung bzw. auch von der Gesamtbiomasse her dominierte. Der See war mehr oder weniger flächendeckend mit dem Hornblatt besiedelt. Die Art bildete dichte Bestände in der Form von Schwebematten, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von den Pflanzen erfüllt. In den tieferen Gewässerzonen reichte die Art zwar nicht bis an die Wasseroberfläche war aber auch an der tiefsten gefundenen Stelle (2,8 m) noch vertreten.

Daneben trat eine fädige Grünalge *(Cladophora spec.)* häufig auf, die vereinzelt submers, aber meist randlich als zusammengetriebene Algenwatten auf der Wasseroberfläche lagen.

Regelmäßig wurde submers und teils auch in den auftreibenden Hornblatt-Schwebematten die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* nachgewiesen.

Eine Besonderheit sind die Bestände der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)*, für die in Berlin aus den letzten 25 Jahren keine Nachweise mehr existieren. Diese Art trat verstreut im See auf, teilweise bildete sie auch dichtere Bestände. Die Pflanze war dabei meistens mit dem Hornblatt

verwoben und wuchs in diesen Beständen weit hoch, so dass es auch an tieferen Stellen bis knapp unter die Wasseroberfläche aufwuchs.

Wie schon oben angemerkt konnten am Transekt 1 unterhalb 2,8 m Tiefe keine Makrophyten mehr nachgewiesen werden. Da der See jedoch kaum noch tiefer wird (T_{Max} = 3,1 m) kann nicht von einer deutlich ausgeprägten Makrophytengrenze im Herthasee die Rede sein. Eine Tiefenverbreitung von ca. 2,8 m würde schwach eutrophe (e1) Verhältnisse indizieren.

Abb. 31: Blick über den See mit Massenbeständen des Hornblatts und der Alge *Cladophora* (links), sowie mit sehr dichten, hoch aufwachsenden Schwimmblattfluren (rechts) (Fotos: T. Kabus).

Für die Zustandsbewertung ist außerdem zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie im Herthasee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art (Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Die meisten Taxa der Grünalge *Cladophora* können unter sehr unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen auftreten, allerdings gelten Massenvorkommen der Arten in Fließgewässern und Seen ebenfalls als Stör- und Nährstoffzeiger (z.B. Gutowski & Foerster 2009 + zit. Lit.).

Lemna trisulca verhält sich ebenfalls indifferent, da sie in der Lage ist, stärkere Nährstoffkonzentrationen zu tolerieren. In Niedermoorgewässern kann die Art aber besonders in flacheren Zonen als typische Art gelten. Im Herthasee wurde die sowohl im flachen, als auch im tiefen Wasser gefunden.

Viele Arten der Armleuchteralgen gelten als typisches Artinventar der mesotroph-basischen Seen. Auch *Nitella flexilis* kann in diesem Seentyp vorkommen, ist aber zugleich typisch für kalkarme und/oder karbonatarme Gewässer. Vorkommen wie im Herthasee, nämlich zusammen mit dichten Beständen des Hornblatts, sind ungewöhnlich.

Entlang der Uferbereiche finden sich auch ausgedehnte Schwimmblattfluren, die aus der Gelben Teichrose *(Nuphar lutea)*, der Weißen Seerose *(Nymphaea alba)* und von Hybriden / Gartenformen gebildet werden. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten, da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Im Herthasee treten vier Pflanzenarten auf, die gefährdet und / oder geschützt sind: Die Gelbe Teichrose und die Weiße Seerose sind beides „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach § 44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte. Die Weiße Seerose ist außerdem in der Vorwarnliste zur Roten Liste der gefährdeten Pflanzenarten Berlins aufgeführt. Damit ist sie noch nicht gefährdet, sondern wird in ihrem Bestand als zurückgehend angesehen.

Die beiden Aussagen gelten allerdings nicht für die Seerosen-Hybride (Zuchtformen), die anthropogen in den See eingebracht worden sein könnten.

Die Armleuchteralge *Nitella flexilis* ist nach Roter Liste Berlin stark gefährdet (Kategorie 2), sowie nach Roter Liste BRD gefährdet (Kategorie 3). Für Berlin existieren seit einschließlich der 1990er Jahre keine aktuellen Nachweise.

Der Gemeine Wasserschlauch *(Utricularia cf. vulgaris)* ist in Berlin vom Aussterben bedroht (Rote-Liste-Kategorie 1). Die Art konnte zum Untersuchungszeitpunkt nicht bestätigt werden. In den Daten des Auftraggebers wurde sie ohne Artzuordnung angegeben, *U. vulgaris* wäre hinsichtlich der Nährstoffverhältnisse die plausibelste Art in diesem See. *U. vulgaris* ist im Gegensatz zu bestimmten anderen Arten der Gattung nicht geschützt nach BArtSchV.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die nahezu flächendeckende Besiedlung des Sees mit Unterwasserpflanzen auch bis in mittlere Wassertiefen positiv zu bewerten ist, da sie mittlere Sichttiefen und damit einen relativ klaren Wasserkörper zur Voraussetzung haben, die im Herthasee in 2016 teilweise auch erreicht wurden. Im Vergleich mit dem Dianasee muss vor allen die mit 2,8 m deutlich geringere Untere Makrophytengrenze angemerkt werden, die etwas schlechtere Verhältnisse indiziert. Gleichzeitig zeugt die Besiedlung mit einer Art (Raues Hornblatt), die gleichzeitig eine breite ökologische Amplitude aufweist von recht hohen Nährstoffkonzentrationen, die in dem in 2016 festgestellten Trophiegrad stark eutroph (e2) ihre Entsprechnung finden.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „mäßig" bewertet. Aufgrund des Artinventars ist der See im untersuchten Jahr als 3 „mäßig" einzustufen. Er ist somit der „beste" unter allen untersuchten Seen. Ursache dafür ist, dass die *Ceratophyllum*-Bestände rechnerisch unterhalb der Abwertungsschwelle liegen und somit die positiven Effekte der *Nitella*-Vorkommen („A"-Art) stärker zum Tragen kommen. Da der See im Untersuchungsjahr bis zur tiefsten Stelle besiedelt war und somit eine Bewertung der UMG nicht möglich war, erfolgte die Einstufung unter Vorbehalt. Damit erreicht der Herthasee in 2016 hinsichtlich der Makrophyten

formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis, ein signifikanter Unterschied zu den anderen untersuchten Seen, wie durch die formale Bewertung suggeriert, besteht nicht.

4.5.6. Uferstruktur Herthasee

Der Herthasee stellt mit ca. 1,1 ha Seefläche den kleinsten See der Grunewaldseenkette dar und gleichzeitig den See, mit dem höchsten Anteil an Uferverbau. Etwa 500 m und damit über 60 % seines Ufers sind mit einer Betonmauer (häufig sind Blocksteine vorgelagert) und Faschinen befestigt. Daneben gibt es einige befestigte Bootsunterstände, Stege und unbefestigte Bootsliegeplätze. In der Mitte des Sees ist eine kleine bewachsene Insel. Der Uferverbau befindet sich im Bereich der Grundstücke im privaten Besitz. Das St. Michaels-Heim in der ehemaligen Villa Mendelssohn wird durch eine hohe Mauer gesäumt, die zumeist in ca. 1-3 m Entfernung zur Wasserkante verläuft. Davor wachsen teilweise große Bäume, Efeu, Röhricht und andere Pflanzen. Lange Abschnitte sind zusätzlich vor der Mauer mit Blocksteinen befestigt, die schon stark überwachsen und durchwurzelt sind. Auch der Teil, der gemäß Landschaftsplan vom Uferverbau befreit werden soll, ist noch befestigt. Das Röhricht war Anfang Mai nur sehr schmal ausgebildet, Schwimmblattpflanzen wurden nur kleinräumig angetroffen (s. Abb. 32). Dementsprechend nimmt das Röhricht nicht die im Landschaftsplan angestrebte Fläche im Herthasee ein. An mehreren Stellen hängen Bäume über das Wasser. Im Süden besteht die Verbindung zum Hubertussee, wobei auch hier der Uferbereich vor, unter und hinter der Bismarckbrücke befestigt ist (Blocksteine und Mauerwerk). An zwei Stellen wurden Regenwassereinleitungen festgestellt, die aber am Tag der Kartierung kein Wasser führten.

Wie auch am Koenigssee befindet sich am Herthasee eine Grünfläche (Delbrückstraße 2), die durch CITY.biotop neu bepflanzt und verschönert wurde. Die Beetanlage wurde mit Hunds-Rosen *(Rosa canina)*, Lavendel *(Lavandula angustifolia)*, Salbei *(Salvia officinalis)* und Thymian *(Thymus vulgaris)* bepflanzt, die für viele Insekten ein vielfältigeres Nahrungsangebot darstellen soll. Ferner wurde ein Insektenhotel aufgestellt. Ansonsten ist der See fast vollständig von Privatgrundstücken umgeben, darunter dem St.-Michaels-Heim am Ostufer, von dessen Garten aus der Zugang zum See möglich ist. Das Heim, dessen Träger das Johannische Sozialwerk e.V. ist, betreut in seiner Parkanlage am See Projekte zu Themen wie Baumsanierung, Totholz, Kompost und Bienen, die teilweise auch bei der Uferkartierung sichtbar waren. So befinden sich im Uferbereich Totholzhaufen, die als Lebensraum für Insekten und Amphibien geschaffen wurden, sowie als Laubsperre dienen sollen. Des Weiteren werden Müll und Faulschlamm im Uferbereich entfernt und die Ufervegetation gezielt gefördert. Der See erhielt seinen Namen wie die gleichnamige Straße nach der germanischen Göttin Hertha.

Abb. 32: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Herthasee – Ist-Zustand 2016.

4.5.7. Zusammenfassung Herthasee

Die Untersuchungen des Herthasees ergaben, dass die Wasserqualität im Jahr 2016 mit dem Trophiegrad stark eutroph einen mäßigen Zustand erreicht hat. Der See wird in seiner Wasserqualität, seinem ökologischen Zustand und seinem „optischen Zustand" sehr stark durch die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB als Ableitung vom Hubertussee und in wahrscheinlich

geringerem Maße durch die Überleitung von Wasser aus dem Koenigsee im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA geprägt. Insbesondere zwischen April und Juni 2016 lag die Konzentration des Gesamtphosphors im Koenigsee um 0,010 – 0,015 mg/l und damit beträchtlich unter der im Herthasee an gleichen Tag gemessenen Konzentration. Für diesen Zeitraum hat die Überleitung von Wasser aus dem Koenigsee in den Herthasee eine positive Wirkung auf die Wasserqualität des Herthasees. An den übrigen Terminen wurden wurden in beiden Seen ähnliche Konzentrationen des Gesamtphosphors analysiert. Im Hubertussee hingegen wurden an nahezu allen Terminen im Jahr 2016 Konzentrationen des Gesamtphosphor gemessen, die um 0,010 und 0,070 mg/l über den Konzentrationen des Herthasees lagen.

Durch die aus Koenigssee und Hubertussee übergeleiteten Wassermengen können sich das Erscheinungsbild und auch die Wasserqualität, gemessen an Konzentrationen von Nährstoffen oder Chlorophyll-a bzw. Sichttiefe auch kurzfristig sehr stark ändern. Die starken Schwankungen in den Konzentrationen von Gesamtphosphor und Chlorophyll-a sind ein Indiz dafür. Die Besiedlung mit Unterwasserpflanzen oder Makrozoobenthos ist an diese wechselnden Verhältnisse angepasst und offenbar auch in der Lage, Phasen schlechterer Wasserqualität zu überdauern. Hier sei auf die nahezu flächendeckende Besiedlung mit Unterwasserpflanzen verwiesen, insbesondere auf das Vorkommen der Armleuchteralge *Nitella flexilis*. Das Makrozoobenthos hingegen weist eine deutlich geringere taxonomischen Vielfalt und Besiedlungsdichte auf, als in Diana- und Koenigsee.

Als Defizite müssen die hohen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, die angespannten Sauerstoffverhältnisse und die Uferstruktur benannt werden. Hinsichtlich der Uferstruktur weisen weite Strecken einen Uferverbau auf, um Uferabschnitte zu sichern. Bedingt durch die Eigentumsverhältnisse der Ufergrundstücke sind Stege selten, Bootsliegeplätze aber häufiger. Röhricht hingegen kommt nur selten und kleinflächig vor. Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen muss erneut darauf verwiesen werden, dass diese zumindest phasenweise durch die Überleitung von Wasser aus dem Koenigsee und sehr stark durch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in den Hubertussee und von dort in den Herthasee gesteuert sind. Die Sauerstoffverhältnisse sind angespannt. Sehr häufig wurde beobachtet, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser deutlich unter 100 % lagen, Ursache sind ohne Zweifel Zehrungsprozesse, die mit der Belastung durch die Überleitung von Wasser aus dem Hubertussee, aber auch der Zehrung durch den Abbau von Biomasse der Makrophyten stehen. Andererseits traten an keinem der Termine anoxische oder sauerstofffreie Verhältnisse auf, die z.B. zu einem Massensterben von Fischen oder Makrozoobenthos hätten führen können. Die starke Besiedlung mit Unterwasserpflanzen, insbesondere durch an der Wasseroberfläche wachsenden Schwebematten des Rauen Hornblatts, im 2016 vergesellschaftet mit der Fadenalge *Cladophora* muss ambivalent bewertet werden. Ohne Zweifel beeinträchtigt sie das Erscheinungsbild des Sees in den Sommermonaten stark, Besucher der umliegenden Parkanlagen und Anwohner fühlen sich beinträchtigt, auch das Befahren des Sees mit Booten durch die Anwohner ist erschwert bzw. unmöglich. Durch den mikrobiellen Abbau der Biomasse kann es zu Geruchsbelästigungen kommen. Vor allem im Herbst, und wahrscheinlich auch im Sommer trägt der mikrobielle Abbau der Wasserpflanzenbiomasse zur Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen bei. Andererseits spiegelt die Besiedlung mit den Unterwasserpflanzen

und deren Wuchsform der Schwebematten die Nährstoffverhältnisse im See und die Transparenz des Wasserkörpers wider. Hier sei auf die Auführungen im entsprechenden Kapitel zum Diansee verwiesen, die auf die Verhältnisse im Herthasee übertragbar sind.

Hinsichtlich potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse muss noch einmal, wie bei Diana- und Koenigsee, auf die Hauptfunktion des Herthasees hingewiesen werden, die Ableitung und Speicherung von Regenwasser zur Entwässerung der umliegenden Siedlungsgebiete und dem Schutz der unterhalb gelegenen Gewässer vor Hochwasser und Nährstoffbelastung, insbesondere des nährstoffarmen Grunewaldsees. Unter Berücksichtigung dieser Hauptfunktion sind die Wasserqualität und der ökologische Zustand des Herthasees als noch recht gut zu bezeichnen. Eine Verbesserung der Nährstoffverhältnisse ist nur durch eine weitere Reduzierung der stofflichen Belastung, in erster Linie des benachbarten Hubertussees, aber auch von Koenigs- und Dianasee aus den Regenwassereinläufen aus dem Kanalnetz der BWB möglich. Dies kann einerseits durch Rückhalt und Behandlung des Regenwassers durch technische Maßnahmen wie Abscheidesysteme, Stauraumkanäle oder Regenrückhaltebecken erfolgen oder andererseits durch die Reduzierung des Anfalls stofflich belasteten Regenwassers durch Schwammstadtkonzepte.

Bezüglich der Strukturen im der Uferzone gibt es ein stark begrenztes Potenzial für Verbesserungen. Hinsichtlich der Möglichkeiten ist sicher zwischen den Uferbereichen unterschiedlicher Eigentumsformen sowie dem Uferrelief zu unterscheiden. Große Uferabschnitte des Südufers sind zwar öffentlich zugänglich und mit hoher Wahrscheinlichkeit in öffentlichem Eigentum. Hier sind Maßnahmen aber schwer umsetzbar, weil das Ufer abschnittsweise sehr steil ist und der Uferstreifen im öffentlichen Eigentunm sehr schmal. Zudem fällt das wasserseitige Ufer steil ab und ist durch die Südlage und am Ufer wachsende Bäume sehr stark beschattet.

Der sehr lückige Röhrichtbewuchs am West, Süd und Ostufer ist eher auf die natürlichen Verhältnisse (zum Teil steil abfallende wasserseitige Ufer, dichter Baumbestand mit starker Beschattungswirkung) zurück zu führen, als auf beseitigbare Beeinträchtigungen.

In allen anderen Uferbereichen, insbesondere am Nord- West- und Ostufer sind die Grundstücke mehrheitlich im privaten Besitz. Strukturell defzitären Uferbereichen stehen Abschnitte mit geringeren Defiziten gegenüber. Grundsätzlich sollte hier eine Verbesserung der Situation hinsichtlich Uferverbau, Röhrichtvegetation, landseitiger Ufervegetation, land- und wasserseitige Strukturelemente sowie ggf. Steganlagen angestrebt werden. Mit dem Träger Johannisches Sozialwerk e.V., dessen Grundstück weite Uferabschnitte im Osten und Norden des Sees umfasst, steht ggf. ein Partner zur Verfügung, der Verbesserungen in der Uferstruktur sehr aufgeschlossen gegenüber steht und der in Eigenregie schon Maßnahmen zur Verbesserung der Situation umgesetzt hat. Die genannten strukturverbessernden Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung des ökologischen Zustandes des Gewässers in Hinblick auf die Verbesserung der Habitatverhältnisse für die und Pflanzenarten, die an vielfältige Uferstrukturen gebunden sind. Der Einfluss strukturverbessernder Maßnahmen auf die Wasserqualität wird als gering eingeschätzt.

Eine flächendeckende Entnahme von Sedimenten ist noch nicht erforderlich. Der See verfügt grundsätzlich noch über eine ausreichende Gewässertiefe, eine fortschreitende Verlandung konnte nicht festgestellt werden. Ob im Herthasee eine Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten stattfindet, kann nicht eingeschätzt werden. Da keine Einleitungen von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB direkt in den See eingeleitet werden, kann es auf diesem Weg auch nicht zu einer Akkumulation von Sedimenten kommen.

Übersicht potenzieller Maßnahmen:

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	nicht erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich

4.6. Hubertussee

Der Hubertussee wird neben dem Niederschlag auf die offene Wasserfläche und dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zusätzlich durch Regenwasser aus Dachabläufen, die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB sowie in geringem Maße durch die Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof gespeist. Durch die ausgespiegelte hydraulische Verbindung mit dem Dianasee, den Koenigsee und dem Herthasee besteht die Möglichkeit des Wasserautauschs zwischen diesen Seen.

Bezüglich der Speisung aus dem Betrieb der OWA sind in 2016 beträchtliche Wassermengen durch das Pumpwerk Dianasee aus dem unterhalb gelegenen Grunewaldsee über Hundekehle- und Forstgraben in den Diana- Koenig- und Herthasee übergeleitet worden. Durch Wasserverluste durch Verdunstung und ggf. Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser in den vorgelagerten Seen ist unklar, wie viel von dem übergeleiteten Wasser den Hubertussee erreicht. Ein wesentlich wichtigeres Element des technischen Netzwerkes zum Betrieb der OWA in Hinblick auf die Wasserqualität des Hubertussee stellt das Pumpwerk Hubertussee dar, mit dem Wasser aus dem Hubertussee über den Talgraben in den Fennsee abgeleitet werden kann. Die aus dem Hubertussee in den Talgraben abgeleiteten Wassermengen sind in Tab. 2 dargestellt und betrugen in der Vegetationsperiode 2016 zwischen 5.950 m^3 (September) und 68.250 m^3 (Oktober). Damit wurden monatlich zwischen 15 und 162 % des Seevolumens von ca. 42.150 m^3 auf diese Weise abgeleitet.

Konkrete Messwerte zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des durch den Betrieb der OWA zugeflossenen Wassers liegen nicht vor, es ist jedoch anzunehmen, dass die Verhältnisse weitgehend denen im Herthasee entsprechen. Allein durch die übergeleitete Wassermenge ist anzunehmen, dass die Überleitung von Wasser aus dem Gunewaldsee über Diana-, Koenig- und Herthasee grundsätzlich einen beträchtlichen Einfluss auf die Ausprägung chemisch-physikalischer wie auch chemischer Parameter hat. Abhängig von der Menge des übergeleiteten Wassers gilt, dass seeinterne Prozesse des Nährstoffumsatzes und der Primärproduktion zumindest phasenweise beeinflusst werden. Durch die Durchleitung des nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee durch den Diana-, Koenig- und Herthasee, und die dabei stattfindende Mischung mit dem nährstoffreichen Wasser dieser Seen fällt der nährstoffbezogene Effekt allerdings viel geringer aus, als am Dianasee. Andererseits ist davon auszugehen, dass die Wasserqualität des durch die Regenwassereinleitungen der BWB eingeleiteten Wassers eine sehr schlechte Wasserqualität aufweist, weshalb auch die Überleitung relativ nähstoffreichen Wassers aus dem Herthasee noch eine Entlastung für den Hubertussee darstellen kann.

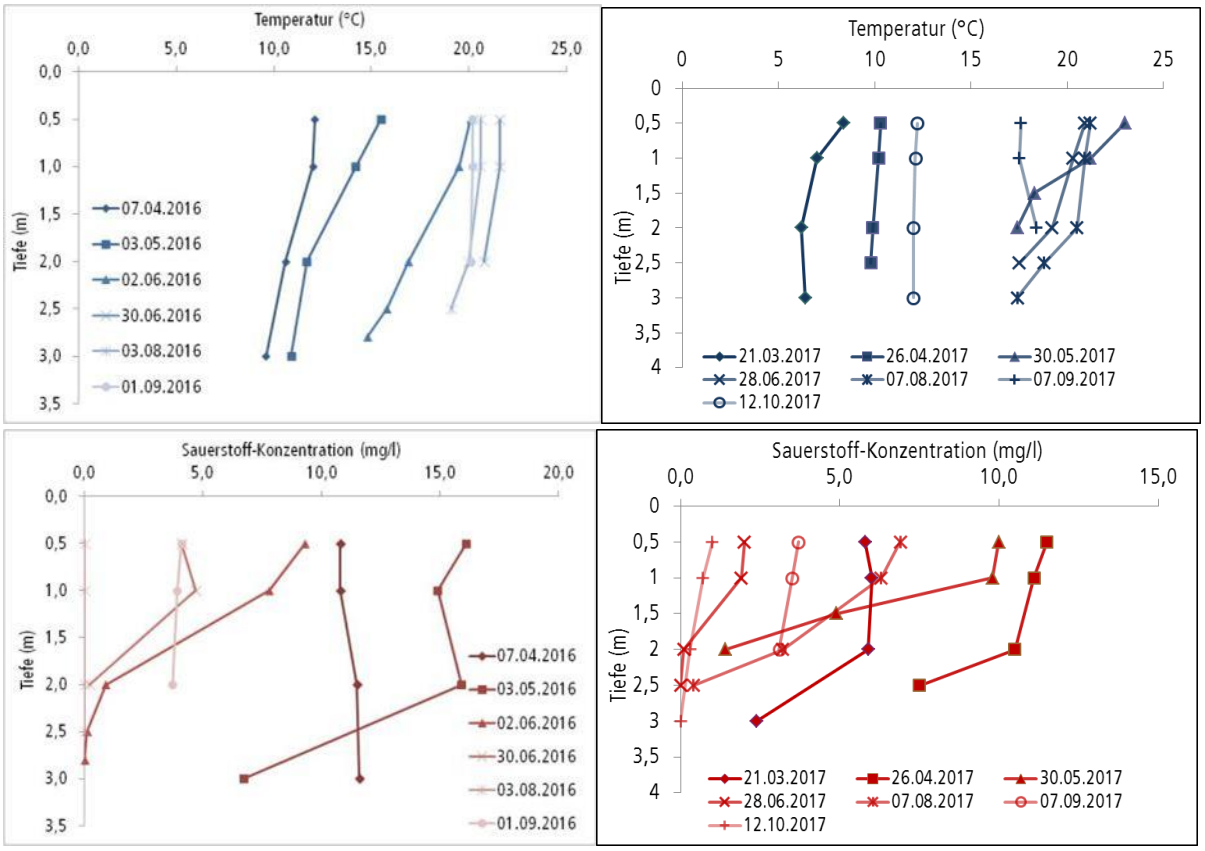
Messwerte zu den aus der Regenwassereinleitung der BWB abgeleiteten Wassermengen bzw. zu chemischen und chemisch-physikalischen Parametern des abgeleiteten Wassers liegen nicht vor. Durch Größe der dokumentierten Zuflussmengen zum Hubertussee, mindestens 836.000 m^3/Jahr (BA Charlottenburg-Wilmersdorf, pers. Mitt. 2017) ist jedoch anzunehmen, dass die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB einen dominanten Einfluss auf die Ausprägung chemischer Parameter und damit der Wasserqualität des Hubertussees hat. Bei einem Volumen des Hu-

bertussees von 41.250 m³ wird aus den Regenwassereinleitungen damit mindestens die etwa 20-fache Wassermenge in den See abgeleitet.

4.6.1. chemisch-physikalische Parameter Hubertussee

Mit einer maximalen Tiefe von 3,9 m und durch die beträchtlichen Wassermengen, die durch die Überleitung und Ableitung durch den Betrieb der OWA sowie die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in den See gelangen, war der Wasserkörper des Hubertussees in den Untersuchungsjahren 2016 und 2017 stets gut durchmischt, auch wenn an einzelnen Terminen Gradienten von chemisch-physikalischen bzw. chemischen Parametern auftraten.

Der Hubertussee wies an der Probenahmestelle im Bereich der tiefsten Stelle im Osten in 2016 wie auch in 2017 während der Vegetationsperiode an einzelnen Terminen einen Temperaturgradienten zwischen Wasseroberfläche und Tiefenwasser auf. Im Juni und August 2016 sowie Mai, Juni und August, offenbar in windarmen Perioden mit Strahlungswetter, betrug der Temperaturgradient zwischen Oberfläche und 3,0 m Wassertiefe bis zu 5,6 °C. An den übrigen Terminen war der wasserkörper thermisch gut durchmischt.



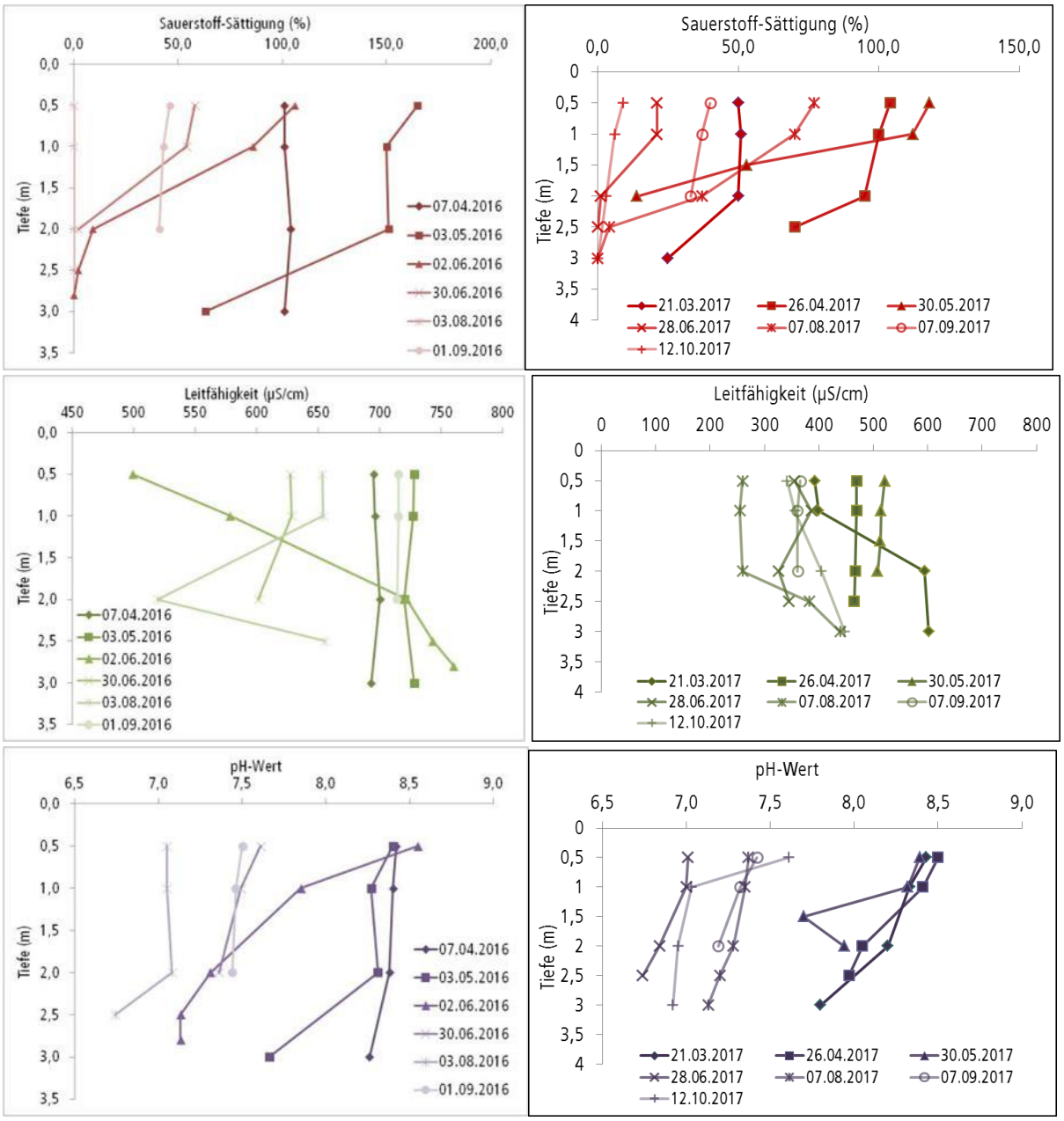


Abb. 33: chemisch-physikalische Parameter im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

An nahezu allen Terminen bildeten sich Tiefengradienten des Sauerstoffs heraus. An der Wasseroberfläche schwankten die Sauerstoffverhältnisse zwischen den einzelnen Termien stark, im April, Mai und Juni 2016 sowie im April und Mai 2017 wurden an der Oberfläche Sauerstoff-Übersättigungen zwischen 104 und 165 % gemessen. Im August und September 2016 und zwischen Juni und Oktober 2017 traten an der Oberfläche zehrungsbedingte Untersättigungen zwischen 77 und 9 % auf. Die Sauerstoffverhältnisse über Grund waren immer deutlich schlechter als an der Oberfläche, in 2016 wurden im Juni und August sowie 2017 im Juni, August und Oktober anoxische bzw. sauerstoffreie Verhältnisse festgestellt. Bedingt durch die Morphometrie des Sees nahm die sauerstoffreie Zone jedoch meistens nur ein geringes Teilvolumen des Sees ein. Eine Ausnahme bildete die Probenahme am 03.08.2016: an diesem Termin war an der Probenstelle an der

tiefsten Stelle im Ostbecken die gesamte Wassersäule zwischen 0,5 m und 2,5 m Wassertiefe sauerstofffrei und damit für Fische und Organismen des Makrozoobenthos nicht mehr bewohnbar. Die Messstelle liegt im östlichen Becken des Hubertussees und damit im Bereich der wichtigsten Regenwassereinleitung. Bei der Probenahme war zu erkennen, dass der westliche Teil des Seebeckens eine höhere Sichttiefe und vermutlich auch eine für Fische ausreichende Menge Sauerstoff zur Verfügung hatte. Nur in der Osthälfte wurde starker Schwefelwasserstoff-Geruch festgestellt. Da keine toten Tiere gesehen wurden, sind die Fische wohl in das Westbecken oder weiter in den Herthasee ausgewichen. Es ist zu vermuten, dass ähnliche Situationen nach bestimmten Niederschlagsereignissen häufiger auftreten.

Die Leitfähigkeit schwankte an der Oberfläche zwischen vergleichsweise geringen 392 µS/cm am 21.03.2017 und erhöhten 728 µS/cm am 03.05.2016. Über Grund wurden maximal 760 µS gemessen. Die Leitfähigkeit als Parameter aller im Wasser gelösten Ionen ist stark an die Speisungsbedingungen des Hubertussees gebunden.

Der pH-Wert lag in 2016 wie in 2017 zwischen März und Juni an der Oberfläche, wegen der starken Photosynthese im basischen Bereich. Maximal wurde ein pH von 8,55 ermittelt. Im Jahresverlauf sank der pH-Wert auf neutrale Werte zwischen 7 und 7,5 ab, ggf. ebenso zusäztlich bedingt durch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB.

4.6.2. Chemische Parameter Hubertussee

Der Hubertussee wurde in 2016 an sechs Terminen zwischen April und September sowie in 2017 an sieben Terminen zwischen März und Oktober beprobt.

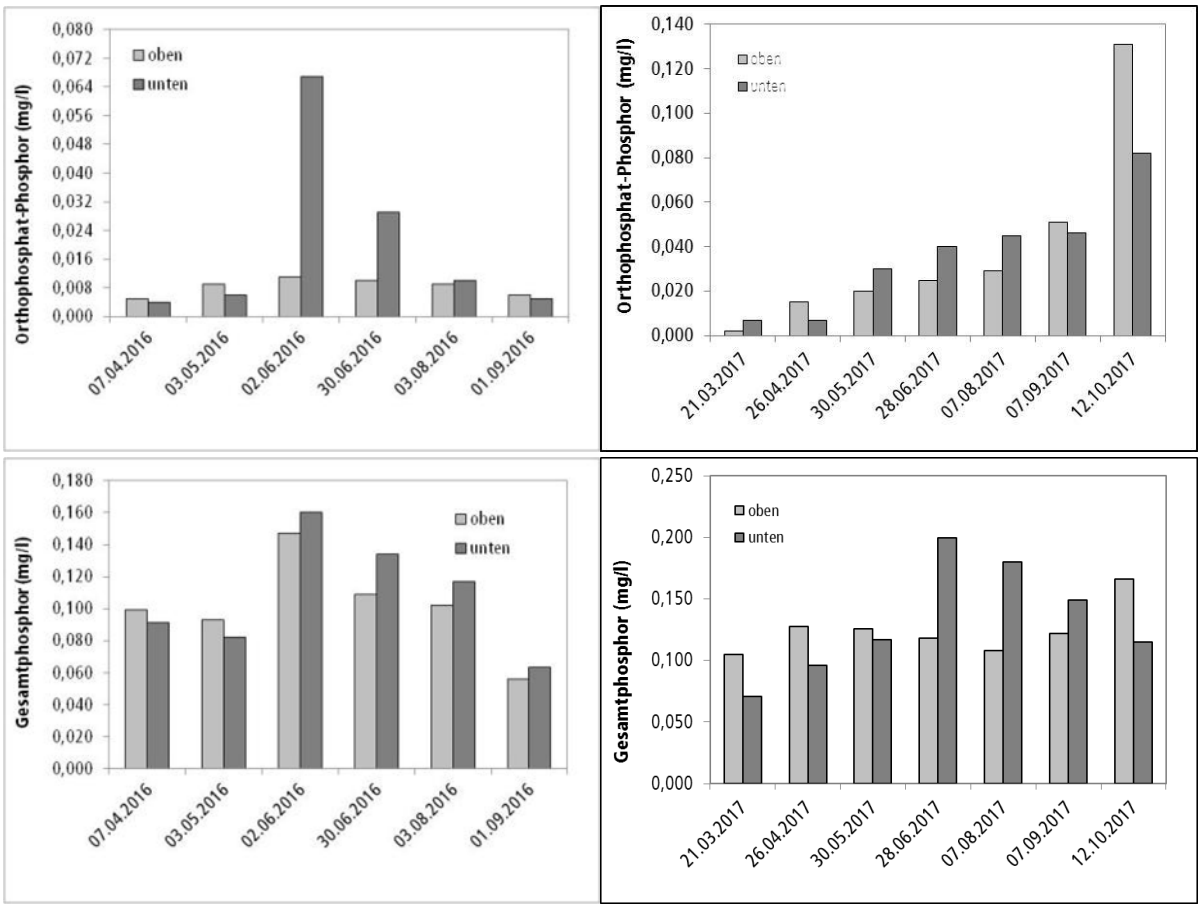


Abb. 34: Nährstoffparameter (Phosphor) im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Die **Orthophosphat-Phosphor**-Konzentration im Oberflächenwasser schwankte stark zwischen 0,002 mg/l und maximal 0,131 mg/l im Oktober 2017. Die Mehrzahl der Analysenergebnisse ergaben jedoch Konzentrationen im Bereich von 0,005 – 0,010 mg/l in 2016 und 0,015 – 0,050 mg/l in 2017. Die Konzentration in 2017 waren bemerkenswert hoch und lassen eine Limitatiion der Primärproduktion durch Stickstoff vermuten, so dass der pflanzenverfügbare Phosphor nicht genutzt werden konnte und in recht hohen Konzentrationen im Wasserkörper vorlag. Die **Gesamtphosphor**-Konzentration im Oberflächenwasser war über den gesamten Untersuchungszeitraum in 2016 und 2017 mit Konzentrationen zwischen minimal 0,056 mg/l und maximal 0,166 mg/l stark erhöht. Fast alle Analysenergebnisse erbrachten Konzentrationen über 0,100 mg/l.

Die Konzentration an **Nitrat-Stickstoff** im Oberflächenwasser häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. Im Juni 2016 sowie März, September und Oktober 2017 wurden höhere Konzentrationen zwischen 0,068 und 0,131 mg/l gemessen. Anders verhält es sich bei der **Ammonium**-N-Konzentrationen, die nie unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen und im Oberflächenwasser zwischen 0,015 mg/l und 0,261 mg/l variierten. An drei Terminen in 2016 und fünf

Terminen in 2017 wurden erhöhte Konzentrationen in den Tiefenproben gemessen. Das Maximum von 0,3 mg/l liegt auf ähnlichem Niveau wie das Maximum des Koenigssees (0,29 mg/l). Die **Gesamtstickstoff**-Konzentration war in allen Tiefen und zu jeder Probenahme erhöht, insbesondere im Juni 2016 als der maximale Wert von 1,9 mg/l ermittelt wurde, an den anderen Terminen schwankten die Konzentrationen zwischen 0,85 und 1,30 mg/l.

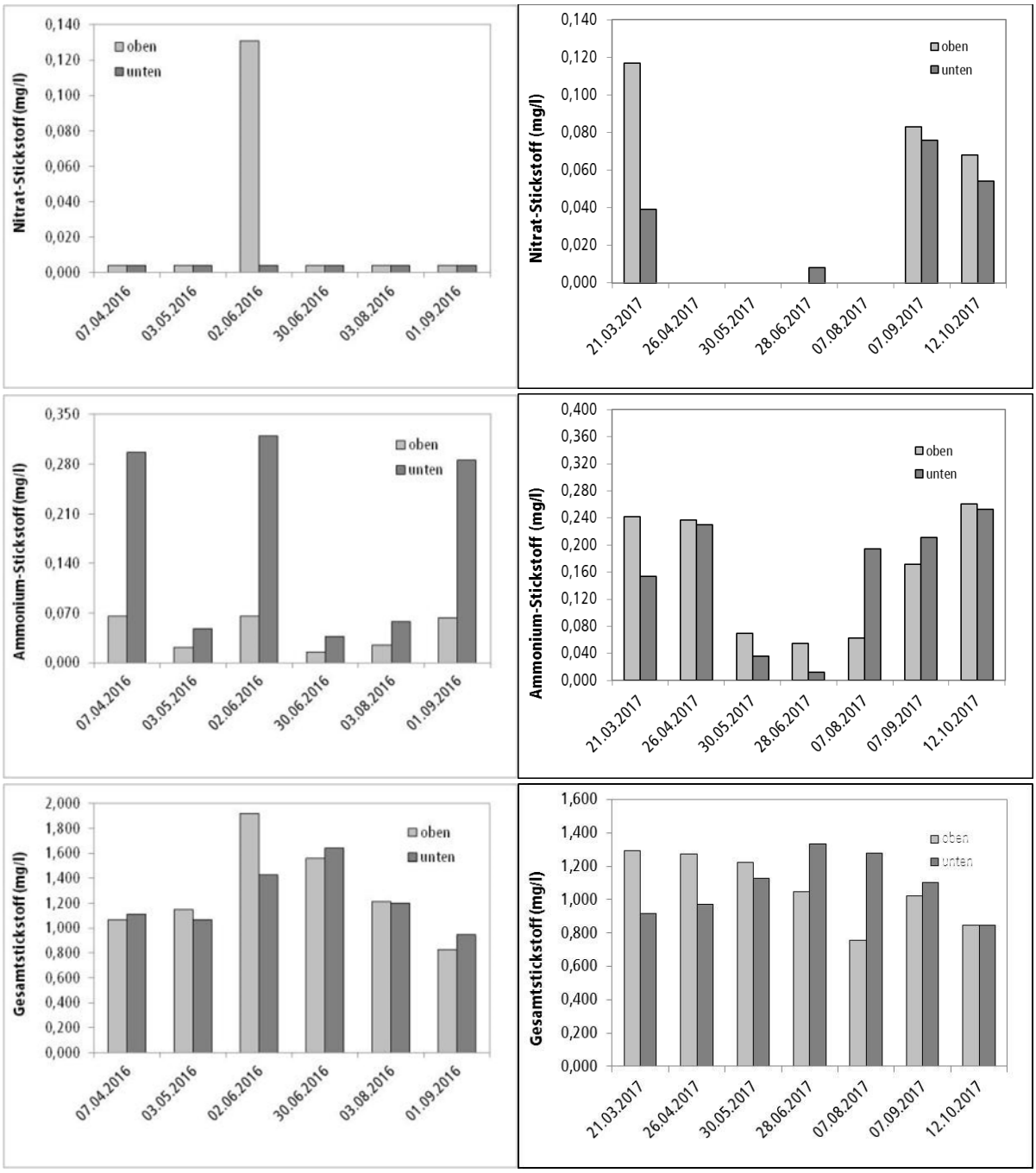


Abb. 35: Nährstoffparameter (Stickstoff) im Hubertussee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Das Verhältnis von **Gesamtphosphor** zu **Gesamtstickstoff** betrug zwischen 1:5 und 1:15. Damit ist davon auszugehen, dass der Hubertussee in seiner Primärproduktion an den meisten Terminen eher durch die Konzentrationen des Phosphors limitiert ist. An einigen Terminen, insbesondere in 2017, wenn das Verhältnis von Phosphor zu Stickstoff unter 1:10 fällt, kann phasenweise auch der gelöste Stickstoff der Nährstoffparameter sein, der die Primärproduktion begrenzt. Die sehr niedrigen Konzentrationen von Nitrat, insbesondere in der Vegetationsperiode 2017, aber auch 2016 und die zu den gleichen Terminen recht hohen Konzentrationen von Ortthophosphat-Phosphor stellen ein Indiz dafür dar.

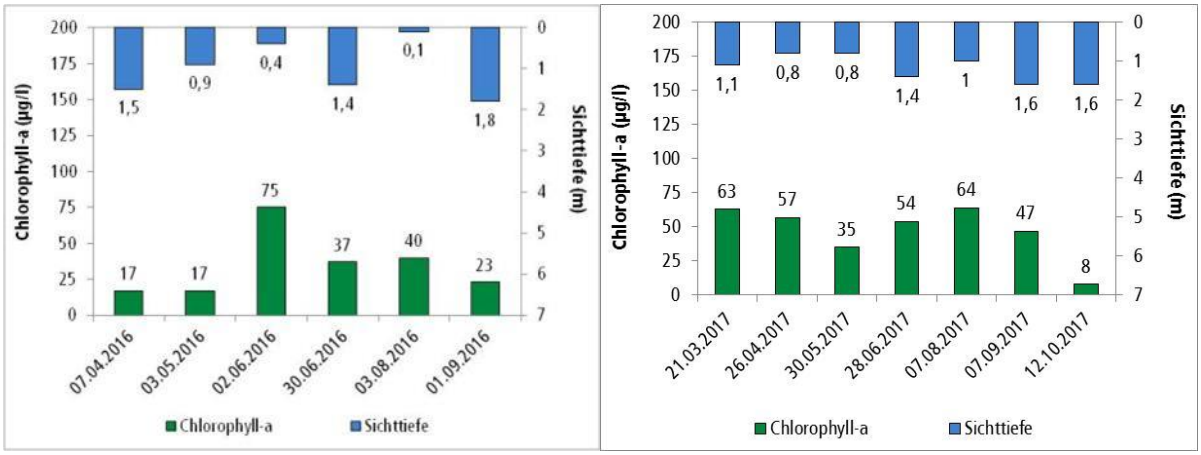


Abb. 36: Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Dianasee von April bis September 2016 sowie März bis Oktober 2017.

Die **Chlorophyll a**-Konzentration war im April und Mai 2016 mit 17 µg/l relativ gering, nahm dann jedoch schlagartig auf sehr hohe 75 µg/l zu und ging bis September 2016 wieder auf 23 µg/l zurück. Die Konzentration von 75 µg/l, die im hoch polytrophen Bereich liegt, stellt die zweithöchste in allen Seen gemessene Konzentration dar. Einzig der Fennsee lag mit 133 µg/l noch darüber. In 2017 waren die Chl.-a Konzentrationen insgesamt ausgeglichener und höher als 2016. Bis auf den Messwert im Oktober (8 µg/l) wurden ziwschen 35 und 64 µg/l analysiert.
Die **Sichttiefe** betrug anlässlich der hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen in der Regel nur zwischen nur 0,4 m und 1,0 m. Das Minimum wurde mit nur 0,1 m jedoch im August 2016 erreicht, dem Termin an dem der gesamte Wasserkörper sauerstoffrei war. An diesem Termin war optisch der gesamte Wasserkörper trüb, was anhand der Wasserfarbe nicht nur auf Phytoplankton zurückzuführen war. Die extrem geringe Sichttiefe kam sicherlich auch durch Straßenabwassereinleitungen kurz vor der Probenahme am 03.08. zustande. An einigen Terminen in 2016 wie in 2017 konnten jedoch auch höhere Sichttiefen zwischen 1,4 m und 1,8 m gemessen werden. Insgesamt war die Sichttiefe im Hubertussee von allen in 2016 und 2017 untersuchten Seen am schlechtesten.

Die **Chlorid**-Konzentration des Hubertussees lag über der von Diana-, Koenigs- und Herthasee. Ende Juni 2016 wurden zwar nur 74,9 mg/l gemessen, Anfang August 2016 waren es allerdings 116 mg/l. Die höchste Konzentration in 2017 betrug 77,5 mg/l. Doch auch diese Konzentrationen liegen noch deutlich unter dem Grenzwert der OGewV (2016) von 200 mg/l, der für Fließgewässer

aufgestellt wurde und behelfsmäßig auf die Seen der Grunewaldseenkette übertragen wird (vgl. Kap. 4.3.2).
Die **TOC**-Konzentration schwankte in den Jahren 2016 und 2017 zwischen vergleichsweise geringen 4,4 mg/l und maximalen 9,2 mg/l, die Anfang Juni und im August 2016 ermittelt wurden. Alle Werte deuten noch einen mesotrophen Zustand an. Ausnahme bildet der Messwert vom 30.05.2017, an dem die TOC – Konzentration sehr hohe 29,1 mg/l betrug.

Mit einem **Trophie**-Index von 3,62 weist der Hubertussee 2016 nach LAWA (2014) einen schwach polytrophen (p1) Zustand auf. Damit liegt er über den anderen drei Seen, mit denen er oberirdisch direkt verbunden ist. Er ist von den vier Seen jedoch auch derjenige, der am weitesten von der Überleitung nährstoffarmen Wassers aus dem Grunewaldsee entfernt liegt und gleichzeitig sehr große Mengen Wasser aus Regenwassereinleitungen der BWB erhält. Einzig der Index für die Sichttiefe liegt 2016 mit 3,32 noch im hoch eutrophen Bereich (Tab. 38). In 2017 wurde der See mit einem Index von 3,74 wiederum als schwach polytroph (p1) bewertet. Wie 2016 weicht der Einzelindex für Sichttiefe mit 3,13 stark von den anderen Einzelindices ab, der Einzelindex für Gesamtphosphor im Fühjahr erreicht schon den stark polytrophen (p2) Bereich. Hubertussee wurde der Seengruppe „polymiktisch mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m (polykl3m)" zugeordnet.

Tab. 38: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Hubertussees in 2016 und 2017.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Hubertussee	2016	polykl3m	3,32	3,60	3,76	3,92	3,62	polytroph 1
Hubertussee	2017	polykl3m	3,13	3,85	3,95	4,03	3,74	polytroph 1

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad polytroph 1 erreicht der Hubertussee in 2016 und 2017 hinsichtlich seiner Trophie nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Im Jahr 2017 wurde im Hubertussee neben der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle im Osten des Sees eine weitere Messstelle beprobt, und zwar im Westen des Sees. Während die Hauptmessstelle (Ost) eine Tiefe von 3,9 m aufwies, betrug die Wassertiefe an der Messstelle im Westen nur 1,2 m. Die Messstellen repräsentieren damit zwei Seebecken, in deren Mitte eine Insel liegt, der Wasseraustausch zwischen beiden Becken ist nur in zwei schmalen Verbindungen nördlich und südlich der Insel möglich. Trotzdem sind beide Seeteile miteinander ausgespiegelt und Wasser tauscht sich zwischen beiden Seeteilen aus. Neben der Tiefe unterscheiden sich die Messstellen und Seebecken auch grundsätzlich in ihren Speisungsbedingungen. Während das westliche Becken nahe an der Verbindung zum Herthasee liegt, und damit durch den Betrieb der OWA Wasser aus dem Herthasee erhält, werden in den östlichen Teil große Mengen Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB eingeleitet. Das führte auch zu der Sauerstoffkalamität am 03.08.2016. Zum Vergleich der Verhältnisse in beiden Seeteilen werden die trophierelevanten Parameter Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a genutzt. Die Sichttiefe kann nicht genutzt werden, weil an der Messstelle West

durch die geringe Wassertiefe regelmäßig Grundsicht gemessen wurde, die Sichttiefe also nicht korrekt bestimmt werden konnte.

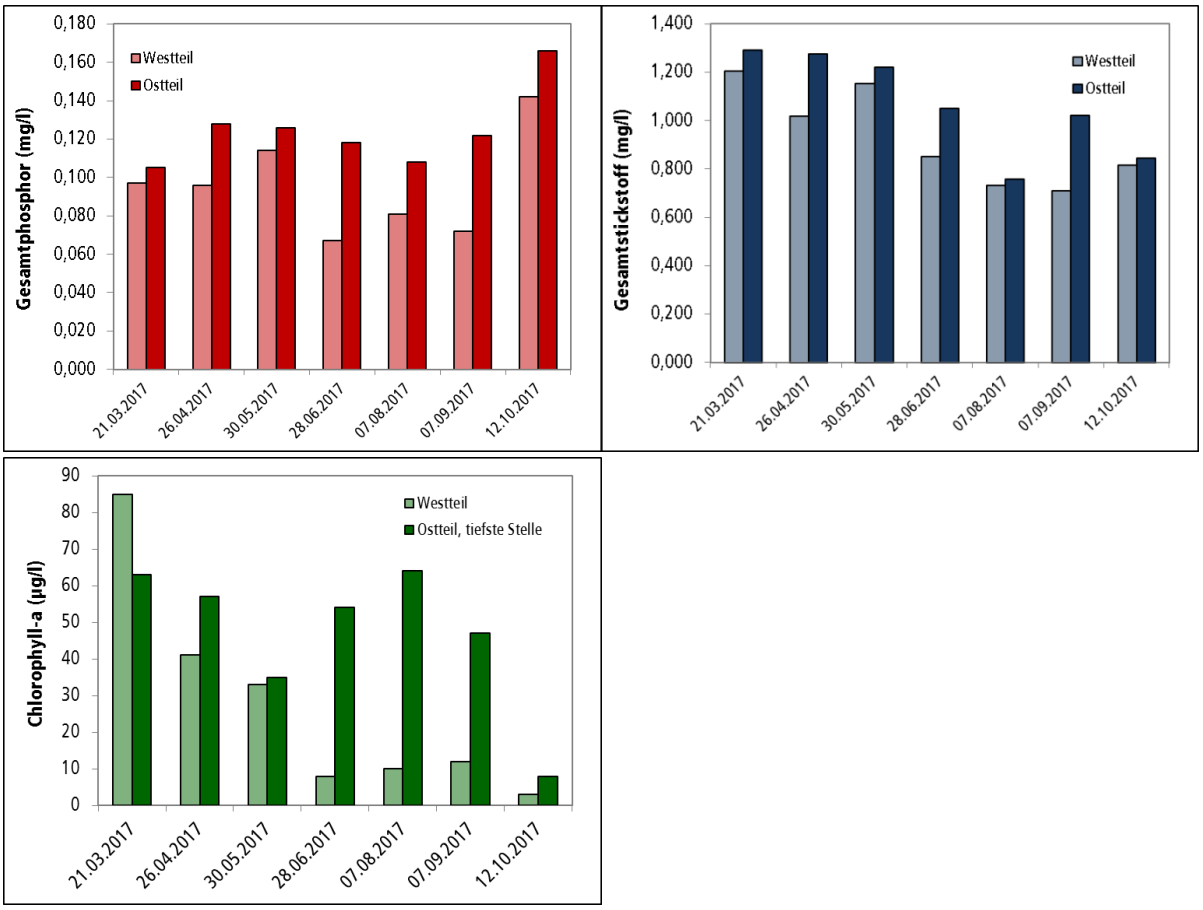


Abb. 37: Konzentrationen von Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a am zwei Messstellen im Hubertussee zwischen März und Oktober 2017 .

Die Konzentrationen von Gesmtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a spiegeln die Unterschiedlichen Speisungsbedingungen und die Trennung der beiden Seebecken durch die Insel wider. Für alle untersuchten Parameter wurden im Westbecken zum Teil deutlich geringere Konzentrationen als im Ostbecken analysiert. Am deutlichsten werden die Unterschiede bei den Chl.-a - Konzentrationen im Juni und August 2017. Damit wird deutlich, dass der Westteil offenbar einerseits von der Überleitung von Wasser aus dem Herthasee durch den Betrieb der OWA profitiert und andererseits durch die Insel, die den Wasseraustausch zwischen den Seebecken des Hubertussee zumindest behindert. Der Ostteil ist sehr stark durch die Einleitung des Regenwassers aus dem Kanalnetz der BWB beeinflusst bzw. beeinträchtigt. Ohne die Ableitung von Wasser aus diesem Seebecken durch das Pumpwerk Hubertussee in den Talgraben würde sich die Situation im Ostteil, aber auch im Westteil des Sees, ggf. auch in den unterhalb gelegenen Seen (Herthasee, Koenigsee) deutlich schlechter darstellen.

4.6.3. Sedimente Hubertussee

Zur Erfassung der Mächtigkeit von stark wassergesättigten Weichsedimenten wurde am 05.09.2017 ein WNW – OSO ausgerichtetes Profil entlang der maximalen Ausdehnung des Hubertussees untersucht. Dazu wurden die Sedimentmächtigkeiten auf der Profillinie in einem Abstand von jeweils ca. 10 m bestimmt. Dabei lag der Anfangspunkt des Profils im Westteil des Sees, nahe des Zufluses vom Herthasee, verlief durch das Westbecken, südlich an der Insel vorbei und von dort in östlicher Richtung durch den Bereich der maximalen Wassertiefe des Sees im Zentrum des Ostbeckens bis zum Einleitbauwerk der BWB / Pumpwerk Hubertussee am Ostende des Sees.

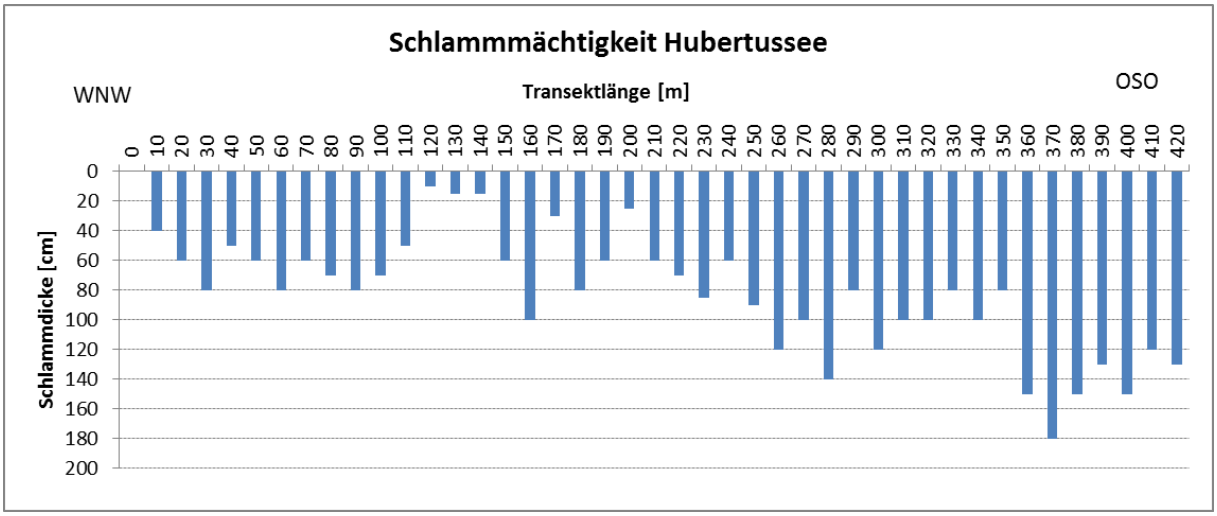


Abb. 38: Mächtigkeit der stark wassergesättigten Weichsedimente im Hubertussee

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Sedimentmächtigkeiten in beiden Seebetken deutlich unterscheiden. Während in Westbecken nur Sedimentmächtigkeiten von 0,4 – 0,8 m gemessen werden konnten, waren die Mächtigkeiten der organischen Weichsedimentauflagen im Osttteil des Sees bedeutend größer. Sowohl im Bereich der tiefsten Stelle bei ca. 280 – 300 m Profillänge als auch im Bereich des Einleitbauwerkes der Regenwassereinleitung der BWB weden Sedimentmächtigkeiten von maximal 1,4 m (tiefste Stelle) bzw. 1,5 - 1,8 m (vor dem Einleitbauwerk) erreicht. Im Ergebnis der Untersuchungen kann festgestellt werden, dass der Hubertussee vor Allem im Ostbecken durch sehr mächtige organische Weichsedimentauflagen gekennzeichnet ist, die ihre Ursache mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Belastung der Regenwassereinläufe mit partikulären organischen und mineralischen Stoffen hat.

Für die Untersuchung der Schadstoffbelastung und chemischen Zusammensetzung der Sedimente wurde am 05.09.2017 mit einem UWITEC-Corer ein Sedimentkern aus dem Hubertussee entnommen. Der ca. 0,4 m mächtge Kern wurde dabei an der tiefsten Stelle des Sees im Zentrum des Ostteils des Sees bei einer Wassertiefe von ca. 3,9 m entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Mischprobe wurden nach Mindestuntersuchungsprogramm LAGA M20 TR Boden sowie zusätzlich auf die Parameter Trockensubstanz, Glühverlust, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff, Eisen und Schwefel untersucht.

Hinsichtlich der Schadstoffbelastung erreichte das Material der Probe den Zuordnungswert > Z2 der LAGA und muss damit als gefährlicher Abfall bewertet werden. Für die Probe überschreiten die Parameter KW-Index C10-C40, TOC und Zink im Feststoff die Grenzwerte des Zuordungswertes Z 2. Das Ergebnis ähnelt stark dem Ergebnis der Probe „Seemitte" des Hundekehlesees.
Die Überschreitung des Zuordungswertes für TOC ist für natürliche Seen höherer Trophie normal, da eine hohe TOC-Konzentration den natürlich hohen Anteil organischer Partikel im Sediment widerspiegelt, die ihre Quelle im Detritus aus Phytoplankton, Makrophyten oder dem Laubeintrag hat. Ebenso kann es sich mit dem Zuordungswert für den KW-Index C10 – C40 verhalten, der neben Kohlenwasserstoffen aus Kraftstoffen auch Kohlenwasserstoffe aus humosen Anteilen repräsentiert. Aus den bei der Analyse entstandenen Chromatogrammen könnten Rückschlüsse auf den Usprung der Kohlenwasserstoffe gezogen werden. Unabhängig von den Analysenergebnissen für TOC und KW C10 – C40 ist jedoch deutlich der Einfluss der Regenwasserableitungen aus dem Kanalnetz der BWB zu erkennen, die die Ursache für die hohe Belastung insbesondere mit Schwermetall Zink darstellen. Die im Vergleich mit der Probe aus dem Uferbereich des Hubertussees unauffälligen Konzentrationen der Parameter Blei, Cadmium und Kupfer, die am Hubertussee (Seemitte) den Zuordungswert Z 2 erfüllen sind sicher nicht der Tatsache geschuldet, dass die Belastung des Hubertussees mit diesen Stoffen geringer ist, sondern dem Umstand, dass die Probenstelle „Seemitte" von der Einleitstelle der bedeutenden Regenwassereinleitung am Ostende des Sees recht weit entfernt ist. Dabei ist anzunehmen, dass die Analytik einer Sedimentprobe im Bereich der maximalen Sedimentmächtigkeiten bei den Profilpunkten 360 – 420 ähnliche Ergebnisse hätte, wie am Hundekehlesee.

Hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung der Sedimente kann festgestellt werden, dass der in der Seemitte entnommene Sedimentkern einen hohen Wassergehalt bzw. eine geringe Trockensubstanz von nur 13,5 % aufwies. Der mineralische Anteil der Sedimente ist recht hoch, der Glühverlust beträgt 35,6 %. Als recht hoch sind die Konzentrationen von Gesamtphosphor (1.700 mg/kg TS), Gesamtstickstoff (14.700 mg/kg TS), Eisen (32.000 mg/kg TS) und Schwefel (21.000 mg/kg TS) zu bewerten.

Für die Untersuchungen zur Nährstoffrücklösung wurde am 05.09.2017 mit einem UWITEC-Corer ein ungestörter Sedimentkern an der tiefsten Stelle aus dem Hundekehlesee entnommen. Der entnommene Kern wurde tiefenbezogen in 2-5 cm dicke Teilproben geteilt, und entsprechend chemisch untersucht, um die Rolle des Sediments als Nährstoff-, insbesondere Phosphorquelle für den See zu bewerten. Dazu wurden drei Parametergruppen untersucht und bewertet: die Anteile des Gesamtphosphors in der Trockensubstanz und damit das Gesamtpotenzial der P-Rücklösung, die Bindungsformen des Phosphors im Sediment und damit das bindungsbezogene Potenzial der P-Rücklösung sowie die reale P-Rücklösung aus dem Sediment in das Freiwasser am Tage der Probenahme.

Bezüglich des Gesamtpotenzials der P-Rücklösung muss zwar darauf verwiesen werden, dass der Gesamt-P – Anteil am Trockengewicht mit ca. 2.400 mg/kg TG erhöht ist, dass jedoch mit zunehmender Tiefe ein Gradient der Abnahme des P-Anteils nur schwach ausgeprägt ist, der auf ein ge-

ringes P-Mobilisierungspotenzial hindeutet, das 1,7 g/m^2 beträgt. Die potenzielle P-Rücklösungsrate ist abhängig von der realen Sedimentationsrate. Für den Hubertussee wurde entsprechend der Trophie und der Belastung aus Regenwassereinleitungen eine Sedimentationsrate von 1,5 cm/a angenommen, daraus ergibt sich eine theoretische durchschnittliche jährliche Rücklösungsrate von 0,57 mg P/m^2*d. Dabei ist die Rücklösungsrate im Sommer in der Regel deutlich höher.

Hinsichtlich des bindungsbezogenen Potenzials der P-Rücklösung wurde untersucht, wie hoch der Anteil des im Sediment stabil gebundenen Phosphors und des leicht wieder mobilisierbaren Phosphors ist. Je höher der Anteil des leicht wieder mobilisierbaren Phosphors, desto höher ist das Potenzial der P-Rücklösung. Der an Metalloxide gebundene, säurelösliche und refraktäre Phosphor, der als stabil gebunden gilt, hat einen Anteil von ca. 30 – 40 % am gesamten Phosophorgehalt des Sediments. Der organisch gebundene Phosphor sowie der reduktiv lösliche und labil gebundene Phosphor, der leicht mobilisierbar ist, macht ca. 60 – 70 % des Phosphorgehalts des Sediments aus. Dieser Anteil kann als gelöster Phosphor (Orthophsophar-Phosphor) aus den Sedimenten in das Freiwasser rückgelöst werden. Im Hundekehlesee konnte für den leicht mobilisierbaren Anteil des Phosphors in der aktiven Schicht der obersten 0-10 cm des Sediments eine Menge von ca. 1,6 g P / kg TG festgestellt werden, was einem Mobilisierunsgpotenzial von ca. 1,7 g P / m^2 entspricht.

Zur Bestimmung der realen Nährstoff- und insbesondere Phosophor-Rücklösung wurden die Konzentrationen des gelösten (Orthophosphat) Phosphors im Porenwasser des Sediments und im direkt über dem Sediment (0-2 cm) bestimmt und damit die Diffusionsraten für Orthophosphat-Phosphor, Ammonium-Stickstoff und Sulfat berechnet. Für Phosphor ergab sich für den Tag der Beprobung, den 05.09.2017, zum Ende des Sommers, eine Diffusionsrate von 4,65 mg P/m^2*d. Das molare Verhältnis der Diffusionsraten von Ammonium-N und Orthophosphat-Phosphor beträgt ca. 40:1. Ein solch hohes N/P – Verhältnis deutet darauf hin, dass beim Abbau organischer Substanzen im Sediment Phosphor zurück gehalten wird und neue stabile Bindungsformen eingeht.

Die Untersuchungen zum Nährstoffrücklösungspotenzial der Sedimente deuten darauf hin, dass die Sedimente des Hubertussees eine effektive Senkenfunktion für den Phosphor darstellen, und damit keine bedeutende Belastungsquelle für den See.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse, insbesondere auch im Vergleich zu dem anderen untersuchten See (Hundekehlesee) erfolgt in Kap. 4.9.2.

4.6.4. Fische Hubertussee

Die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen im Herthasee durch das Fischereiamt Berlin im Jahr 2017 wurden insgesamt fünf Fischarten nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren dabei Plötze Rotfeder und Blei.

4.6.5. Makrozoobenthos Hubertussee

Im Hubertussee wurden der Ostteil und der Westteil des Sees getrennt ausgewertet, da sie sich auch limnochemisch stark voneinander unterscheiden (vgl. Kap. 4.6.2.). Es sind einige Unterschiede zwischen den beiden Seeteilen festzustellen. Beide Messstellen im Hubertussee wiesen in 2016 von den vier untersuchten Seen (Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee) mit 34 bzw. 32 die niedrigsten Taxazahlen auf. Das Westbecken lag dabei leicht über dem Ostbecken. Im Westbecken wurden 12, im Ostbecken 11 verschiedene faunistischen Großgruppen an Makroinvertebraten nachgewiesen. Damit war das Benthos weniger divers als in den anderen Seen. Die Gruppe mit den meisten gefundenen Arten waren in beiden Seehälften die Schnecken (Gastropoda), gefolgt von Köcherfliegen (Trichoptera) im Westbecken und Käfern (Coleoptera) im Ostbecken. Die Individuenzahl pro m^2 lag mit 608 im Westbecken leicht unter der des Ostbeckens (657). Nur im Dianasee war die Besiedelungsdichte höher. Dort traten auf gleicher Fläche etwa doppelt so viele Individuen auf. Die Gruppe mit den höchsten Anteilen an der Besiedelungsdichte waren im Westteil ganz eindeutig die Eintagsfliegen (Ephemeroptera). Massenhaft trat hier die Eintagsfliegenart *Cloeon dipterum* auf. Sie machte 76 % aller nachgewiesenen Arten aus. Im östlichen Teil traten zu den Eintagsfliegen in etwa gleicher Häufigkeit die Zweiflügler (Diptera). Bei den Zweiflüglern kam die Zuckmücke *Ablabesmyia monilis/phatta* sehr häufig vor. Weitere Großgruppen kamen nur in geringen Anteilen vor. Etwas häufiger waren noch Schnecken im Ostbecken, darunter mit 14 Individuen/m^2 die „stark gefährdete" Art *Bithynia leachi*.

Wie in allen Seen besiedelten die meisten Arten pflanzliche Habitate im Gewässer, wobei im östlichen Teil des Hubertussees auch Schlamm als Habitat eine Rolle spielte. Etwa 30 % der Arten des Ostbeckens konnten nicht eindeutig in ihrer Habitatpräferenz einem Habitat zugeordnet werden. An den Ernährungstypen dominierten in beiden Seeteilen Sammler und Weidegänger. Räuber kamen im Ostteil häufiger vor, dafür traten weniger Weidegänger auf.

In der vorläufigen Bewertung des ökologischen Zustands sind die Makrozoen des Hubertussees im westlichen Uferbereich der Zustandsklasse „gut" zuzuordnen, im östlichen Uferbereich erreichen sie jedoch nur eine „mäßige" Zustandsklasse. Damit spiegeln sich die deutlichen Unterschiede in der Wasserqualität auch in der Besiedlung mit Makrozoobenthos wider. Damit verfehlt der Hubertussee 2016 hinsichtlich des Makrozoobenthos den guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Eine ausführlichere Darstellung der Ergebnisse mit Vergleich der vier in 2016 untersuchten Seen befindet sich in Kap. 4.9.4.

4.6.6. Makrophyten Hubertussee

Im Hubertussee wurden in den Jahren 2016 und 2017 jeweils 1 Transekt und 3 Zwischenstationen untersucht (Abb. 39). Das Transekt und die Zwischenstation 1 lagen im Ostteil des Sees mit der schlechteren Wasserqualität und höheren Belastung, die Zwischenstation 3 im Westteil mit der besseren Wasserqualität und geringeren Belastung. Transekt 2 lag im Bereich der Insel, dabei aber auf der dem Ostbecken zugewandten Inselseite.

Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten sowie ihren Schutzstatus gemäß RL und BArtSchV auf.

Abb. 39: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Hubertussee.

Tab. 39: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Hubertussee 2016, (Pflanzenmenge nach Kohler (1978), siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant).

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 2,8 m)					
Ceratophyllum demersum	s	5	5	3	n.V.
Nitella flexilis	s	2	3	2	n.V.

Tab. 40: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Hubertussee 2017, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant).

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 2,8 m)					
Ceratophyllum demersum	s	5	4	2	n.V.
Nitella flexilis	s	2	2	-	n.V.

Tab. 41: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Hubertussee 2016, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,2 m	1,7 m	1,3 m
Ceratophyllum demersum	s	5	4	5
Lemna trisulca	s	3		2
Nitella flexilis	s			3
Cladophora spec.	s			5

Tab. 42: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Hubertussee 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3
Tiefe		1,1 m	1,7 m	1,3 m
Ceratophyllum demersum	s	2	5	5
Lemna trisulca	s	3		2
Nitella flexilis	s			3

Tab. 43: Gesamtartenliste vom Hubertussee 2016.

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Cladophora spec.	Grünalge	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertilie	-	-	§
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Lythrum salicaria	Gewöhnlicher Blutweiderich	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-
Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben	-	-	-

Tab. 44: Gesamtartenliste vom Hubertussee 2017.

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Cladophora spec.	Grünalge	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertilie	-	-	§
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Lythrum salicaria	Gewöhnlicher Blutweiderich	-	-	-
Nitella flexilis	Biegsame Glanzleuchteralge	2	3	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	-	-	-
Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben	-	-	-
Nymphaea-Hybrid	Seerose (Gartenform)	-	-	-

Im Hubertussee konnten weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden, die denen im Diana-, Koenigs- und Herthasee sehr ähnlich waren. Diese Bestände wurden wiederum in erster Linie durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* gebildet, das von der Deckung bzw. auch von der Gesamtbiomasse her dominierte. Der See war in seiner westlichen Hälfte mehr oder weniger flächendeckend mit dem Hornblatt besiedelt. Die Art bildete in der Wuchsform der Schwebematten dichte Bestände, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von den Pflanzen erfüllt.

Im Ostteil war die Deckung deutlich geringer und die Art teilweise von schwarzem Schlamm überdeckt.

In den tieferen Gewässerzonen reichte die Art zwar nicht bis an die Wasseroberfläche war aber ebenfalls noch sehr dicht. Allerdings konnte bei 2,8 m in Transekt 1 die Untere Makrophytengrenze für den See gefunden werden.

Daneben trat eine fädige Grünalge *(Cladophora spec.)* lokal häufig auf, die als zusammengetriebene Algenwatte auf der Wasseroberfläche lag.

Regelmäßig wurde submers und teils auch in den auftreibenden Hornblatt-Schwebematten die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* nachgewiesen.

Eine Besonderheit sind die Bestände der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)*, für die in Berlin aus den letzten 25 Jahren keine Nachweise mehr existieren. Diese Art trat in beiden Jahren verstreut im See auf, teilweise bildete sie im Westteil auch dichtere Bestände. Sie war jedoch trotz der schlechten Wasserqualität in beiden Jahren im Transekt 1 auch im Osttteil vertreten, wenn auch mit geringeren Pflanzenmengen, als im Westteil. Die Pflanze war dabei meistens mit dem Hornblatt

verwoben und wuchs in diesen Beständen weit hoch, so dass es auch an tieferen Stellen bis knapp unter die Wasseroberfläche aufwuchs.

Wie schon oben angemerkt konnten am Transekt 1 bei 2,8 m Tiefe eine Makrophytengrenze festgestellt werden. Dies entspricht schwach eutrophen (e1) Verhältnissen.

Abb. 40: Dichte Bestände aus Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen (links) und von üppigen Röhrichten gesäumter Uferabschnitt (rechts) (Fotos: T. Kabus).

Für die Zustandsbewertung ist außerdem zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie im Hubertussee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art (Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Die meisten Taxa der Grünalge *Cladophora* können unter sehr unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen auftreten, allerdings gelten Massenvorkommen der Arten in Fließgewässern und Seen ebenfalls als Stör- und Nährstoffzeiger (z.B. Gutowski & Foerster 2009 + zit. Lit.).

Lemna trisulca verhält sich ebenfalls indifferent, da sie in der Lage ist, stärkere Nährstoffkonzentrationen zu tolerieren. In Niedermoorgewässern kann die Art aber besonders in flacheren Zonen als typische Art gelten. Im Hubertussee wurde sie sowohl im flachen, als auch im tiefen Wasser gefunden.

Viele Arten der Armleuchteralgen gelten als typisches Artinventar der mesotroph-basischen Seen. Auch *Nitella flexilis* kann in diesem Seentyp vorkommen, ist aber zugleich typisch für kalkarme und/oder karbonatarme Gewässer. Vorkommen wie im Hubertussee, nämlich zusammen mit dichten Beständen des Hornblatts, sind ungewöhnlich.

Entlang der Uferbereiche finden sich auch ausgedehnte Schwimmblattfluren, die aus der Gelben Teichrose *(Nuphar lutea)*, der Weißen Seerose *(Nymphaea alba)* und von Hybriden / Gartenformen gebildet werden. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten,

da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Im Hubertussee treten drei Pflanzenarten auf, die gefährdet und/oder geschützt sind: Die Gelbe Teichrose und die Sumpf-Schwertlilie sind beides „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach § 44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte.

Die Armleuchteralge *Nitella flexilis* ist nach Roter Liste Berlin stark gefährdet (Kategorie 2), sowie nach Roter Liste BRD gefährdet (Kategorie 3). Für Berlin existieren seit einschließlich der 1990er Jahre keine aktuellen Nachweise.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die nahezu flächendeckende Besiedlung des Ost- und Westteils des Sees mit Unterwasserpflanzen auch bis in mittlere Wassertiefen positiv zu bewerten ist, da sie mittlere Sichttiefen und damit einen relativ klaren Wasserkörper zur Voraussetzung haben, die im Hubertussee im Westbecken 2017 teilweise auch erreicht wurden. Im Ostbecken ist dies umso erstaunlicher, da hier in 2016 und 2017 in der Vegetationsperiode mehrheitlich nur Sichttiefen von 1,0 m und darunter gemessen wurden. Trotzdem konnte an Transekt 1 eine Untere Makrophytengrenze von 2,8 m festgestellt werden, ähnlich wie beim hinsichtlich der Wasserqualität deutlich besseren Herthasee. Gleichzeitig zeugt die Besiedlung mit einer Art (Raues Hornblatt), die gleichzeitig eine breite ökologische Amplitude aufweist von recht hohen Nährstoffkonzentrationen. Nahezu unerklärlich ist, dass auch im stark belasteten Ostbecken in 2016 wie auch in 2017 die Armleuchteralge *Nitella flexilis* gefunden werden konnte, wenn auch mit geringen Pflanzenmengen. Insbesondere die geringen Sichttiefen stehen in starkem Gegensatz zu dem stabilen Fund der Art.

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „unbefriedigend" bewertet. Das untersuchten Transekt wurde in beiden Jahren als Zustandsklasse 4 „unbefriedigend" eingestuft. Die Bewertung 2016 beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Ceratophyllum demersum*. In 2017 liegt die *Ceratophyllum*-Menge zwar unterhalb der Abwertungsschwelle, allerdings war gleichzeitig *Nitella* als „A"-Art nur in geringer Menge vorhanden, so dass das Endergebnis das gleiche wie 2016 war. Damit erreicht der Hubertussee in 2016 und 2017 hinsichtlich der Makrophyten formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis.

4.6.7. Uferstruktur Hubertussee

Der ca. 2,4 ha große Hubertussee bildet den Abschluss der (oberirdisch verbundenen) Seenkette. Am Ostufer erhält er einen Zufluss aus dem Rückhaltebecken „Forckenbeckbecken" sowie von Grobsedimenten vorgereinigtem Straßenabwasser eines weiteren unterirdischen Absetzbeckens. Das Wasser aus dem Forckenbeckbecken wird, nach Auskunft des Umweltamtes Charlottenburg-Wilmersdorf, so weit wie möglich nachts bei Freikapazitäten im Leitungsnetz in die Schmutzwas-

serkanalisation abgepumpt; nur der Rest läuft zurück in den Hubertussee. Daneben, unter der Plattform am Ostufer, befindet sich eine der Durchströmungspumpen des Pumpwerks Hubertusses, welches im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA die Aufgabe hat, Wasser aus dem Hubertussee in den Talgraben und weiter zum Fennsee abzuleiten und damit zu erreichen, dass möglichst wenig von dem nährstoffreichen Wasser des Ostteils des Hubertussees in dessen Westteil und von dort in die unterhalb gelegenen Seen gelangt. In diesem Bereich wurde mehrfach fauliger Geruch und Faulschlamm festgestellt. Vier weitere Einleitungen von Regen- und Straßenabwasser verteilen sich um den See.

Die Ufer des Hubertussees sind zu etwa 50 % befestigt. Meistens handelt es sich um eingewachsene Blocksteine, daneben kommen Betonmauern, Faschinen, Blocksteinmauern und wilder Verbau vor. Bootsliegeplätze gibt es zwei, Stege fünf, wobei der mit den meisten Booten am Südufer zum Vereinshaus des Sportfischervereins Wilmersdorf 1947 e.V. gehört, von dem dort ca. 10 Ruderboote liegen.

Röhricht und Schwimmblattpflanzen kommen großflächig nur im Osten des Sees vor. Die Röhrichtflächen erreichen dabei nicht die im Landschaftsplan geforderte Flächenausdehnung (Abb. 41). Mit einigen überhängenden Bäumen, Totholz, Wurzeln und der baumbestandenen Insel, die ringsum von Faschinen befestigt wird, wirkt der See recht naturnah. So weisen auch ca. 85 % der Uferlinie einen Gewässerrandstreifen auf, der u.a. aufgrund des nahe am Ufer verlaufenden Uferwegs zumeist als 0-5 m breiter Saumstreifen ausgebildet ist. Der Weg führt jedoch nicht ganz um den See herum, sondern endet am Nordufer beim ersten privaten Grundstück. Von der landseitigen Uferzone sind ca. 20 % versiegelt, Privathäuser und –gärten liegen rings um den See. An einer Stelle wurde etwas Müll festgestellt.

Abb. 41: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Hubertussee – Ist-Zustand 2016.

4.6.8. Zusammenfassung Hubertussee

Die Untersuchungen des Hubertussees ergaben, dass die Wasserqualität in den Jahren 2016 und 2017 mit dem Trophiegrad schwach polytroph (p1) einen schlechten Zustand erreicht hat. Der See wird in seiner Wasserqualität, seinem ökologischen Zustand und seinem „optischen Zustand" sehr stark durch die Einleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB und in wahrscheinlich sehr geringerem Maße durch die Überleitung von Wasser aus dem Herthasee im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA geprägt. Im Hubertussee wurden an nahezu allen Terminen im Jahr 2016 Konzentrationen des Gesamtphosphor gemessen, die um 0,010 und 0,070 mg/l über den Konzent-

rationen des Herthasees lagen. Damit stellt eine Überleitung von Wasser aus dem Herthasee in den Hubertussee immer eine Verbesserung der Situation im Hubertussee dar. Die Untersuchungen der Sedimente des Sees hinsichtlich des Nährstoffrücklösungspotenzials ergaben, dass von den Sedimenten keine bedeutende Nährstoffbelastung des Sees zu erwarten ist.

Durch die aus dem Herthasee übergeleiteten bzw. aus den Regenwassereileitungen der BWB abgeleiteten Wassermengen können sich das Erscheinungsbild und auch die Wasserqualität, gemessen an Konzentrationen von Nährstoffen oder Chlorophyll-a kurzfristig sehr stark ändern. Die starken Schwankungen in den Konzentrationen von Gesamtphosphor und Chlorophyll-a sind ein Indiz dafür. Dabei kann es offenbar durch Niederschlagsereignisse zu solch extremen Belastungen wie im August 2016 kommen, als der gesamte Wasserkörper des Ostbeckens sauersofffrei war. Die Besiedlung mit Unterwasserpflanzen oder Makrozoobenthos ist an diese wechselnden Verhältnisse angepasst und offenbar auch in der Lage, Phasen schlechterer Wasserqualität zu überdauern. Hier sei auf die nahezu flächendeckende Besiedlung mit Unterwasserpflanzen verwiesen, insbesondere auf das Vorkommen der Armleuchteralge *Nitella flexilis*. Das Makrozoobenthos hingenen weist eine geringere taxonomischen Vielfalt und Besiedlungsdichte auf, als beispielsweise im Dianasee.

Als Defizite müssen die sehr hohen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, die angespannten Sauerstoffverhältnisse und Uferstruktur benannt werden. Hinsichtlich der Uferstruktur weisen weite Strecken einen Uferverbau auf, um Uferabschnitte zu sichern. Bedingt durch die Eigentumsverhältnisse der Ufergrundstücke sind Stege und Bootsliegeplätze im Vergleich zu den anderen Seen eher selten. Röhricht kommt, bis auf einen Berich im Ostbecken, nur selten und kleinflächig vor. Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen muss erneut darauf verwiesen werden, dass diese zumindest phasenweise durch die Überleitung von Wasser aus dem Herthasee und sehr stark durch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB gesteuert sind. Die Sauerstoffverhältnisse sind angespannt. Sehr häufig wurde beobachtet, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser deutlich unter 100 % lagen, Ursache sind ohne Zweifel Zehrungsprozesse, die mit der Belastung durch die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB, aber auch der Zehrung durch den Abbau von Biomasse der Makrophyten stehen. Dabei treten offenbar zumindest im Ostbecken anlässlich bestimmter Niederschlagsereignisse im gesamten Wasserkörper anoxische oder sauerstofffreie Verhältnisse auf, wie am 03.08.2016 beobachtet, als der gesamte Wasserkörper sauerstoffrei war. Wie häufig solche Ereignisse sind, kann nicht beurteilt werden. Allerdings wurden an zwei Terminen in 2017 (Ende Juni und Mitte Oktober) anoxische (Sauerstoffkonzentration < 2 mg/l) Verhältnisse im gesamten Wasserkörper beobachtet. Während Fische ggf. noch in das Westbecken des Sees ausweichen können, ist das Makrozoobenthos diesen Verhältnissen ohne Fluchtmöglichkeit ausgesetzt. Trotzdem konnte in der Besiedlung mit Makrozoobenthos kein besonders schlechter Zustand diagnostiziert werden. Die starke Besiedlung mit Unterwasserpflanzen, insbesondere durch an der Wasseroberfläche wachsenden Schwebematten des Rauen Hornblatts, im 2016 und 2017 vergesellschaftet mit der Fadenalge *Cladophora* muss ambivalent bewertet werden. Ohne Zweifel beeinträchtigt sie das Erscheinungsbild des Sees in den Sommermonaten stark, Besucher der umliegenden Parkanlagen und Anwohner fühlen sich beinträchtigt, auch das Befahren des Sees mit Booten durch die Anwohner ist erschwert bzw. unmöglich. Durch

den mikrobiellen Abbau der Biomasse kann es zu Geruchsbelästigungen kommen. Vor allem im Herbst, und wahrscheinlich auch im Sommer trägt der mikrobielle Abbau der Wasserpflanzenbiomasse zur Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen bei. Andererseits spiegelt die Besiedlung mit den Unterwasserpflanzen und deren Wuchsform der Schwebematten die Nährstoffverhältnisse im See und die Transparenz des Wasserkörpers wider. Hier sei auf die Auführungen im entsprechenden Kapitel zum Diansee verwiesen, die auf die Verhältnisse im Hubertussee übertragbar sind.

Ein weiteres bedeutendes Defizit stellt möglicherweise die chemische Zuammensetzung der Sedimente hinsichtlich der Schadstoffbelastung dar. Die Sedimente an der Probeahmestelle „Seemitte" weisen eine erhebliche Belastung insbesondere mit dem Schwermetall Zink auf. Nahe der Einleitstelle für Regenwasser der BWB wurde keine Probe entnommen und analysiert, es ist jedoch zu erwarten, dass die Verhältnisse denen an der Einleitstelle am Hundekehlesee ähneln.

Hinsichtlich potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse muss noch einmal, wie bei Diana-, Koenigs- und Herthasee, auf die Hauptfunktion des Hubertussees hingewiesen werden, die Ableitung und Speicherung von Regenwasser zur Entwässerung der umliegenden Siedlungsgebiete und dem Schutz der unterhalb gelegenen Gewässer vor Hochwasser und Nährstoffbelastung, insbesondere des nährstoffarmen Grunewaldsees. Unter Berücksichtigung dieser Hauptfunktion sind die Wasserqualität und der ökologische Zustand des Hubertussees als relativ gut zu bezeichnen. Eine Verbesserung der Nährstoffverhältnisse ist nur durch eine weitere Reduzierung der stofflichen Belastung aus den Regenwassereinläufen aus dem Kanalnetz der BWB möglich. Dies kann einerseits durch Rückhalt und Behandlung des Regenwassers durch technische Maßnahmen wie Abscheidesysteme, Stauraumkanäle oder Regenrückhaltebecken erfolgen. In den vergangenen Jahren wurden in dieser Beziehung eine Reihe von Maßnahmen umgesetzt, so dass das in dieser Beziehung vorhandene Reduzierungspotenzial vorerst ausgeschöpft ist. Andererseits ist eine Reduzierung des Anfalls stofflich belasteten Regenwassers durch Schwammstadtkonzepte möglich. Dieser Maßnahmenkomplex erfordert umfangreiche konzeptionelle Vorarbeiten. Ggf. kann auch eine Optimierung des Betriebs des Pumpwerkes Hubertussee die Situation verbessern, wenn zum Beispiel sofort bei einer niederschlagsbedingten Verschlechterung der Wasserqualität das Pumpwerk Wasser in den Talgraben und Fennsee ableitet. Hier ist jedoch zu prüfen, ob diese Möglichkeit grundsätzlich technisch und hydraulisch realisierbar ist, insbesondere ob die unterhalb gelegenen Gewässer die entsprechenden hydraulischen Kapazitäten aufweisen und auf welche Weise der Fennsee vor dieser zusätzlichen Belastung geschützt werden kann. Eine Verbesserrung der Sauerstoffverhältnisse, insbesondere im Ostteil des Sees ist wünschenswert, auch wenn in der Vergangenheit offenbar keine starke Beeinträchtigung der Fisch- und Makrozoobenthosfauna beobachtet werden konnte. Aus Gründen der Vorsorge sollte hier geprüft weden, ob die Sauersoffverhältnisse durch Maßnahmen im Kanalnetz der BWB verbessert werden können.

Bezüglich der Strukturen im der Uferzone gibt es ein stark begrenztes Potenzial für Verbesserungen. Hinsichtlich der Möglichkeiten ist sicher zwischen den Uferbereichen unterschiedlicher Eigentumsformen sowie dem Uferrelief zu unterscheiden. Große Uferabschnitte des Südufers sind zwar öffentlich zugänglich und mit hoher Wahrscheinlichkeit in öffentlichem Eigentum. Hier sind Maßnahmen

aber schwer umsetzbar, weil das Ufer abschnittsweise sehr steil ist und der Uferstreifen im öffentlichen Eigentum sehr schmal. Zudem fällt das wasserseitige Ufer steil ab und ist durch die Südlage und am Ufer wachsende Bäume sehr stark beschattet.

Der sehr lückige Röhrichtbewuchs am Ufer ist eher auf die natürlichen Verhältnisse (zum Teil steil abfallende wasserseitige Ufer, dichter Baumbestand mit starker Beschattungswirkung) zurück zu führen, als auf beseitigbare Beeinträchtigungen. Eine ausgedehnte Röhrichtzone ist am Ostufer im Bereich der Regenwassereinleitung ausgeprägt. Durch die guten Lichtverhältnisse und die ausgedehnten Flachwasserbereiche besteht hier offenbar ein gutes Besiedlungspotenzial.

In allen anderen Uferbereichen, insbesondere im westlichen Bereich des Nordufers sind die Grundstücke mehrheitlich im privaten Besitz. Strukturell defzitären Uferbereichen stehen Abschnitte mit geringeren Defiziten gegenüber. Grundsätzlich sollte hier eine Verbesserung der Situation hinsichtlich Uferverbau, Röhrichtvegetation, landseitiger Ufervegetation, land- und wasserseitige Strukturelemente sowie ggf. Steganlagen angestrebt werden. Die genannten strukturverbessernden Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung des ökologischen Zustandes des Gewässers in Hinblick auf die Verbesserung der Habitatverhältnisse für die Tier- und Pflanzenarten, die an vielfältige Uferstrukturen gebunden sind. Der Einfluss strukturverbessernder Maßnahmen auf die Wasserqualität wird als gering eingeschätzt.

Eine flächendeckende Entnahme von Sedimenten ist noch nicht erforderlich. Der See verfügt grundsätzlich noch über eine ausreichende Gewässertiefe. Eine Ausnahme davon bildet das Ostufer im Bereich der Regenwassereinleitung der BWB. Hier ist die Wassertiefe extrem gering. Die BWB (Binz, mdl. Mitt. 2018) stellen fest, dass die Funktion des Pumpwerks Hubertussee durch die Ablagerung organischer Weichsedimente, verursacht durch die Regenwassereinleitungen aus dem Kanalnetz der BWB, gefährdet ist. Inwieweit auch an anderen Einleitpunkten des Kanalnetzes der BWB ebensolche Weichsedimentauflagen abgelagert sind, ist unbekannt. Grundsätzlich sollte dies überprüft werden. Der Verursacher der Sedimentakkumulation, die BWB, sollten zukünftig dafür Sorge tragen, dass diese Sedimente lokal regelmäßig entfernt werden. Die chemische Untersuchung der Sedimente an der Messstelle „Seemitte" ergab jedoch eine Einstufung als gefährlicher Abfall (Zuordnungswert > Z2 nach LAGA) so dass zu erwarten ist, dass dies für die Sedimente vor Einleitstellen ebenso zu erwarten ist und eine lokale Entnahme von Sedimenten mit erheblichen Kosten verbunden wäre.

<u>Übersicht potenzieller Maßnahmen:</u>

Gewässerinterne Maßnahmen:	nicht erforderlich
Sedimententnahme:	erforderlich
Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung:	erforderlich, Machbarkeit prüfen
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen:	erforderlich

4.7. Fennsee

4.7.1. chemisch-physikalische Parameter Fennsee

Das Probenahmeprogramm im Fennsee startete Ende Juni 2016 und umfasste drei Probenahmetermine bis einschließlich September 2016. Zu allen Terminen herrschte ein Temperaturgradient zwischen der Wasseroberfläche und einer Wassertiefe von 3,0 m (Abb. 42).

Der Sauerstoffhaushalt war bei allen drei Probenahmen stark defizitär und lag überwiegend im anoxischen Bereich. Im September wurde an der Oberfläche eine Sauerstoff-Konzentration von 2,3 mg/l gemessen bzw. eine Sättigung von 25 %, was das Maximum aller in 2016 in allen Tiefen gemessenen Sauerstoffkonzentrationen und –sättigungen darstellt. Im August war der See an der Messstelle, genau wie der Hubertussee (vgl. Kap. 4.6.1.) über die gesamte Wassersäule sauerstofffrei. Die Wasseroberfläche war von Schlieren bedeckt und es roch stark nach Faulgasen wie Schwefelwasserstoff. Im Juni 2016 wurde an der Wasseroberfläche eine Sauerstoff-Konzentration von 0,6 mg/l gemessen, unterhalb einer Wassertiefe von 2,0 m war der Wasserkörper sauerstofffrei. Für viele Gewässerorganismen sind dies schwierige bis lebensfeindliche Bedingungen.

In dem Maße wie der Sauerstoff mit der Tiefe abnahm, nahm die Leitfähigkeit drastisch zu. An der Oberfläche wurden Werte von ca. 400 – 640 µS/cm gemessen, was teilweise sogar noch unter den Werten der anderen Seen liegt. Im Juni wurden auch in der Tiefe keine höheren Werte gemessen. Anders im August und September, wo die Leitfähigkeit über Grund auf extrem hohe 2.830 µS/cm bzw. 2.320 µS/cm anstieg. Dies zeigt, wie stark der Fennsee durch Straßenabwassereinleitungen und Niederschläge beeinflusst wird. Kommt es zu einer starken Einleitung, z.B. aufgrund eines Starkniederschlagsereignisses, erhält der See offenbar eine sehr große Fracht an Schad- und Nährstoffen, die unter Sauerstoffzehrung abgebaut werden und sich über Grund anreichern.
Der pH-Wert lag im leicht sauren bis neutralen Bereich bei 6,5 bis 7,2 und damit unter den Werten, die an den anderen Seen ermittelt wurden.

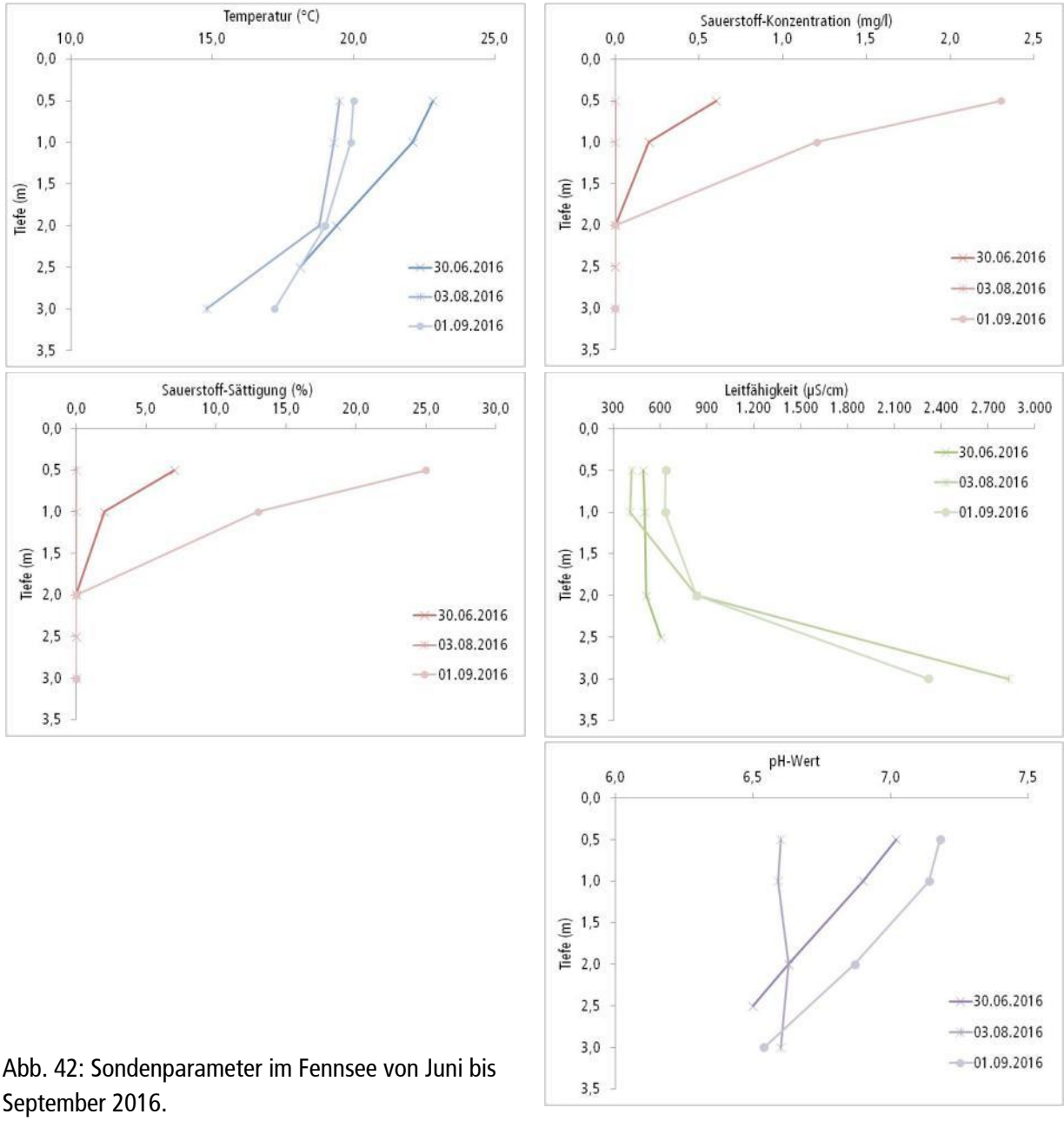


Abb. 42: Sondenparameter im Fennsee von Juni bis September 2016.

4.7.2. Chemische Parameter Fennsee

Die Phosphor-Konzentrationen am Fennsee waren stark erhöht, über Grund sogar extrem erhöht. Einzig im August und September wurden in 1 m Tiefe mit 0,03 mg/l bzw. 0,06 mg/l relativ geringe **Orthophosphat-P**-Konzentrationen ermittelt (Abb. 43). Über Grund stiegen die Konzentrationen dann jedoch auf bis zu 0,97 mg/l an. Normalerweise werden in natürlichen, phosphorlimitierten Seen Konzentrationen unter 0,010 mg/l gemessen, da der gelöste Phosphor als bioverfügbare Phosphorkomponente sofort für die Primärproduktion genutzt wird.

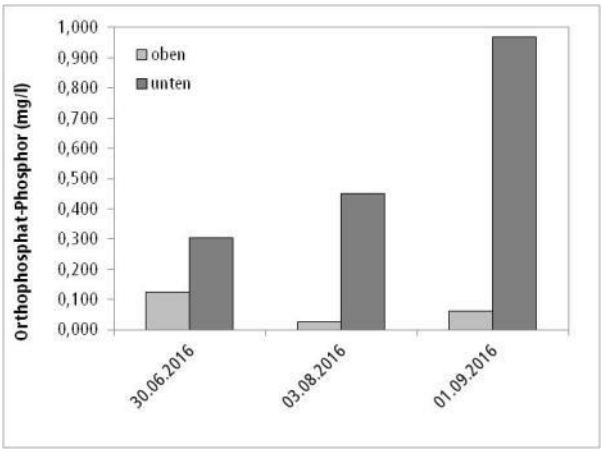
Auch die **Gesamtphosphor**-Konzentrationen, die zwischen 0,14 mg/l und 1,15 mg/l lagen, sind extrem hoch. Im Saisonmittel nach LAWA (2014) deutet eine Gesamtphosphor-Konzentration von 0,25 mg/l bereits hypertrophe Verhältnisse an. Die im Fennsee ermittelten P-Konzentrationen liegen

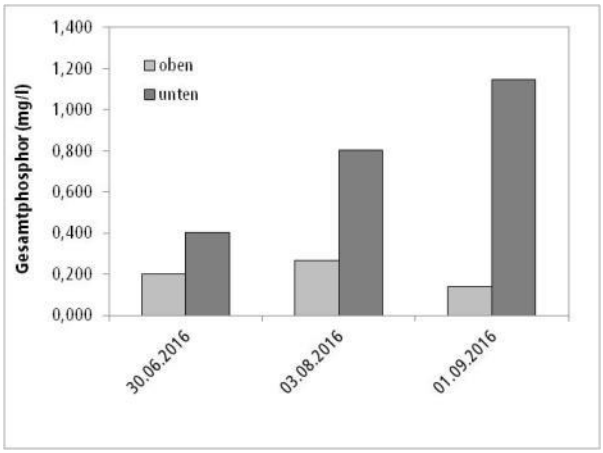
etwa um den Faktor 10 über denen der anderen vier limnochemisch untersuchten Seen der Kleinen Grunewaldseenkette.

Im Juni und September war die **Nitrat-N**-Konzentration sehr gering und unterschritt im Juni an der Oberfläche und im Juni und September über Grund die Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. Im August wurde über Grund ein Maximalwert von 0,059 mg/l erreicht. Die **Ammonium-N**-Konzentration war im August an der Oberfläche sehr gering und unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,009 mg/l. Bei allen anderen Messungen wurden hohe bis sehr hohe Konzentrationen zwischen 0,3 mg/l bis zu 4,04 mg/l gemessen. Damit liegt das Maximum im Fennsee ca. 6-mal so hoch wie das Maximum der anderen vier limnochemisch untersuchten Seen der Kleinen Grunewaldseenkette. Aufgrund des starken Sauerstoffmangels konnte im Fennsee das Ammonium nur unzureichend oder überhaupt nicht in Nitrat umgewandelt werden. Solch hohe Ammoniumwerte stellen eine starke Belastung für ein Gewässer dar und sind im Fall von hohen pH-Werten toxisch für Fische, da sich aus dem Ammonium giftiges Ammoniak bilden kann. Da die pH-Werte jedoch im Untersuchungszeitraum stets < 7,5 waren, bildete sich kein Ammoniak. Die extrem erhöhten Ammonium-N-Gehalte führten auch zu sehr hohen **Gesamtstickstoff**-Konzentrationen, die zwischen 1,2 mg/l und 5,2 mg/l schwankten. Die sehr hohen Werte wurden stets knapp über Grund nachgewiesen.

Extreme Schwankungen zeigte die **Chlorophyll a**-Konzentration, die im Juni bei lediglich 5 µg/l lag, dann auf extreme 133 µg/l anstieg, was theoretisch einen Wechsel von einem schwach mesotrophen in den hypertrophen Bereich entspricht (LAWA 2014). Im September nahm sie dann auf immer noch hohe 37 µg/l ab. Möglicherweise war das Fehlen von Nitrat im Juni ausschlaggebend für die geringe Phytoplankton-Biomasse. Im August war ausreichend Nitrat vorhanden und die Phytoplanktonbiomasse entwickelte sich sprunghaft. Eine weitere Ursache der stark schwankenden Chl.-a-Konzentrationen könnte auch der Faktor Licht sein. Da Regenwassereinleitungen reich an das Wasser trübenden Partikeln sind, die wegen ihrer geringen Größe lange schwebend im Wasserkörper verbleiben können, könnten diese Schwebstoffe den Wasserkörper so stark trüben, dass die Phytoplanktonzönose zusammenbricht.

Die **Sichttiefe** folgte im Fennsee klar der Chlorophyll a-Konzentration. Im Juni wurde mit 2,1 m eine hohe Sichttiefe gemessen, im August nahm diese dann auf nur noch 0,3 m ab.





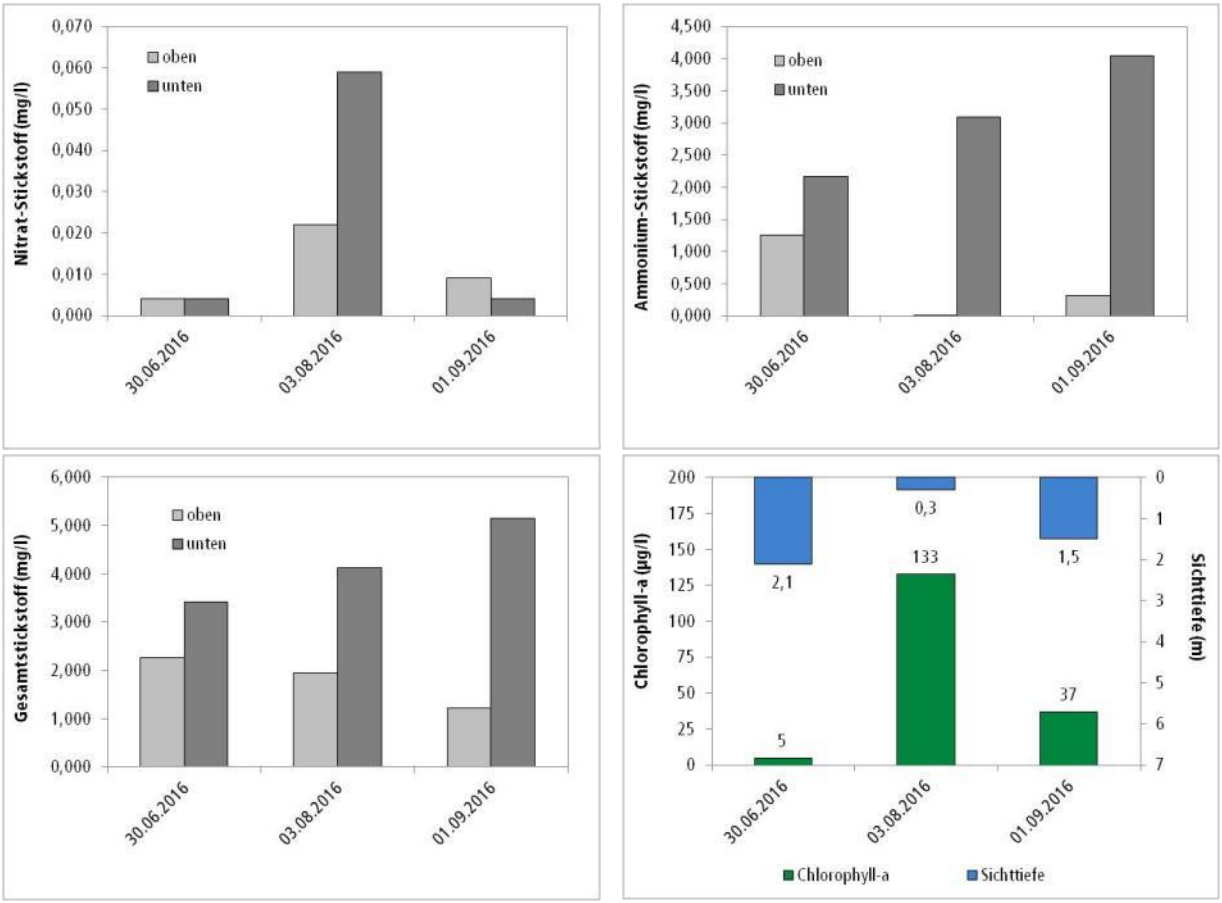


Abb. 43: Nährstoffparameter, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe im Fennsee von Juni bis September 2016.

Die **Chlorid**-Konzentration war im Juni mit 73,3 mg/l auf dem Niveau der anderen untersuchten Seen. Im August und September stieg sie jedoch auf 320 mg/l bzw. 305 mg/l an und lag damit deutlich über den anderen Seen, wo maximal 116 mg/l (Hubertussee, 03.08.) gemessen wurden. Auch überschreiten diese hohen Konzentrationen die Grenzwerte der OGewV (2016) von 200 mg/l und der QZV Ökologie OG (2010) aus Österreich von 150 mg/l. Die hohen Chlorid-Konzentrationen im August und September erklären die extrem hohe Leitfähigkeit (vgl. Abb. 42). Zu beachten ist, dass mit höherem Kalkgehalt im Gewässer höhere Chlorid-Konzentrationen toleriert werden können, weshalb der Richtwert für die Chlorid-Konzentration an das jeweilige Gewässer angepasst werden sollte. Chlorid-Einträge in ein Gewässer, wie beispielsweise Auftausalze über die Einleitung von Niederschlagswasser einer Straße, wirken sich oberhalb bestimmten Konzentrationen im Gewässer, in das die Einleitung stattfindet, negativ auf die Flora und Fauna des betreffenden Gewässers aus. Dabei ist es selbstverständlich bedeutend, welche Chlorid-Fracht wie häufig abgeleitet wird, und wie das Volumen und die Vorbelastung eines Stillgewässers bemessen sind. Hinsichtlich zu erwartender negativer Auswirkungen zeigen Arten und Artgruppen unterschiedliche Toleranzen gegenüber erhöhten Salz- bzw. Chlorid-Konzentrationen. Eine umfangreiche Übersicht über die Auswirkungen von hohen Chlorid-Konzentrationen in Gewässern auf Flora und Fauna können beispielsweise Wolfram et al. (2014 + zit. Lit.) entnommen werden.

Die **TOC**-Konzentrationen schwankten zwischen 5,9 mg/l und 9,5 mg/l und liegen damit auf demselben Niveau wie im Diana-, Koenigs- und Hubertussee und unter dem Maximum im Herthasee. Anhand der TOC-Konzentrationen ist keine starke Belastung mit organischen Stoffen zu erkennen.

Mit einem **Trophie**-Index von 4,13 weist der Fennsee nach LAWA (2014) einen hoch polytrophen (p2) Zustand auf. Das bedeutet, dass der Fennsee in 2016 extrem nährstoffreich war. Einschränkend muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Einstufung ohne den obligatorischen Frühjahrs-Phosphorwert geschah und insgesamt nur drei Probenahmen für die Trophie-Berechnung zur Verfügung standen (bei den anderen Seen waren es 6). Das Ergebnis stellt trotzdem eine sehr gute Einschätzung des Nährstoffstatus des Gewässers dar. Der Fennsee weist von allen untersuchten Seen die höchste Trophie auf, was auf die große Menge an abgeleitetem Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB wie auch die Überleitung von nährstoffreichem Wasser aus dem Hubbertussee über das Pumpwerk Hubertussee und den Talgraben zurück zu führen ist. Während der Einzelindex für die Sichttiefe mit 3,00 noch den schwach eutrophen (e1) Bereich repräsentiert (Tab. 45) wird der Phosphor-Saisonwert mit einem Index von 5,39 sehr schlecht bewertet. Der Fennsee wurde der Trophie-Klassen-Gruppe polymiktisch mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m (polykl3m) zugeordnet.

Tab. 45: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Fennsees in 2016.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Fennsee	2016	polykl3m	3,00	4,04	5,39	-	4,13	polytroph 2

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad polytroph 2 erreicht der Fennsee in 2016 hinsichtlich seiner Trophie nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Viel stärker als bei den anderen in 2016 und 2017 untersuchten Seen führt die Überleitung und Einleitung von sehr nährstoffreichem Wasser aus dem Hubertussee und dem Kanalnetz der BWB zu extrem naturfernen Verhältnissen, einer sehr hohen Trophie und damit einem schlechte ökologischen Zustand. Am Fennsee ist die Kehrseite der für die anderen untersuchten Seen positiv zu bewertenden Überleitung von Wasser im Zusammenhang mit dem Betrieb der OWA Beelitzhof zu beobachten. Durch die Überleitung von Wasser soll verhindert werden, dass nährstoffreiches Wasser in den Grunewaldsee abfließt, was erreicht wird. Die Nährstofflast aus den Regenwassereinläufen der Seen der Kleinen Grunewaldseenkette wird über den Hubertussee in den Fennsee abgeleitet und führt dort zu den beobachteten negativen Auswirkungen. Nicht untersucht wurden die Folgen der Ableitung des Wassers aus dem Fennsee in den Landwehrkanal.

4.7.3. Makrozoobenthos Fennsee

Im Fennsee wurden keine Untersuchungen des Makrozoobenthos durchgeführt.

4.7.4. Makrophyten Fennsee

Makrophyten wurden im Fennsee nicht systematisch untersucht. Bei der Wasserprobenahme am 30.06.2016 wurde jedoch ca. 50 m ober- und unterhalb der Brücke stichprobenartig nach Unterwasserpflanzen gesucht. Es konnten dabei keine submersen Arten festgestellt werden. Der Gewässerboden war an diesen Stellen kahl, selten traten Makroalgen auf.

4.7.5. Uferstruktur Fennsee

Am Fennsee wurden keine Untersuchungen der Uferstrukturen durchgeführt.

4.8. Halensee

4.8.1. chemisch – physikalische Parameter Halensee

Der Halensee wurde von 2012 bis 2015 durch die IaG GmbH beprobt und untersucht. In 2016 und 2017 wurden keine limnochemischen Untersuchungen durchgeführt.

4.8.2. Chemische Parameter Halensee

Der Halensee wurde von 2012 bis 2015 durch die IaG GmbH beprobt und untersucht. In 2016 und 2017 wurden ausgewählte limnochemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Badegewässerüberwachung durchgeführt.

Der IaG GmbH liegen Altdaten zwischen Januar 2012 und Mai 2015 vor. Meist wurde der See monatlich untersucht. Für 2015 liegen Daten von Januar bis Mai vor, nach denen die Trophie berechnet wurde. Für die Jahre 2016 und 2017 stehen Daten der Badegewässerüberwachung zwischen Mitte April und Anfang September zur Verfügung, allerdings nur für die Parameter Sichttiefe und Gesamt-Phosphor, die für die Trophieklassifikation genutzt wurden. Insgesamt befand sich der Halensee im Zeitraum 2012 bis 2017 mehrheitlich in einem stark eutrophen (e2) Zustand (Tab. 46). In 2014 und 2016 wurde ein schwach polytropher (p1) Zustand ermittelt.

Tab. 46: Trophie-Zustand nach LAWA (2014) des Halensees von 2012 bis 2017.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Halensee	2012	Tlgesch	3,12	3,69	3,53	3,52	3,48	eutroph 2
Halensee	2013	Tlgesch	4,10	3,60	2,82	2,87	3,39	eutroph 2
Halensee	2014	Tlgesch	4,61	3,79	3,06	2,96	3,64	polytroph 1
Halensee	2015	Tlgesch	3,56	3,32	2,98	2,85	3,20	eutroph 2
Halensee	2016*	Tlgesch	4,18	n.e.	2,70	2,99	3,59	polytroph 1
Halensee	2017*	Tlgesch	3,74	n.e.	2,67	2,81	3,30	eutroph 2

* Messwerte der Badegewässerüberwachung, Chl.-a nicht bestimmt (n.e.)

Durch die Reinigung eines Großteils des früher direkt in den See abgeleiteten nährstoffbelasteten Regenwassers durch einen Retentionsbodenfilter müsste sich die Trophie des Sees langsam verbessern. Insbesondere die Indices für Phosphor verbesserten sich zwischen 2012 und 2017 deutlich im Gegensatz zu den Indices für Chl.-a und Sichttiefe. Möglicherweise ist dies auf die Struktur der Phytoplanktonzönose zurück zu führen. Auch an anderen Seen (Gr. Seddiner See, Haussee Feldberg) wurde beobachtet, dass nach Restaurationsmaßnahmen die Phosphorkonzentrationen stark zurück gingen, die Seen aber noch über einen längeren Zeitraum von den alten Phytoplanktonstrukturen (Artzusammensetzung und Biomasse) geprägt waren, bis sich letztlich auch für diese Faktoren bes-

sere Verhältnisse etablieren konnten. Der Halensee wurde, da anhand der Tiefenprofile der Temperatur eine stabile Schichtung festgestellt wurde, in die Trophie-Klassen-Gruppe „Geschichtete Seen (ohne Talsperren) im Norddeutschen Tiefland mit einer Fläche > 5 ha" eingeordnet.

Als Referenzzustand der Trophie kann der Trophiegrad mesotroph 2 - eutroph 1 angenommen werden. Mit dem Trophiegrad eutroph 2 – polytroph 1 erreicht der Hundekehlesee im Zeitraum 2012 - 2017 hinsichtlich seiner Trophie nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

4.8.3. Makrozoobenthos Halensee

Im Halensee wurden keine Untersuchungen des Makrozoobenthos durchgeführt.

4.8.4. Makrophyten Halensee

Im Halensee wurden in den Jahren 2016 und 2017 2 Transekte und 4 Zwischenstationen untersucht (Abb. 44). Die nachfolgenden Tabellen listen die gefundenen Arten und ihren Schutzstatus gemäß RL und BArtSchV auf.

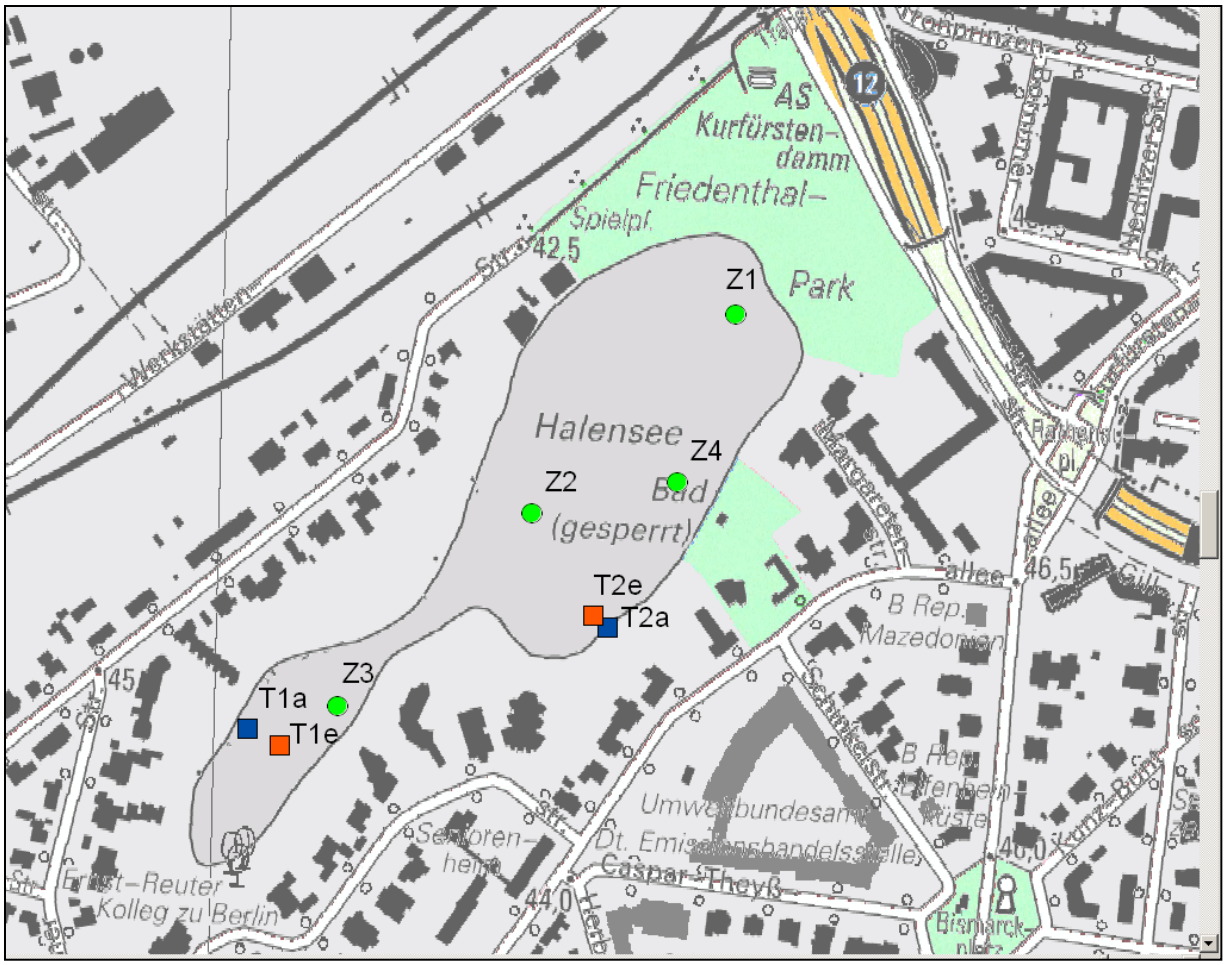


Abb. 44: Lage der Transekte (T) mit Anfangs- (a) und Endpunkten (e), sowie der Zwischenstationen (Z) im Halensee.

Tab. 47: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Halensee 2016, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant).

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: 2,0 m)					
Phragmites australis	e	5	-	n.V.	n.V.
Ceratophyllum demersum	s	3	5	n.V.	n.V.
Spirodela polyrhiza	n	2	2	n.V.	n.V.
Lemna trisulca	s	2	2	n.V.	n.V.
Transekt 2 (UMG: 2,0 m)					
Acorus calamus	e	2		n.V.	n.V.
Myriophyllum spicatum	s	2	5	n.V.	n.V.
Nuphar lutea	n	-	3	n.V.	n.V.

Tab. 48: Ergebnisse der Transektuntersuchungen im Halensee 2017, Pflanzenmenge nach Kohler (1978), (siehe Tab. 9), Wuchsform: e=emers, s=submers, n=natant).

Art	Wuchs-form	Tiefenstufe 0-1 m	Tiefenstufe 1-2 m	Tiefenstufe 2-4 m	Tiefenstufe > 4 m
Transekt 1 (UMG: keine, tiefste erreichte Stelle: 2,3 m)					
Phragmites australis	e	5	2	-	n.V.
Ceratophyllum demersum	s	4	5	2	n.V.
Spirodela polyrhiza	n	3	2	-	n.V.
Lemna trisulca	s	2	2	-	n.V.
Lemna minor	n	3	2	-	n.V.
fädige Algen	s	2	3	-	n.V.
Transekt 2 (UMG: 2,5 m)					
Acorus calamus	e	3	n. V.	-	n.V.
Myriophyllum spicatum	s	4	4	2	n.V.
Nuphar lutea	n	2	2	-	n.V.

Tab. 49: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Halensee 2016, Deckungsgrad-klassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3	Zwischen-station 4
Tiefe		1,5 m	1,0 m	1,8	0,9
Ceratophyllum demersum	s	3	4	3	
Lemna trisulca	s			1	
Myriophyllum spicatum	s	3	4	1	2

Tab. 50: Ergebnisse der Untersuchung der Zwischenstationen im Halensee 2017, Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet (verändert nach Dierschke 1994), siehe Tab. 10

Art	Wuchs-form	Zwischen-station 1	Zwischen-station 2	Zwischen-station 3	Zwischen-station 4
Tiefe		1,5 m	1,1 m	1,6	1,0
Ceratophyllum demersum	s	3	3	5	4
Lemna trisulca	s				
Myriophyllum spicatum	s	4	2	1	2
Lemna minor	n			2	
fädige Algen	s			4	
Spirodela polyrhiza	n			2	

Tab. 51: Gesamtartenliste vom Halensee 2016.

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Carex riparia	Ufer-Segge	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertlilie	-	-	§
Lemna minor	Kleine Wasserlinse	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Myriophyllum spicatum	Ähriges Tausendblatt	G	-	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Spirodela polyrhiza	Vielwurzelige Wasserlinse	-	-	-

Tab. 52: Gesamtartenliste vom Halensee 2017.

Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Berlin	Rote Liste BRD	Schutz (BArtSchV)
Acorus calamus	Kalmus	-	-	-
Carex riparia	Ufer-Segge	-	-	-
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	-	-	-
Iris pseudacorus	Sumpf-Schwertlilie	-	-	§
Lemna minor	Kleine Wasserlinse	-	-	-
Lemna trisulca	Dreifurchige Wasserlinse	-	-	-
Myriophyllum spicatum	Ähriges Tausendblatt	G	-	-
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	-	-	§
Nymphaea cf. *alba*	Weiße Seerose	V	-	§
Phragmites australis	Gemeines Schilf	-	-	-
Spirodela polyrhiza	Vielwurzelige Wasserlinse	-	-	-

Im Halensee konnten v.a. im schmalen südlicheren Teil, sowie ansonsten im Flachwasser / in Ufernähe weit ausgedehnte Unterwasserpflanzen-Bestände nachgewiesen werden. Da die Tiefenaus-

breitung der Makrophyten allerdings gering ist, sind weite Teile des Hauptbeckens makrophytenfrei.

Diese Bestände wurden in erster Linie durch das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)* gebildet, das von der Deckung bzw. auch von der Gesamtbiomasse her dominierte. Die Art bildete dichte Bestände, teils – insbesondere im flacheren Wasser – war der gesamte Wasserkörper von den Pflanzen erfüllt. Allerdings trat noch eine zweite submerse Wasserpflanze regelmäßig auf, nämlich das Ährige Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)*.

Bei 2,0 m wurde für beide Transekte, also für das Nord- und Südbecken, jeweils die Untere Makrophytengrenze festgestellt. Die UMG wurde von beiden genannten Arten gebildet.

Vereinzelt wurde submers und teils auch in den auftreibenden Hornblatt-Schwebematten die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* nachgewiesen.

Die genannte Tiefenverbreitung indiziert einen hocheutrophen Zustand.

Abb. 45: stark getrübter Wasserkörper im Halensee mit nur vereinzelt submersen Makrophyten (Foto: T. Kabus).

Für die Zustandsbewertung ist zu berücksichtigen, dass das Hornblatt eine Art mit weiter ökologischer Amplitude ist. Dabei gelten Massenbestände, wie sie z.B. im Hubertussee auftreten, als Nährstoff- bzw. Störzeiger (vgl. Zimmermann 2014), ebenso wie Flachwasserbestände dieser Art

(Schaumburg et al. 2015). Außerdem werden artenarme (oder Einart-) Bestände als ökologisch geringerwertig angesehen, als artenreiche, gegliederte Unterwasserpflanzenbestände.

Das Tausendblatt hat seinen Verbreitungsschwerpunkt zwar in mesotrophen Gewässern (vgl. Petzold et al. 2006), tritt aber häufig auch in nährstoffreicheren Gewässern auf. Bei der Bewertung von Seen nach Wasserrahmenrichtlinie führen dichte Bestände des Tausendblatts zu einer Abwertung des ökologischen Zustands / Potenzials. Solche dichten Bestände wurden z.B. im Transekt 2 und in den Zwischenstationen 1 und 2 nachgewiesen.

Lemna trisulca verhält sich ebenfalls indifferent, da sie in der Lage ist, stärkere Nährstoffkonzentrationen zu tolerieren. In Niedermoorgewässern kann die Art aber besonders in flacheren Zonen als typische Art gelten.

Entlang der Uferbereiche finden sich auch regelmäßig Schwimmblattfluren, die aus der Gelben Teichrose *(Nuphar lutea)* und der Weißen Seerose *(Nymphaea alba)* gebildet werden. Manche Exemplare der letztgenannten Art weisen leichte Farbabweichungen der Blüten und Blätter auf und sind wahrscheinlich anthropogen eingebrachte Hybriden / Gartenformen. Schwimmblattpflanzen tolerieren generell sehr unterschiedliche Wasserqualitäten, da sie ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbilden und somit kaum vom Lichtklima des Gewässers abhängig sind.

Im Halensee treten drei Pflanzenarten auf, die gefährdet und/oder geschützt sind: Die Gelbe Teichrose, die Weiße Seerose und die Sumpf-Schwertlilie sind „besonders geschützte Arten" nach Bundesartenschutzverordnung und dürfen nach § 44 BNatSchG u.a. nicht aus der Natur entnommen und nicht beschädigt oder zerstört werden, ebenso wie ihre Standorte.

Die Seerose wird außerdem in der Roten Liste des Landes Berlin auf der Vorwarnliste geführt, sie gilt daher als potenziell gefährdet. Das Ährige Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)* wird in Kategorie G geführt und unterliegt daher einer Gefährdung unbekannten Ausmaßes (entspricht Kategorie 1 bis 3).

In der Bewertung des ökologischen Zustandes in Anlehnung an PHYLIB wird der See mit „unbefriedigend" bzw. „schlecht" bewertet. Beide untersuchten Transekte wurden im Jahr 2016 als Zustandsklasse 5 „schlecht" und im Jahr 2017 als Zustandsklasse 4 „unbefriedigend" eingestuft. Die Bewertung von T1 in 2016 als schlecht beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Ceratophyllum demersum,* während diese Schwelle 2017 nicht erreicht wurde und T1 daher „nur" als unbefriedigend zu bewerten war. Zusätzlich erreichte die Vegetationsgrenze in 2016 nicht die für diesen Seetyp notwendige Mindesttiefe. Die Bewertung von T2 in 2016 als schlecht beruht auf der Abwertung der Indexwerte aufgrund der starken Dominanz von *Myriophyllum spicatum* – ebenso wie auch 2017. Zusätzlich erreichte die Vegetationsgrenze in 2016 nicht die für diesen Seetyp notwendige Mindesttiefe. Damit erreicht der Halensee in 2016 und 2017 hinsichtlich der Makrophyten formal nicht den „guten" ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Die gutachterliche Bewertung kommt in diesem Zusammenhang zu dem gleichen Ergebnis.

4.8.5. Uferstruktur Halensee

Der ca. 5,6 ha große und bis zu 8 m tiefe natürliche See am nördlichen Rand des Ortsteils Grunewald und südlich des Ortsteils Halensee stellt den nördlichst gelegenen See der Grunewaldseenkette dar. Der größte Teil der Uferzone ist in privatem Eigentum, lediglich im Norden und Süden ist der See frei zugänglich. Am Nordufer erstreckt sich eine große Wiese. Die zum See hin abfallende Grünanlage wurde 1997 als Friedenthalpark benannt. Nördlich der Parkfläche (zwischen Halenseestraße und Trabener Steg) befindet sich seit Mitte 2007 der schilfbewachsene Retentionsbodenfilter, der am Nordufer in den See einleitet. Etwas weiter südlich befindet sich ein großer Zulauf aus der Trabener Straße. Der Zulauf Margaretenstraße wurde bei der Kartierung nicht entdeckt. Dafür wurden zwei Einleit-/Entnahmestellen am Südufer festgestellt, bei denen es sich offenbar um die unterirdische Verbindung zum Koenigssee (Hohlenseegraben) handelt. Die Ufer des Halensees sind zu großen Teilen (ca. 60 %) befestigt. Neben Faschinen/Palisaden aus Holz und Steinschüttungen kommen auch Spundwände (im Bereich des Freibades) zum Einsatz. Weite Abschnitte des Ufers sind entgegen der Festsetzungen im Landschaftsplan immer noch befestigt (s. Abb. 46). Auch die kleine Insel im Nordbecken ist vollständig mit einem Holzzaun befestigt. Eine Vielzahl an Stegen, oftmals mit Boot, verteilt sich um den See. Sehr groß ist die Steganlage des Strandbads Halensee, das sich am Ostufer des Hauptbeckens befindet. Das Ufer ist hier mit einer Stahlspundwand befestigt und ein rechteckiges Becken in den Halensee gebaut worden, das eine Öffnung zum Sandbadestrand besitzt. An kleineren Stellen bestehen auch im Norden an der Wiese Seezugänge. Schätzungsweise 20-25 % der Flächen der landseitigen Uferzone sind versiegelt. Wiese/Rasen sowie Gebüsche und Einzelgehölze sind im direkten Umland des Sees dominant.

Es sind am See jedoch auch naturnahe Strukturen vorhanden. So wurden überdurchschnittlich viele überhängende Bäume und Totholz festgestellt. Röhricht und Schwimmblattvegetation kam in teils größerer Ausdehnung an unterschiedlichen Stellen vor, darunter auch Stellen, die im Landschaftsplan nicht als Flächen zur Röhrichtanpflanzung vorgesehen sind (s. Abb. 46). Müll wurde nicht festgestellt. Ein Gewässerrandstreifen fehlt meist, ein Saumstreifen mit max. 5 m breite existiert an ca. 25 % der Uferlinie.

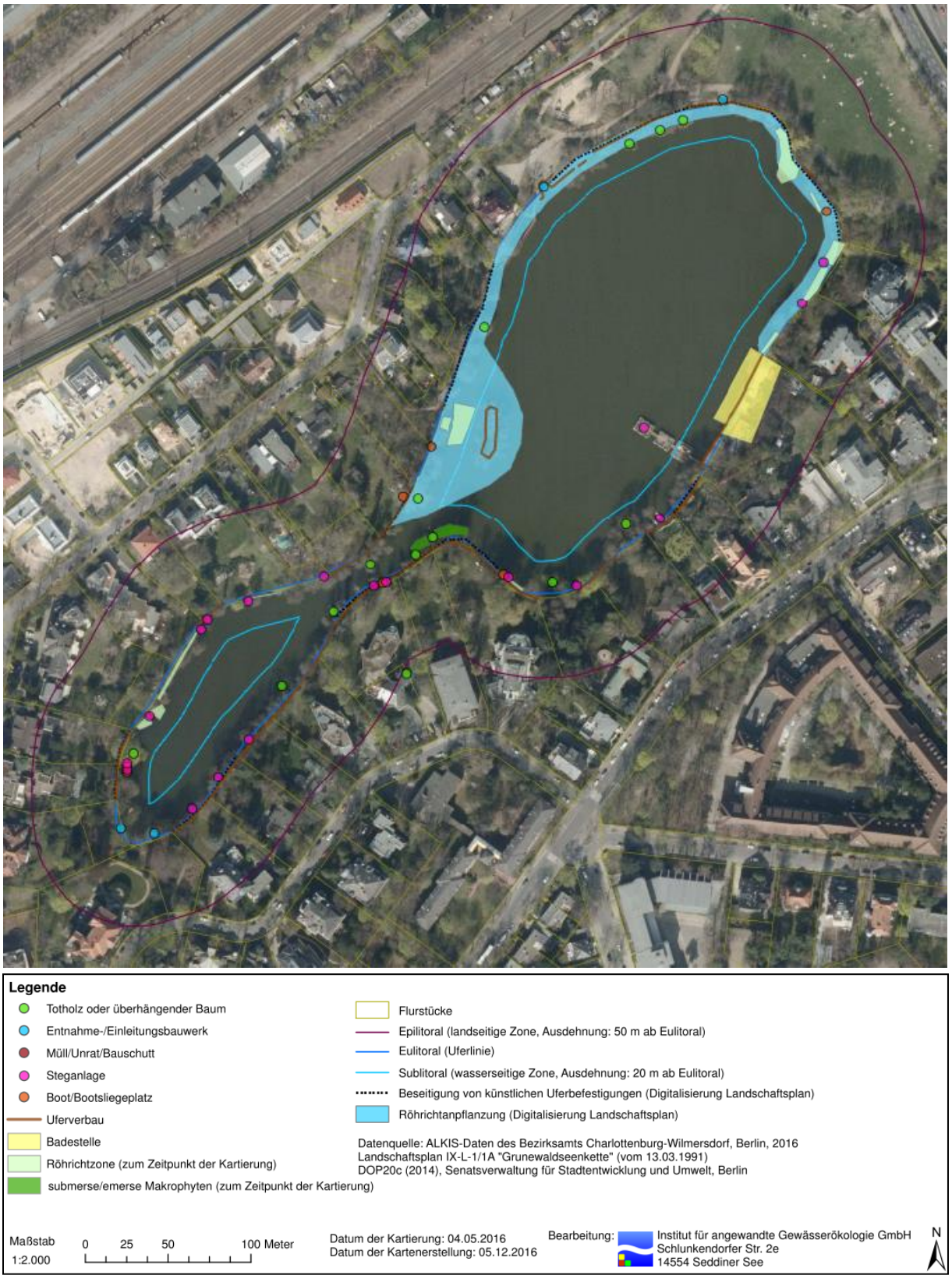


Abb. 46: Auswertung der Uferstrukturkartierung am Halensee – Ist-Zustand 2016.

4.9 Vergleich der Seen

4.9.1. Wasserqualität und Trophie

Die Wasserqualität von Seen wird mit Hilfe der Trohie bewertet. Dem Trophiegrad im Ist-Zustand wäre zur Bewertung der Wasserqualität ein Zielzustand gegenüber zu stellen, der sich weitgehend aus der Morphometrie der Seen sowie Größe und Nutzung des Einzugsgebietes ergibt. Dabei drückt die Differenz zwischen Ziel- und Ist-Zustand die Defizite in der Wasserqualität aus. Unabhängig davon ist die Trophie aber gleichzeitig ein Maß für Nährstoffkonzentrationen, die Sichttiefe und die Biomasse des Phytoplanktons und damit für den ökologischen Zustand und die Nutzbarkeit von Gewässern. In natürlichen Gewässern kommen Trophiegrade ziwschen oligotroph und eutroph vor, polytrophe und hypertrophe Verhältnisse kommen nur in anthropogen stark beeinträchtigten Gewässern vor.

Tab. 53: Übersicht über die Trophie nach LAWA (2014) der untersuchten Seen.

Seename	Jahr	See-gruppe	Index ST	Index Chl-a	Index TP_{Saison}	Index TP_F	Trophie-Index	Trophie-grad
Grunewaldsee	2012	polykl3m	2,99	3,18	2,84	2,93	3,02	eutroph 2
Grunewaldsee	2017	polykl3m	1,69	1,94	2,56	2,54	2,12	mesotr. 2
Hundekehlesee	2017	polykl3m	2,47	3,49	3,21	3,24	3,15	eutroph 2
Dianasee	2016	polykl3m	2,18	2,85	3,49	3,92	3,01	eutroph 2
Dianasee	2017	polykl3m	2,62	3,45	3,50	3,22	3,23	eutroph 2
Koenigssee	2016	polykl3m	2,53	3,35	3,41	3,72	3,23	eutroph 2
Herthasee	2016	polykl3m	2,70	3,54	3,55	4,24	3,45	eutroph 2
Hubertussee	2016	polykl3m	3,32	3,60	3,76	3,92	3,62	polytroph 1
Hubertussee	2017	polykl3m	3,13	3,85	3,95	4,03	3,74	polytroph 1
Fennsee	2016	polykl3m	3,00	4,04	5,39	-	4,13	polytroph 2
Halensee	2012	Tlgesch	3,12	3,69	3,53	3,52	3,48	eutroph 2
Halensee	2013	Tlgesch	4,10	3,60	2,82	2,87	3,39	eutroph 2
Halensee	2014	Tlgesch	4,61	3,79	3,06	2,96	3,64	polytroph 1
Halensee	2015	Tlgesch	3,56	3,32	2,98	2,85	3,20	eutroph 2
Halensee	2016*	Tlgesch	4,18	n.e.	2,70	2,99	3,59	polytroph 1
Halensee	2017*	Tlgesch	3,74	n.e.	2,67	2,81	3,30	eutroph 2

* Messwerte der Badegewässerüberwachung, Chl.-a nicht bestimmt (n.e.)

Die innerhalb der Untersuchungen festgestellte Trophie der Seen ist in erster Linie von der Nährstoffbelastungsssituation und in starkem Maße von der Lage im System der Wasserüberleitung von der OWA Beelitzhof abhängig. Die beste Trophie weist dabei im Vergleich der Grunewaldsee auf. In den See wird kein Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB abgeleitet, zudem ist er der erste See der Seenkette, der nährstoffarmes Wasser aus der OWA Beelitzhof erhält. Mit einem Index von 2,12 wurde der See im Jahr 2017 mit stark mesotroph bewertet.

Der Hundekehlesee ist der einzige See der untersuchten Seen, der kein Wasser aus der Überleitung von der OWA Beelitzhof zur Verbesserung der Wasserqualität erhält. Gleichzeitig wird der See jedoch zur Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB genutzt. In 2017 wude der See mit einem Index von 3,15 als stark eutroph bewertet.

Die untersuchten Seen der Kleinen Grunewaldseenkette, Diana, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee bilden eine Seenkette in der genannten Reihenfolge und erhalten, auch in dieser Reihenfolge, im Zuge des Betriebs der OWA Beelitzhof nährstoffarmes Wasser aus dem Grunewaldsee. Vom letzten See der Kette wird nährstoffreiches Wasser in den Fennsee abgeleitet. In alle Seen, bis auf den Herthasee wird Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB eingeleitet. Offenbar ganz wesentlich bedingt durch die Überleitung von nährstoffarmem Wasser aus dem Grunewaldsee steigt die Trophie in der Seenkette kontinuierlich an. Während im Dianasee mit Indices von 3,01 bzw. 3,22 stark eutrophe Verhältnisse festgestellt wurden, musste der Hubertussee mit Indices von 3,62 und 3,74 als schwach polytroph bewertet werden.

4.9.2. Nährstoffrücklösungspotenzial der Sedimente

Im polymiktischen Hubertussee und Hundekehlesee wurden in 2017 die Gewässersedimente untersucht, um neben einer der allgemeinen Charakterisierung der Sedimentbeschaffenheit Aussagen zu den Mechanismen der Phosphorrücklösung bzw. Phosphorfestlegung in den Sedimenten zu treffen. Dafür wurden neben den Vertikalprofilen von Gesamtphosphor im Sediment auch die unterschiedlichen P-Bindungsformen untersucht. Zur Beschreibung des chemischen und mikrobiologischen Milieus wurden die Konzentrationen verschiedener Anionen und Kationen im Porenwasser der Sedimente ermittelt. Aus den Konzentrationsgradienten von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP), Ammonium (NH^{4+}) und Sulfat (SO_4^{2-}) an der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurden die Diffusionsraten aus bzw. in das Sediment berechnet. Da die Austauschprozesse zwischen Sediment und Wasserkörper sehr großen saisonalen Schwankungen unterliegen können, haben die Untersuchungen der gelösten Substanzen im Sediment lediglich einen stichprobenartigen Charakter. Die Vertikalprofile der Zusammensetzung der Trockensubstanz unterliegen hingegen keinen großen zeitlichen Veränderungen und können somit Informationen über längere Zeiträume liefern.

Zusammensetzung der Trockensubstanz und P-Bindungsformen im Sediment

Die Sedimentzusammensetzung im Hubertussee und Hundekehlesee weist erstaunliche Ähnlichkeiten auf. In beiden Seen können die Sedimente als kalkarm eingestuft werden ($CaCO_3$-Gehalt < 10 % des Trockengewichtes). Im dimiktischen Hundekehlesee wurden in den oberen Sedimentschich-

ten etwas höhere Anteile an organischen Substanzen ermittelt (0-10 cm: 47,5 %) als im polymiktischen Hubertussee (0-10 cm: 40,1 %). In beiden Seen nimmt der Anteil mineralischer, nicht-karbonatischer Substanzen (z.B. Silikate, Fe- und Mn-Oxide und Hydroxide, andere Tonmineralien) in den tieferen Sedimentschichten auf fast 70 % des Trockengewichtes zu.

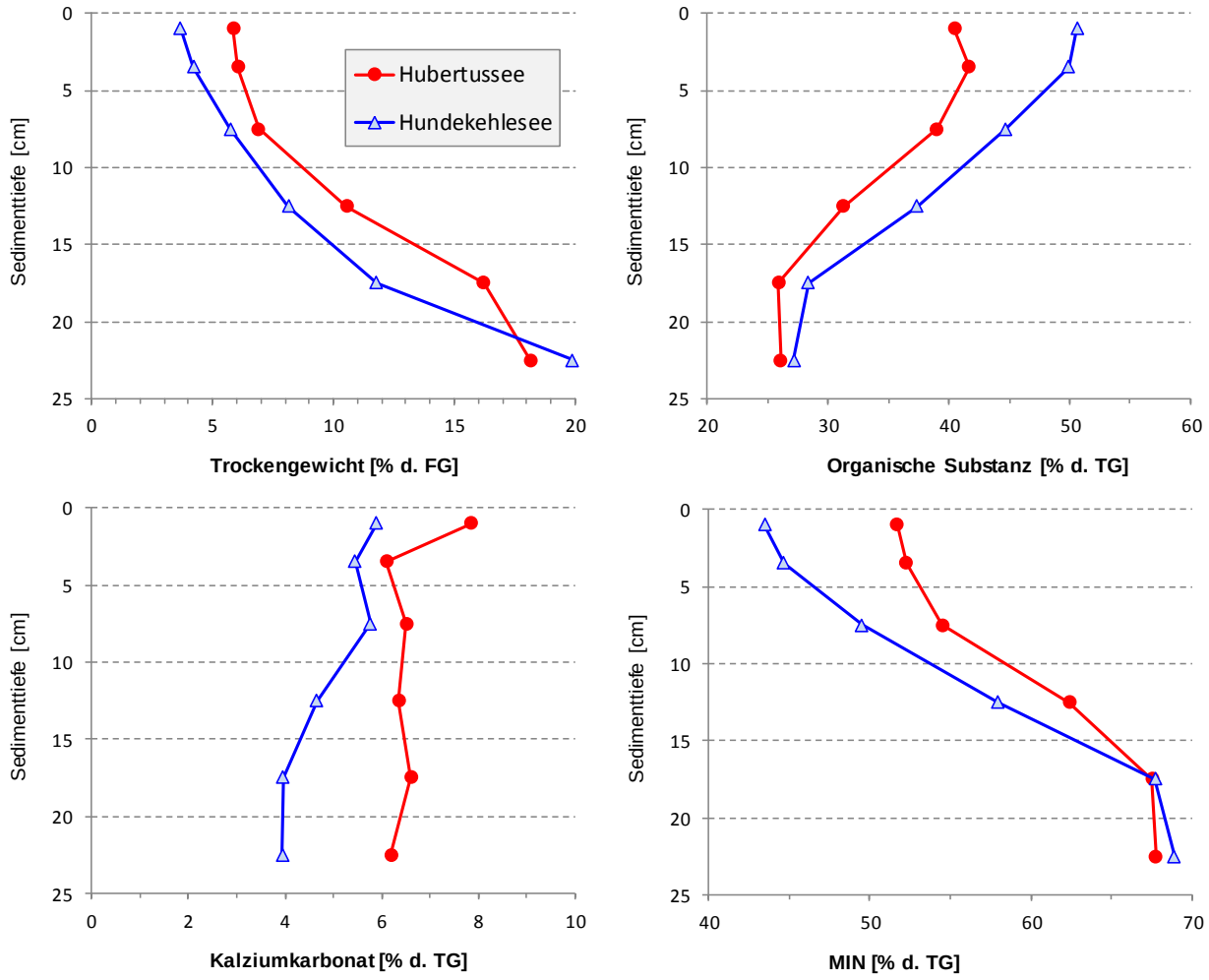


Abb. 47: Vertikalprofile der Trockengewichtsanteile und der Anteile an organischer Substanz, Kalziumkarbonat und mineralischer, nicht-karbonatischer Substanzen (MIN) am Trockengewicht

Bezüglich der Ges.-P-Anteile ergeben sich deutlichere Unterschiede zwischen den beiden Seen (Abb. 48): Im Hubertussee wurden mit 2,4 g P/kg TG (0-10 cm) deutlich höhere P-Anteile ermittelt als im Hundekehlesee (0-10 cm: 1,6 g/kg TG). Während es im Hundekehlesee zu einer Abnahme der Ges.-P-Anteile mit zunehmender Sedimenttiefe kommt und ein stabiles Niveau erst in einer Sedimenttiefe unterhalb von 15 cm erreicht wird, ist im Hubertussee eine Ges.-P-Abnahme mit der Sedimenttiefe kaum ausgeprägt. Dies deutet darauf hin, dass das P-Mobilisierungspotential der Sedimente im Hubertussee deutlich niedriger ist als im Hundekehlesee. Unter der Annahme, dass im Sediment des Hundekehlesees die Prozesse der P-Mobilisierung in einer Sedimenttiefe von 15-20 cm weitgehend abgeschlossen sind, lässt sich ein P-Mobilisierungspotential von 4,9 g/m² berech-

nen (Abb. 49). Im Hubertussee wird bereits in einer Sedimenttiefe von 10-15 cm ein Minimum der Ges.-P-Anteile erreicht und das kalkulierte P-Mobilisierungspotential beträgt 1,7 g/m².

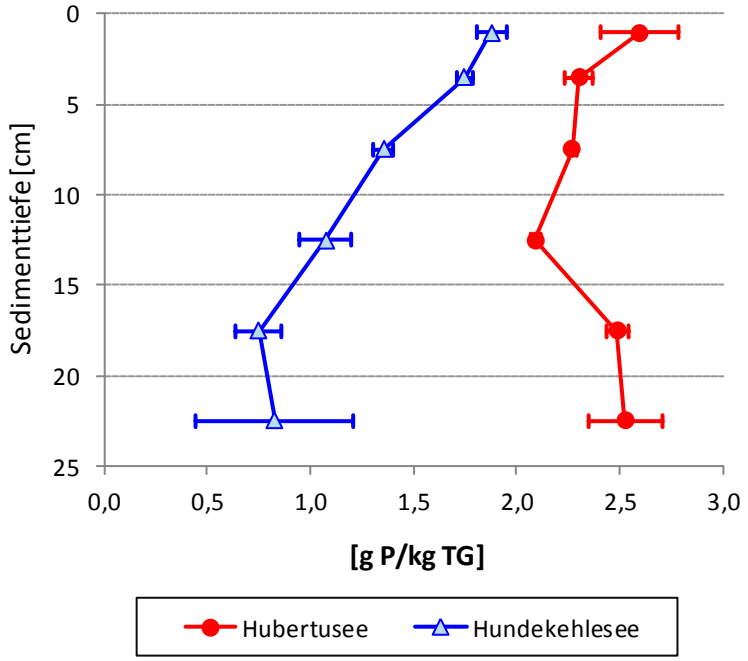


Abb. 48: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile im Sediment des Hubertussees und Hundekehlesees

Ohne Kenntnis der Sedimentationsraten können allein aus dem P-Mobilisierungspotential keine Rückschlüsse auf die P-Rücklösungsrate abgeleitet werden. Wird für beide Seen eine mittlere Sedimentationsrate von 0,5 cm/a angenommen, beträgt der Ablagerungszeitraum bis zum Erreichen des Minimums der Ges.-P-Anteile im Hubertussee (10-15 cm) 25 Jahre und im Hundekehlesee (15-20 cm) 35 Jahre. In dieser Zeit würde die als P-Mobilisierungspotential kalkulierte P-Menge freigesetzt werden. Die sich daraus ergebenden mittleren P-Freisetzungsraten würden zwischen 0,19 (Hubertussee) und 0,38 mg/m²*d (Hundekehlesee) liegen. Bei einer doppelt so hohen Sedimentationsrate (1 cm/a) würden sich die P-Rücklösungsraten ebenfalls entsprechend verdoppeln. Bei den mit diesem Ansatz ermittelten P-Rücklösungsraten handelt es sich um eine P-Nettofreisetzung über den betrachteten Zeitraum (Differenz aus Bruttosedimentation und Nettosedimentation). Die tatsächlich gemessenen P-Freisetzungsraten können, insbesondere in den Sommermonaten bei gleichzeitig hohen Sedimentationsraten, deutlich höher liegen. Für die P-Bilanz eines Sees ist die Nettofreisetzung entscheidend.

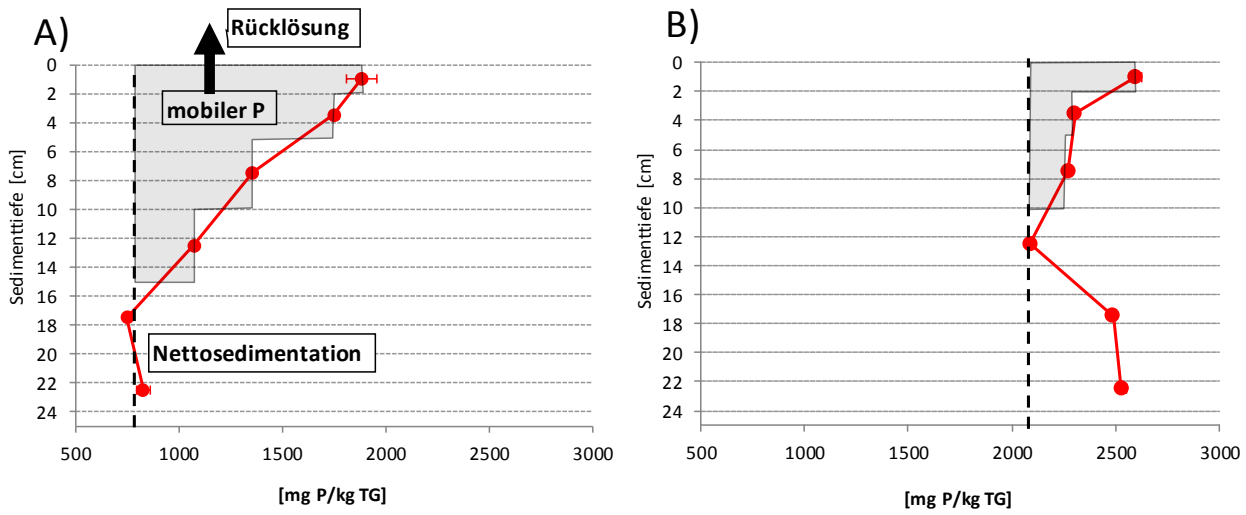


Abb. 49: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile im Hundekehlesee (A) und Hubertussee (B) und daraus ableitbare Aussagen zur Retention (Nettosedimentation) und Rücklösung labiler P-Verbindungen

In den oberen 10 cm der Sedimente wurden in beiden Seen auch die verschiedenen Bindungsformen des Phosphors in jeweils drei Sedimentschichten untersucht. Der größte Anteil des Phosphors im Sediment wurde dabei in beiden Seen durch organisch gebundene P-Verbindungen vertreten (ca. 40 % des Ges.-P). Im Hubertussee wurden dabei höhere Anteile des organisch gebunden P ermittelt (0-10 cm: 1,1 g P/ kg TG) als im Hundekehlesee (0-10 cm: 0,8 g P/ kg TG), obwohl im Hundekehlesee höhere Anteile an organischer Substanz in der Sedimenttrockensubstanz ermittelt wurden als im Hubertussee. Offensichtlich lagern sich im flacheren Hubertussee wesentlich P-reichere organische Substanzen ab als im Hundekehlesee. Eine mögliche Ursache dafür könnte in der geringeren Sedimentationsstrecke im Hubertussee liegen. Auch die Verfügbarkeit von Sauerstoff an der Sedimentoberfläche hat einen großen Einfluss auf den P-Umsatz durch Mikroorganismen.

Mit einem Anteil von etwa 20-30 % d. am Ges.-P spielt der an Metalloxide gebundene P die zweitgrößte Rolle im Sediment der beiden untersuchten Seen. Säurelösliche und refraktäre Phosphorbindungen tragen jeweils zu etwa 10 % des Ges.-P bei. Diese P-Formen (Metalloxid-gebundener, säurelöslicher und refraktärer P) werden im Allgemeinen als stabil im Sediment festgelegt angesehen und erhöhen den P-Rückhalt der Sedimente. Im Gegensatz dazu kann der organisch gebundene P, der reduktiv lösliche P und der labil adsorbierte P relativ leicht wieder mobilisiert werden und als gelöster, reaktiver P (SRP) aus den Sedimenten zurückgelöst werden. Ein gewisser Anteil dieser P-Formen wird als labil angesehen, der nicht stabil im Sediment festgelegt wird. Analog zu Abb. 48 wurde für diese P-Formen ebenfalls das P-Mobilisierungspotential berechnet (Tab. 54). Im Hubertussee ergaben beide Methoden zur Berechnung des P-Mobilisierungspotentials identische Werte von 1,7 g P/m², wobei der organisch gebundene P mit 1,2 g P/m² den größten Anteil am labil gebunden P einnimmt. Im Hundekehlesee ergab die Berechnung des P-Mobilisierungspotentials auf der Grundlage der P-Bindungsformen dagegen einen deutlich geringeren Wert von 0,8 g P/m² (gegenüber 4,9 g P/m² auf der Grundlage des Ges.-P-Profils). Auch hier trägt der organisch gebundene P mit 0,7 g P/m² jedoch maßgeblich zum P-Mobilisierungspotential bei.

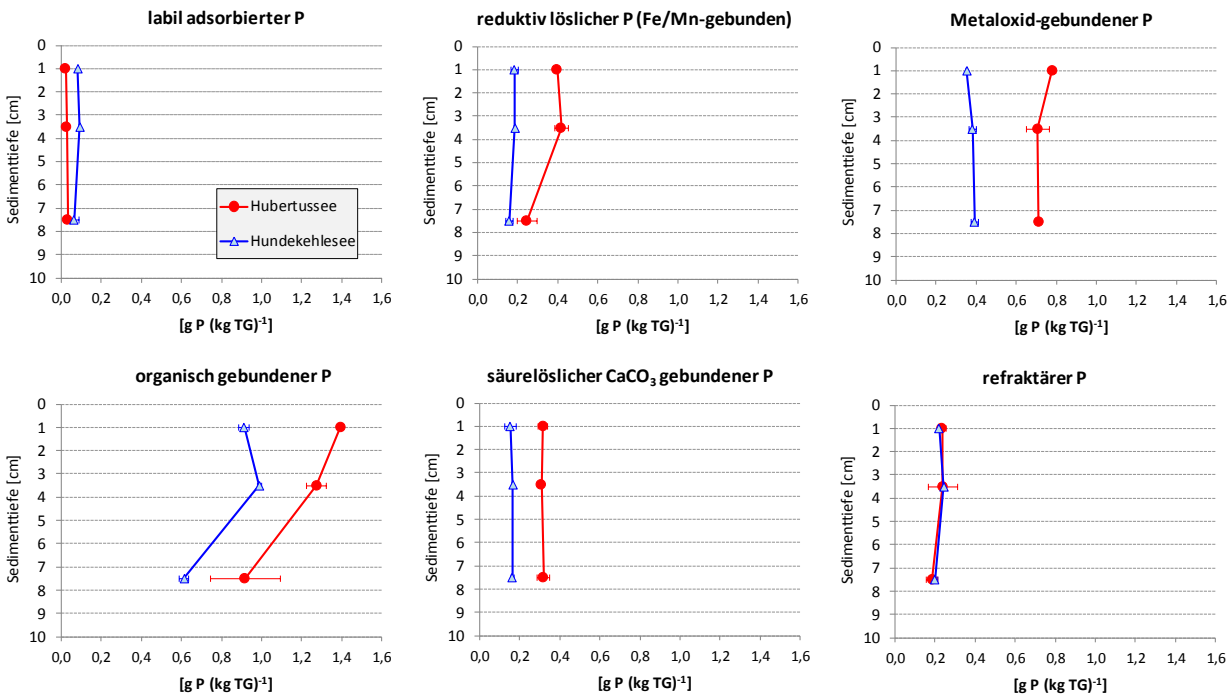


Abb. 50: Vertikalprofile der P-Bindungsformen im Sediment des Hubertus- und Hundekehlesees (untersuchte Sedimenthorizonte: 0-2, 2-5 und 5-10 cm)

Tab. 54: P-Mobilisierungspotential auf der Grundlage der Ges.-P-Profile sowie auf der Grundlage der P-Bindungsformen (0-10 cm) [g P/m²]

	Hundekehlesee	Hubertussee
aus Ges.-P-Profil kalkuliert	**4,9**	**1,7**
Org. gebundener P	0,7	1,2
Reduktiv löslicher P	0,1	0,5
Summe (reduktiv löslicher P + org. gebundener P)	**0,8**	**1,7**

Gelöste Substanzen im Sedimentporenwasser

Im Hubertussee wurden deutlich höhere SRP- und NH_4^+-Konzentrationen in Porenwasser des Sedimentes ermittelt als im Hundekehlesee. Entsprechend höher lagen auch die kalkulierten Diffusionsraten von SRP und NH_4^+ aus dem Sediment.

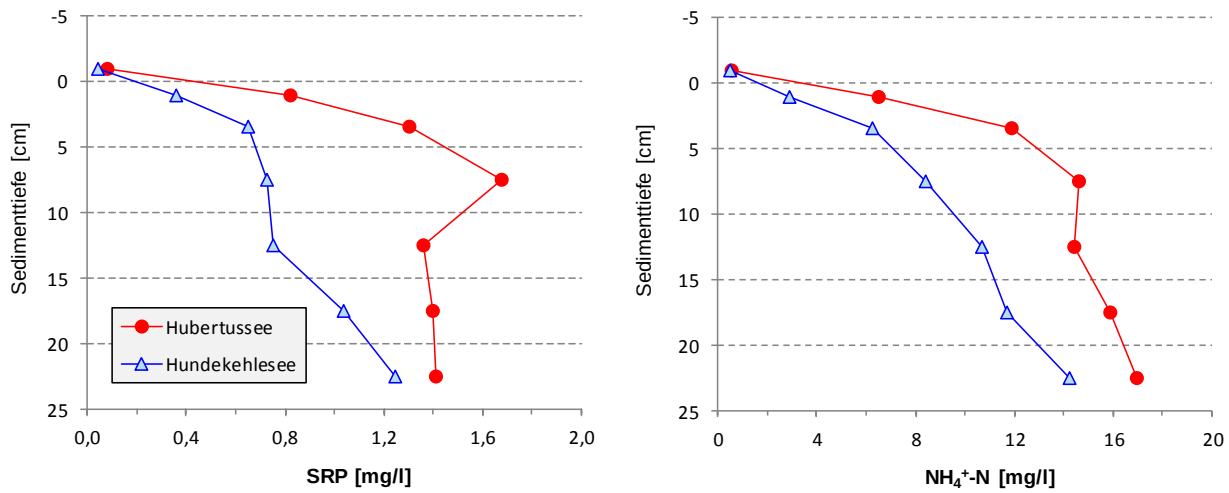


Abb. 51: SRP- und NH_4^+-Konzentrationen im Sedimentporenwasser und im Wasser über dem Sediment im Hubertussee und Hundekehlesee

Tab. 55: Gegenüberstellung der kalkulierten Diffusionsraten von SRP, NH4+ und SO42- an der Sediment-Wasser-Kontaktzone im Hubertussee und Hundekehlesee [mg/m²*d]

	Hubertussee	**Hundekehlesee**
SRP	4,65	1,84
NH_4^+-N	88	32
SO_4^{2-}	-139	n.b.

Während die kalkulierten SRP-Diffusionsraten im Hubertussee als relativ hoch eingestuft werden können sind die berechneten SRP-Diffusionsraten im Hundekehlesee überraschend niedrig, zumal der See zum Zeitpunkt der Probenahme ein, wenn auch sehr kleines, anoxisches Hypolimnion aufwies. Das Gleiche gilt ebenfalls für die berechneten Diffusionsraten von NH_4^+ aus dem Sediment. Die geringen Diffusionsraten von SRP und NH_4^+ aus dem Sediment des Hundekehlesees werden durch die Messwerte im Hypolimnion bestätigt. Aus der Zunahme der SRP-Konzentration im Hypolimnion (> 5 m: V = 429 m³, A = 1197 m²) während der Sommerstagnation (Zeitraum: 26.04. – 28.06.2017) lässt sich eine SRP-Akkumulationsrate von 1,0 mg/m²*d berechnen, die sogar noch niedriger liegt als die kalkulierte SRP-Diffusionsrate (1,8 mg/m²*d). Entsprechend wurde für den gleichen Zeitraum eine NH_4^+-Akkumulationsrate von 4,9 mg/m²*d berechnet, die ebenfalls viel niedriger liegt als die kalkulierte NH_4^+-Diffusionsrate (32 mg/m²*d). Die ermittelte SRP-Diffusionsrate von 1,8 mg/m²*d könnte über einen Zeitraum von 1,2 – 7,5 Jahren aus dem vorhandenen labilen P-Depot im Sediment (0,8 – 4,9 g P/m², s. Tab. 2) aufrecht erhalten werden.

Im polymiktischen Hubertussee wurde eine deutlich höhere SRP-Freisetzungsrate gemessen. Die aus dem Sediment freigesetzten Nährstoffe stehen durch die geringe Wassertiefe unverzüglich dem Phytoplankton zur Verfügung. Allerdings ist das berechnete P-Mobilisierungspotential der Sedimente gering (1,7 g P/m²). Die kalkulierte SRP-Diffusionsrate von 4,65 mg P/m²*d (entspricht 1,7 g/m²*a) könnte somit kaum ein Jahr lang aus diesem labilen P-Depot aufrecht erhalten werden.

Demzufolge ist nicht damit zu rechen, dass die Sedimente des Hubertussees nach einer Reduktion der externen P-Belastung eine entsprechende Verbesserung der Wasserbeschaffenheit lange verzögern würden.

Die molaren N/P-Verhältnisse der Diffusionsraten von SRP und NH_4^+ liegen in beiden Seen bei etwa 40 und somit weit über dem durchschnittlichen N/P-Verhältnis des Phytoplanktons von etwa 16. Während N/P-Verhältnisse der Diffusionsraten unter 16 darauf deuten, dass zusätzlich P aus anorganischen Verbindungen mobilisiert wird, deuten die hohen N/P-Verhältnisse darauf hin, dass beim Abbau der organischen Substanzen im Sediment Phosphor zurückgehalten wird und neue stabile Bindungsformen eingeht. Somit deutet vieles darauf hin, dass die Sedimente im Hubertussee und Hundekehlesee eine effektive Senkenfunktion für die Phosphor darstellen.

Zusammenfassung

Im polymiktischen Hubertussee und Hundekehlesee wurden die Sedimente untersucht um Aussagen zur Intensität und den Mechanismen der Phosphorrücklösung zu treffen. Die Untersuchungsergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

In beiden Seen sind die Sedimente kalkarm ($CaCO_3$-Gehalt < 10 % des Trockengewichtes). Im dimiktischen Hundekehlesee wurden in den oberen 10 cm der Sedimente etwas höhere Anteile an organischen Substanzen ermittelt (48 %) als im polymiktischen Hubertussee (40 %).

Die P-Anteile lagen im Hundekehlesee mit 1,6 g P/kg TG dagegen niedriger als im Hubertussee (2,4 g P/kg TG). Der größte Anteil des Phosphors im Sediment wurde dabei in beiden Seen durch organisch gebundene P-Verbindungen vertreten (ca. 40 % des Ges.-P).

Auf der Grundlage des Ges.-P-Profils wurde im Hundekehlesee ein höheres P-Mobilisierungspotential ermittelt (4,9 g/m²) als im Hubertussee (1,7 g/m²).

Auf der Grundlage der labilen P-Bindungsformen wurde im Hubertussee ebenfalls ein P-Mobilisierungspotential von 1,7 g P/m² berechnet, wobei der organisch gebundene P mit 1,2 g P/m² den größten Anteil am labil gebunden P einnimmt. Im Hundekehlesee ergab die Berechnung des P-Mobilisierungspotentials auf der Grundlage der labilen P-Bindungsformen dagegen einen deutlich geringeren Wert von 0,8 g P/m². Auch hier trägt der organisch gebundene P mit 0,7 g P/m² maßgeblich zum P-Mobilisierungspotential bei.

Im Hubertussee wurden mit 4,65 mg P/m²*d eine höhere SRP-Diffusionsrate aus dem Sediment ermittelt als im Hundekehlesee (1,84 mg P/m²*d). Die geringen Diffusionsraten von SRP aus dem Sediment des Hundekehlesees werden durch die Messwerte im Hypolimnion bestätigt.

Im Hundekehlesee sind die ermittelten SRP-Diffusionsraten für einen geschichteten See mit anoxischen Hypolimnion als gering einzustufen. Vieles darauf hin, dass die Sedimente im Hundekehlesee eine effektive Senkenfunktion für die Phosphor darstellen.

Im polymiktischen Hubertussee wurde zwar eine relativ hohe SRP-Diffusionsrate ermittelt, allerdings ist das P-Mobilisierungspotential der Sedimente gering. Somit ist nicht damit zu rechen, dass die Sedimente des Hubertussees nach einer Reduktion der externen P-Belastung eine entsprechende Verbesserung der Wasserbeschaffenheit lange verzögern würden.

4.9.3. Makrozoobenthos

Taxazahlen und Diversität

Im Rahmen der Untersuchungen im Jahr 2016 wurden an Diana-, Koenigs-, Hertha und Hubertussee insgesamt 81 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen.

Ohne Berücksichtigung der Dipteren (Zweiflügler), hier wurden nur Zuckmücken bis zur Art/Gattung determiniert, waren die Schnecken mit 12 Taxa mit der höchsten Artenvielfalt im Makrozoobenthos vertreten. Mit jeweils 10 verschiedenen Taxa kommen Wasserkäfer und Köcherfliegen in ähnlich hoher Taxadiversität im Makrozoobenthos der Seen vor. Abb. 52 zeigt eine Übersicht über die Verteilung der Arten auf Großgruppen des Makrozoobenthos für alle Seen bzw. Probestellen.

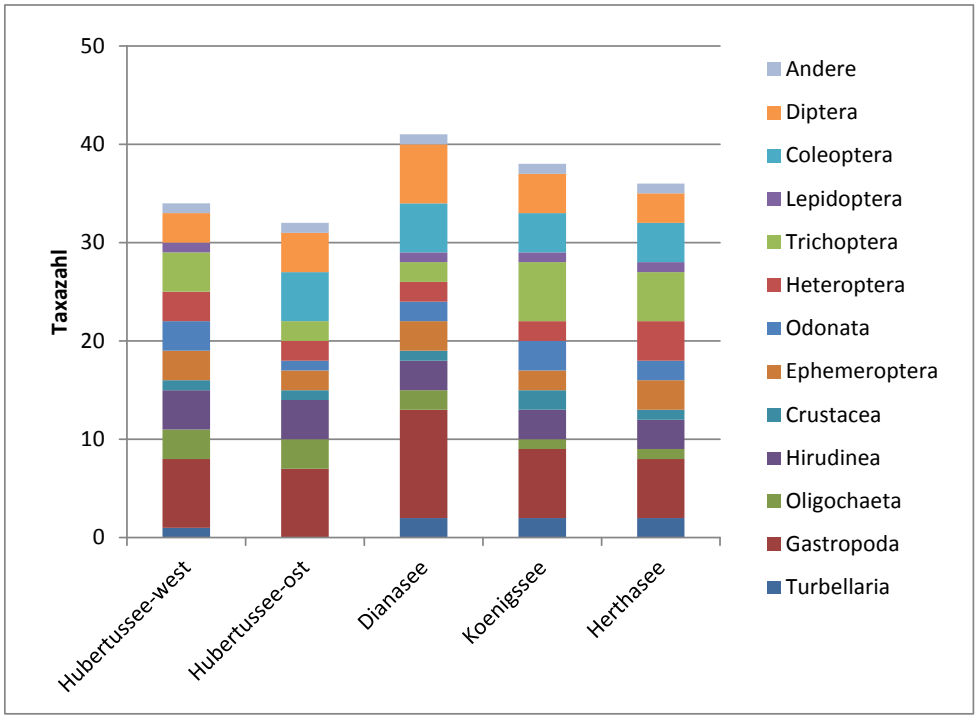


Abb. 52: Die Tiergruppen des Makrozoobenthos in den 2016 untersuchten Seen; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen).

Die Auswertungen zeigen eine insgesamt hohe Artendiversität (81 Taxa) in den untersuchten Seen, was auch an den ermittelten Diversitätsindizes deutlich wird. Die höchsten Taxazahlen wurden für den Dianasee und den Koenigssee ermittelt. Die vergleichsweise hohen Werte für die Äquität (Evenness) sprechen für eine „ausgewogene", gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten, d.h. die Lebensgemeinschaft wird nicht durch einzelne Arten dominiert. Die

ermittelten Werte für die Diversität und die Evenness sprechen für einen guten ökologischen Zustand in den einzelnen Seen.

Tab. 56: Diversität in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos der 2016 untersuchten Grunewaldseen.

	Hubertussee-West	Hubertussee-Ost	Dianasee	Koenigssee	Herthasee
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	1,23	1,89	1,98	2,47	2,38
Diversity (Margalef Index)	5,15	4,78	5,61	5,81	5,80
Evenness	0,35	0,55	0,53	0,68	0,66

Im Rahmen der Untersuchungen im Jahr 2017 wurden am Grunewaldsee und Hundekehlesee insgesamt 45 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen. Ohne Berücksichtigung der Dipteren (Zweiflügler), hier wurden die Zuckmücken nur bis zum Tribus bzw. zur Unterfamilie determiniert, waren die Köcherfliegen mit 11 Taxa mit der höchsten Artenvielfalt im Makrozoobenthos vertreten. Mit 10 verschiedenen Taxa kommen die Schnecken in ähnlich hoher Taxadiversität im Makrozoobenthos der Seen vor. Auffällig ist, dass einige Tiergruppen komplett fehlen. So konnten keine Käfer und Wanzen ermittelt werden. Nicht unberücksichtigt bleiben sollte jedoch die Tatsache, dass diese Gruppen ohnehin mit der hier verwendeten Methodik schwer zu fangen sind.

Abb. 53 zeigt eine Übersicht über die Verteilung der Arten auf Großgruppen des Makrozoobenthos für alle Seen bzw. Probestellen, die komplette Artenliste befindet sich in Anlage A 9

.

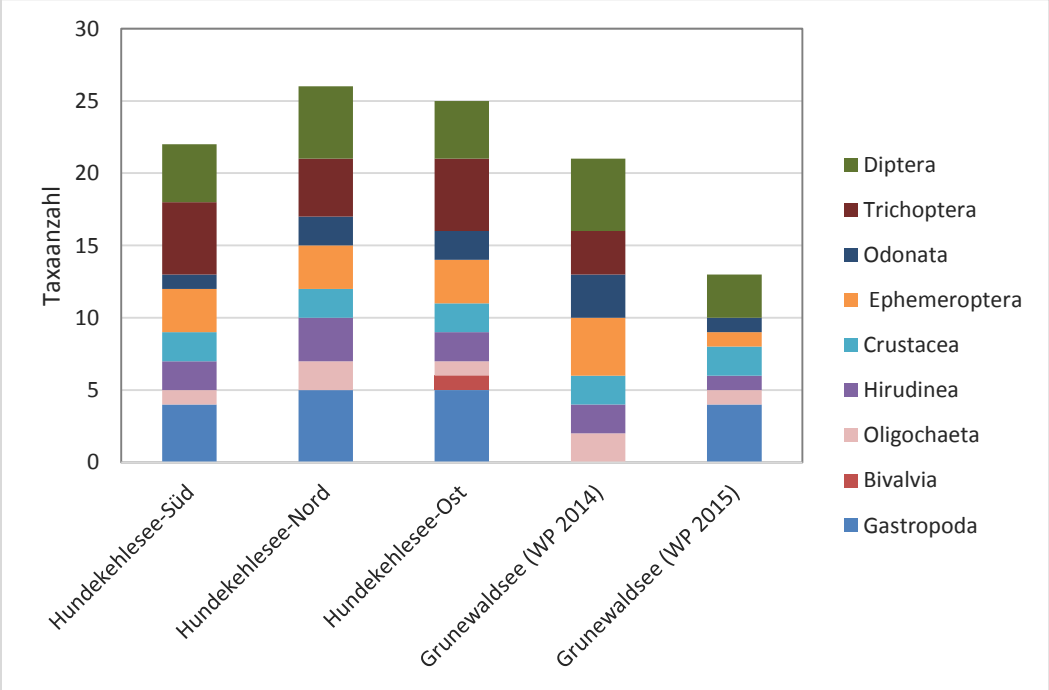


Abb. 53: Die Tiergruppen des Makrozoobenthos in den 2017 untersuchten Seen; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen).

Die Auswertungen für die in 2017 untersuchten Seen zeigen im Vergleich zu den in 2016 untersuchten Seen der Grunewaldseenkette eine niedrige bis durchschnittliche Artenvielfalt (45 Taxa gegenüber 81 Taxa 2016). Die höchsten Taxazahlen wurden für den Hundekehlesee am Nordufer (27 Taxa) ermittelt. Als artenarm kann der Uferbereich WP 2015 am Grunewaldsee mit 13 Taxa bezeichnet werden. Die hohen Werte für die Äquität (Evennes) insbesondere am Südufer des Hundekehlesees sprechen für eine „ausgewogene", gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten, d.h. die Lebensgemeinschaft wird nicht durch einzelne Arten dominiert. Den höchsten Wert für den Eveness erreicht die Messstelle WP 2015 am Grunewaldsees, jedoch sollte die Bewertung der Diversität aufgrund der sehr geringen Abundanzen unberücksichtigt bleiben.

Tab. 57: Diversität in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos der 2017 untersuchten Grunewaldseen.

	Hundekehlesee-Süd	**Hundekehlesee-Nord**	**Hundekehlesee-Ost**	**Grunewaldsee (WP 2014)**	**Grunewaldsee (WP 2015)**
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	2,5	2,2	2,1	1,9	(2,5)
Diversity (Margalef Index)	4,5	4,2	4,3	3,9	(4,1)
Evenness	0,8	0,7	0,7	0,6	(1,0)

Besondere Artnachweise

In allen 2016 und 2017 untersuchten Seen wurden Arten nachgewiesen, die entsprechend den Roten Listen von Berlin oder Deutschland einen Gefährdungsstatus besitzen. Nach Bundesartenschutzverordnung ist keine der gefundenen Arten geschützt. Mit sehr hoher Stetigkeit, d.h. in allen Seen (außer Grunewaldsee) bzw. Untersuchungsbereichen befand sich die Bauchige Schnauzenschnecke *(Bithynia leachi)* in den Proben. Die Art bewohnt vor allem pflanzenreiche stehende und langsam fließende Gewässer und ist gegenüber Umweltbedingungen anspruchsvoller als die Schwesternart *Bithynia tentaculata* (Zettler 2006). *Bithynia leachi* gehört in Berlin und gemäß Roter Liste von Deutschland zu den gefährdeten Arten (Gefährdungsgrad 2 – stark gefährdet). Für eine weitere Art mit hohem Schutzstatus, die Große Erbsenmuschel *(Pisidium amnicum)* konnte an der Probenahmestelle Hundekehlesee Ost eine Leerschale gefunden werden. Die Art ist in der Roten Liste Berlins mit dem Gefährdungsgrad 1 (vom Aussterben bedroht) gelistet.

Weitere Arten mit geringerem Schutzstatus sind:

- die Linsenförmige Tellerschnecke (*Hippeutis complanatus*, Gefährdungsgrad 3 in Berlin),
- die Teichnapfschnecke (*Acroloxus lacustris*, Vorwarnliste Berlin und Deutschland),
- die Gemeine Federkiemenschnecke (*Valvata piscinalis*, Vorwarnliste Deutschland),
- die Flache Federkiemenschnecke (*Valvata cristata*, Gefährdungsgrad G (Gefährdung anzunehmen) in Berlin),
- die Glänzende Tellerschnecke (*Segmentina nitida,* Vorwarnliste Berlin, Gefährdungsgrad 3 in Deutschland),
- die Falkenlibelle bzw. Gemeine Smaragdlibelle (*Cordulia aenea*, Vorwarnliste Berlin und Deutschland),

- der Spitzenfleck (*Libellula fulva,* in Deutschland ursprünglich als stark gefährdet, inzwischen Gefährdungsstatus mehr)
- der Wasserkäfer (*Enochrus melanocephalus,* Gefährdungsgrad D (Daten defizitär) in Berlin).

Die Falkenlibelle *(Cordulia aenea)* wurde mit je einem Individuum im Hubertussee (Westbecken) und dem Herthasee nachgewiesen. Sie bewohnt kleinere, krautreiche, vorzugsweise dystrophe (nährstoffarme, huminsäurereiche, kalkfreie) Seen und Weiher sowie extensiv bewirtschaftete Fischteiche, die bestimmte Habitatstrukturen bieten. Schwerpunktmäßig werden auch Auwaldgewässer besiedelt. Das Larvenstadium im Wasser dauert meist zwei Jahre.

Der Wasserkäfer *Enochrus melanocephalus* kam in allen vier Seen vor. Mit 10 Individuen/m^2 war er am Koenigssee am häufigsten vertreten.

Auch in 2017 wurden am Nord-und Ostufer des Hundekehlesees Arten nachgewiesen, die entsprechend den Roten Listen von Berlin oder Deutschland einen Gefährdungsstatus besitzen. Zu nennen ist hier die schon erwähnte Bauchige Schnauzenschnecke *(Bithynia leachi).* Eine weitere nachgewiesene Art mit geringerem Schutzstatus ist die glänzende Tellerschnecke *(Segmentina nitida)*, welche sich in Berlin auf der Vorwarnliste befindet und in Deutschland als gefährdet (Gefährdungsgrad 3) gilt. *Segmentina nitida* bewohnt bevorzugt Kleingewässer, die entweder pflanzenreich sind oder eine starke Falllaubschicht aufweisen (ZETTLER, 2006). Mit einem Einzelindividuum wurde am Grunewaldsee (WP 2014) der Spitzenfleck *(Libellula fulva)* nachgewiesen, der strukturreiche Verlandungszonen besiedelt. Die Bestände, der in Deutschland ursprünglich als stark gefährdet eingestuften Libellenart haben sich aber soweit stabilisiert, dass sie keinen Gefährdungsstatus mehr besitzt (PETZOLD 2017).

Besiedelungsdichte

In den 2016 untersuchten Seen wurden durchschnittlich 700 Ind./m^2 nachgewiesen, die höchsten Besiedelungsdichten wurden im Dianasee mit 1.200 Ind./m^2 festgestellt, im Herthasee wurden demgegenüber nur 400 Ind./m^2 registriert. Abb. 54 zeigt die Verteilung der Einzelindividuen auf die faunistischen Großgruppen des Makrozoobenthos.

Das Bild der Lebensgemeinschaft wird in allen Seen von Larven verschiedener Eintagsfliegen bestimmt. In besonders hohen Individuendichten kommt *Cloeon dipterum*, eine weit verbreitete und hinsichtlich ihrer Lebensansprüche sehr tolerante Art vor. Die höchsten Bestandsdichten bildet *C. dipterum* im Hubertussee (Probestelle west) und im Dianasee aus. Zwischen 5 und 22 % aller Individuen gehören zur Gruppe der Zweiflügler (Diptera); die Individuendichten aller weiteren Tiergruppen haben zumeist einen deutlich geringeren Anteil an der Besiedelungsdichte aller Makrozoen.

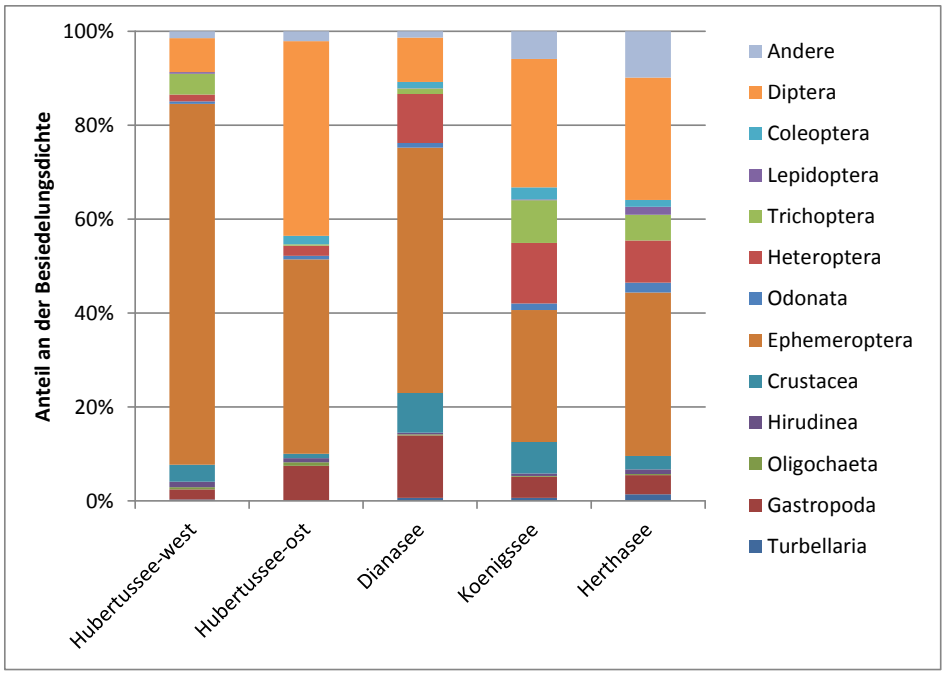


Abb. 54: Verteilung der Einzelindividuen auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen) des Makrozoobenthos.

In den 2017 untersuchten Seen wurden mit durchschnittlich 180 Individuen pro m^2 eher geringe Besiedlungsdichten nachgewiesen. Die höchsten Abundanzen wurden im Nordufer des Hundekehlesees mit 388 Individuen pro m^2 festgestellt, im Grunewaldsee an der Messstelle WP 2015 wurden demgegenüber nur 18 Individuen m^2 registriert. Abb. 55 zeigt die Verteilung der Einzelindividuen auf die faunistischen Großgruppen des Makrozoobenthos.

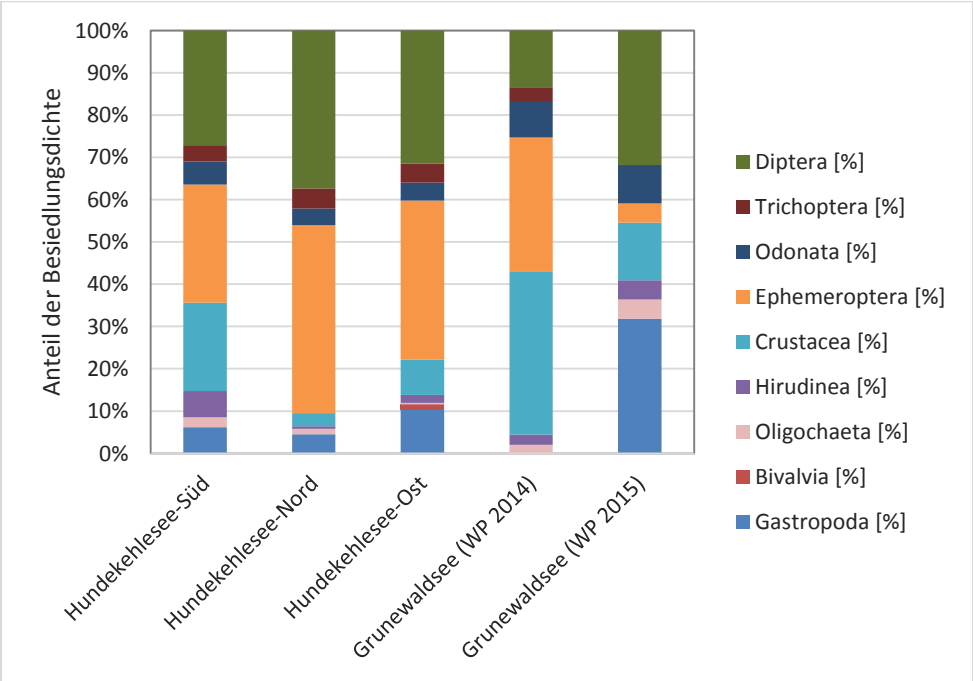


Abb. 55: Verteilung der Einzelindividuen auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen) des Makrozoobenthos.

Das Bild der Lebensgemeinschaft wird in beiden Seen maßgeblich von Eintagsfliegen, Zuckmücken und Wasserasseln bestimmt. Im Hundekehlesee bildet die weit verbreitete und hinsichtlich ihrer Lebensansprüche sehr tolerante Eintagsfliegenart *Cloeon dipterum* Bestandsdichten von 20 bis 40 % aus. Im Grunewaldsee (WP 2014) ist es dagegen die ebenfalls euryöke Eintagsfliegenart *Caenis horaria*, welche Individuendichten von fast 30% erreicht. Zwischen 13 und 38 % aller Individuen an den insgesamt fünf Untersuchungsbereichen gehören zur Gruppe der Zweiflügler (Diptera), die hier insbesondere durch die Familie der Zuckmücken repräsentiert wird. Die Individuendichten aller weiteren Tiergruppen haben zumeist einen deutlich geringeren Anteil an der Besiedelungsdichte aller Makrozoen.

Funktionale Gruppen

Die Vielfalt von Besiedelungsstrukturen in einem Gewässer sollte sich in den Präferenzen der makrobenthischen Lebensgemeinschaft für verschiedene Mikrohabitate widerspiegeln, Abb. 56 zeigt die entsprechende Auswertung für die in 2016 untersuchten Seen.

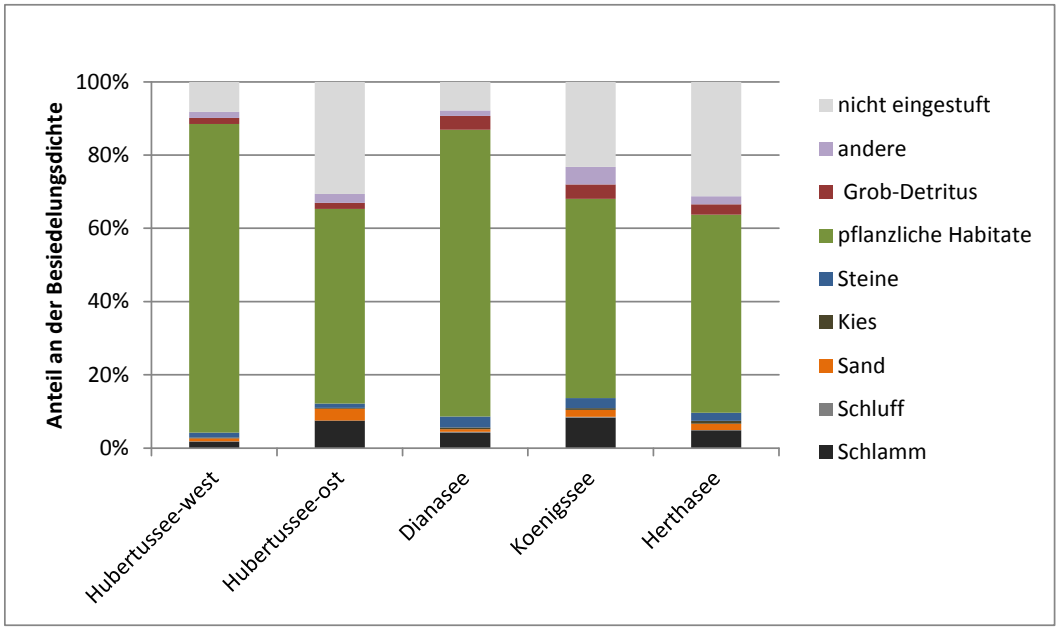


Abb. 56: Das Makrozoobenthos der Grunewaldseen – Präferenzen für Mikrohabitate.

Der überwiegende Teil aller Individuen des Makrozoobenthos bevorzugt pflanzliche Habitattypen wie (emerse und submerse) Makrophyten oder lebende Teile terrestrischer Pflanzen (submerse Wurzeln, Halme untergetauchte Gräser etc.). Diese Habitatstrukturen dienen den aquatischen Makrozoen i.d.R. nicht direkt als Nahrungsquelle, sondern bieten:

- Ansatzflächen für die Tiere selbst und deren Nahrungsorganismen (z.B. Algen und Biofilme) und/oder
- Schutz vor Wasserbewegung und Räubern.

Weitere wesentliche Habitatstypen der Lebensgemeinschaft sind Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus) und Grobdetritus. Insgesamt waren in allen untersuchten See ähnliche Habitatpräferenzen zu beobachten mit nur geringen Unterschieden.

Die Vielfalt der Besiedelungsstrukturen für die in 2017 untersuchten Seen zeigt die Abb. 57.

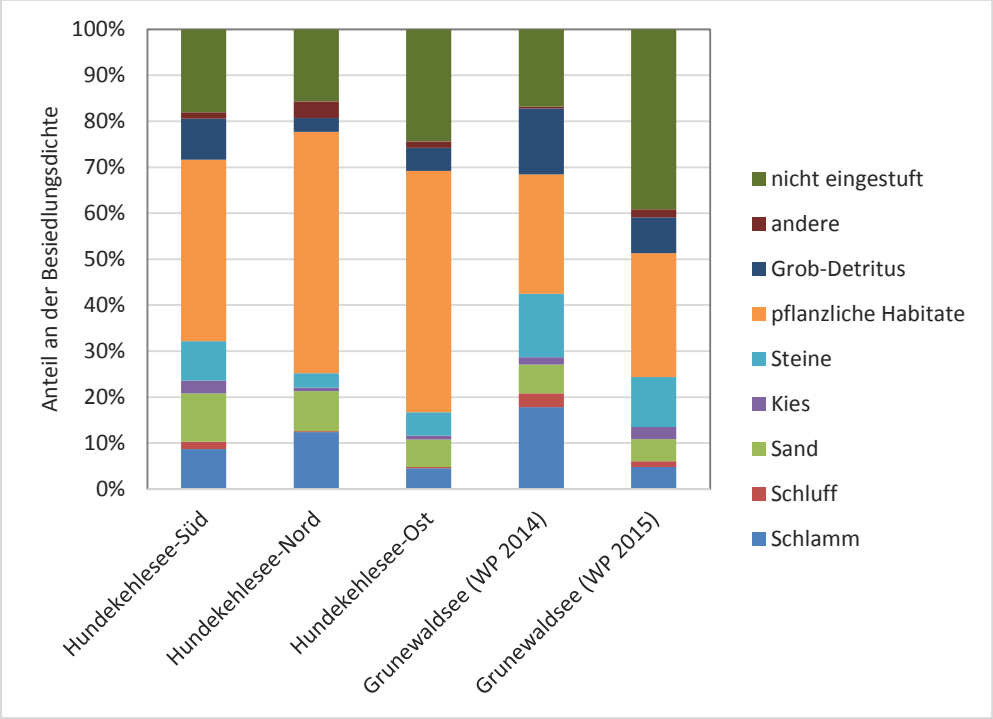


Abb. 57: Das Makrozoobenthos der Grunewaldseen – Präferenzen für Mikrohabitate.

Der überwiegende Teil aller Individuen des Makrozoobenthos bevorzugt pflanzliche Habitatstypen wie (emerse und submerse) Makrophyten oder lebende Teile terrestrischer Pflanzen (submerse Wurzeln, Halme untergetauchte Gräser etc.). Diese Habitatsstrukturen dienen den aquatischen Makrozoen i.d.R. nicht direkt als Nahrungsquelle sondern bieten

- Ansatzflächen für die Tiere selbst und deren Nahrungsorganismen (z.B. Algen und Biofilme) und/oder
- Schutz vor Wasserbewegung und Räubern.

Weitere wesentliche Habitatstypen der Lebensgemeinschaft sind Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus) und Grobdetritus. Insgesamt waren in den untersuchten Seen bzw. Uferbereichen ähnliche Habitatpräferenzen zu beobachten mit nur geringen Unterschieden.

Eine Charakterisierung des in den 2016 und 2017 untersuchten Gewässerabschnitten vorhandenen Nahrungsangebotes (Art und Vielfalt) kann über funktionale Ernährungstypen innerhalb der registrierten Lebensgemeinschaften erfolgen. Die Analyse der Ernährungstypen erlaubt eine dynamische Sicht der ökologischen Zusammenhänge der Aufbau-, Umbau- und Mineralisationsprozesse im Gewässer. Zum Verständnis der Nahrungsbeziehungen empfiehlt sich die Einteilung der Konsumenten in „funktionelle Ernährungstypen" (Moog 1995, s. Tab. 58).

Tab. 58: Ernährungstypen nach Moog (1995).

Ernährungstyp	Kurzbezeichnung	Nahrungsquelle
Zerkleinerer	ZKL	Falllaub, Pflanzengewebe
Weidegänger	WEI	epilithische Algen, Biofilm
Aktive Filtrierer	AFIL	schwebende Biomasse (Plankton), Wasserstrom wird aktiv erzeugt
Passive Filtrierer	PFIL	schwebende Biomasse (Plankton)
Detritusfresser bzw. Sammler	DET	Feindetritus, sedimentierte Biomasse
Räuber	RÄU	Beute
sonstige Ernährungstypen	SON	nicht in obiges Schema einzustufen

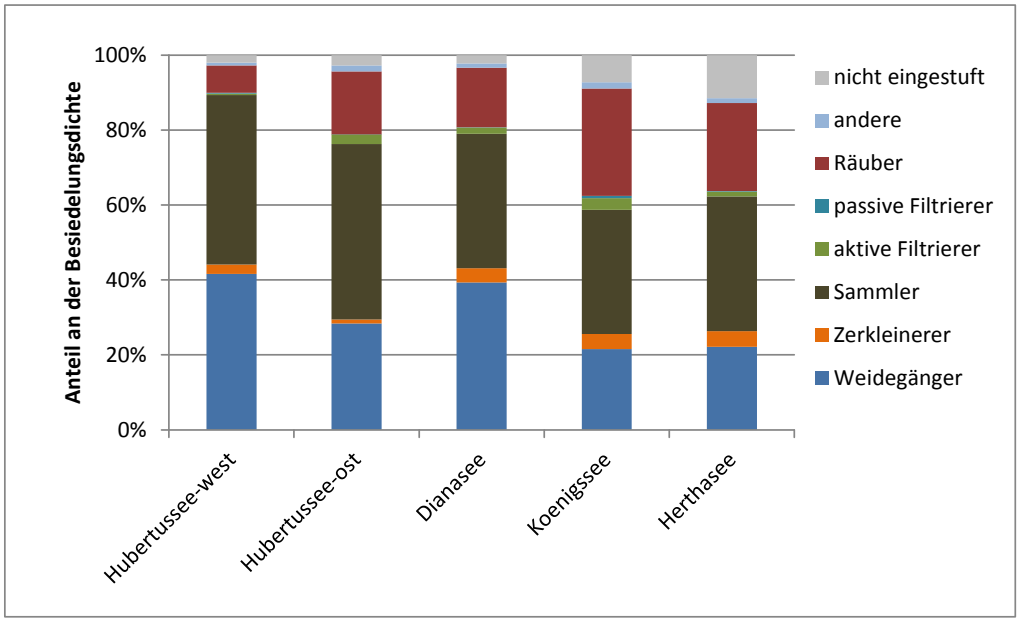


Abb. 58: Das Makrozoobenthos der vier in 2016 untersuchten Grunewaldseen – Ernährungstypen.

Die Individuen des Makrozoobenthos der in 2016 untersuchten Seen können überwiegend den Ernährungstypen Detritusfresser/Sammler, Weidegänger und Räuber zugeordnet werden (s. Abb. 58). Letztere kommen im Koenigs- sowie Herthasee sogar in ähnlichen Anteilen wie Weidegänger vor. Sammler ernähren sich dabei von den am Gewässergrund oder auf anderen (Hart-)Substraten lose abgelagerten organischen Feinpartikeln. Diese Technik wird u.a. von Wenigborstern (Oligochaeten) und einigen Zuckmücken (Chironomidae) praktiziert. Weidegänger grasen die Oberfläche von Makrophyten, Totholz oder anderen Hartsubstraten ab und konsumieren die dort befindlichen Oberflächen aus Algen/Bakterien. Zu den Weidegängern gehören u.a. Wasserschnecken, Egel und viele Zuckmücken.

Die Individuen des Makrozoobenthos der in 2017 untersuchten Seen können überwiegend den Ernährungstypen Detritusfresser/Sammer, Weidegänger und Räuber zugeordnet werden (s. Abb. 59). Sammler ernähren sich dabei von den am Gewässergrund oder auf anderen (Hart-)Substraten lose

abgelagerten organischen Feinpartikeln. Diese Technik wird u.a. von Wenigborstern (Oligochaeten), vielen Zuckmücken (Chironomidae) und Eintagsfliegen der Gattung *Caenis* sowie zum Teil auch von *Cloeon* praktiziert. Weidegänger grasen die Oberfläche von Makrophyten, Totholz oder anderen Hartsubstraten ab und konsumieren die dort befindlichen Oberflächen aus Algen/Bakterien. Zu den Weidegängern gehören u.a. Wasserschnecken und viele Insektenlarven. Als Räuber lassen sich u.a. Libellen und die meisten Egelarten einordnen.

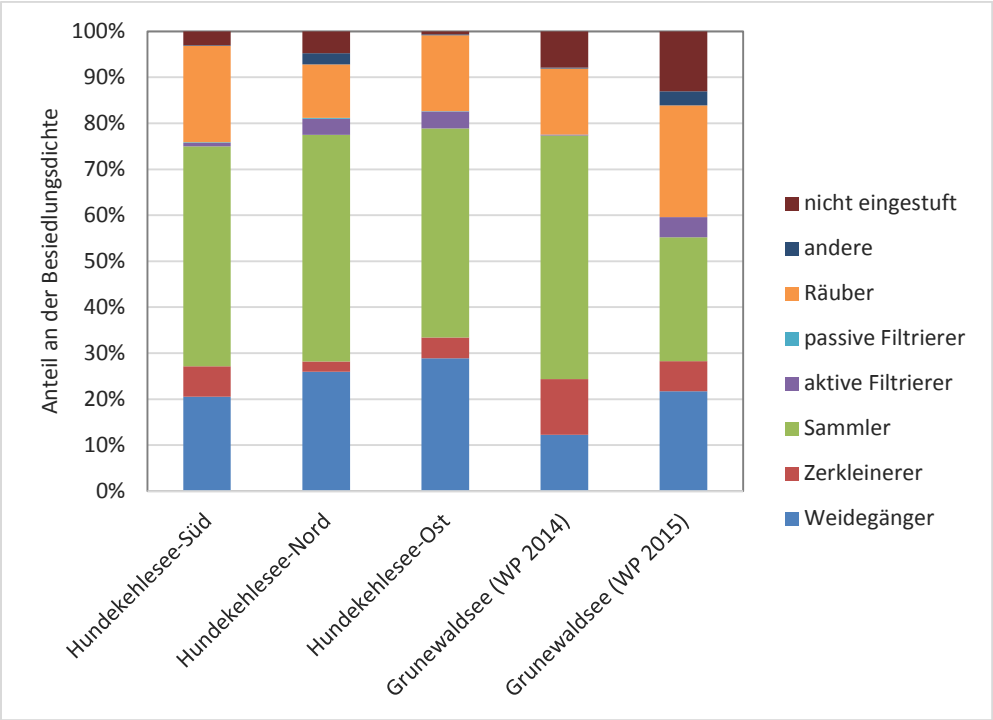


Abb. 59: Das Makrozoobenthos der in 2017 untersuchten Grunewaldseen – Ernährungstypen.

Ökologische Bewertung der einzelnen Seen

Vorläufig erreichen alle in 2016 untersuchnten Seen mit Ausnahme des östlichen Uferbereichs des Hubertussees („mäßig") eine „gute" Zustandsklasse. Die nachfolgenden fünf Tabellen stellen die Ergebnisse im Einzelnen dar.

Tab. 59: Ökologische Bewertung des Dianasees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung).

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach MILER	Zustandsklasse gutachterlich
Faunaindex (vorläufig)	2,86	0,57	0,72	gut	gut
Anteil Lithalbewohner	7,12	1,02			
Anteil Libellen	6,02	0,74			
Anzahl ETO-Taxa	7,00	0,55			

Tab. 60: Ökologische Bewertung des Koenigssees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung).

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach MILER	Zustandsklasse gutachterlich
Faunaindex (vorläufig)	2,71	0,81	0,71	gut	gut
Anteil Lithalbewohner	10,78	0,85			
Anteil Libellen	8,62	0,09			
Anzahl ETO-Taxa	13,00	1,09			

Tab. 61: Ökologische Bewertung des Herthasees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung).

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach MILER	Zustandsklasse gutachterlich
Faunaindex (vorläufig)	2,8	0,6	0,69	gut	gut
Anteil Lithalbewohner	5,5	1,1			
Anteil Libellen	8,3	0,2			
Anzahl ETO-Taxa	11,0	0,9			

Tab. 62: Ökologische Bewertung des Hubertussees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung) – östlicher Uferbereich.

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach MILER	Zustandsklasse gutachterlich
Faunaindex (vorläufig)	3,09	0,19	0,58	mäßig	mäßig
Anteil Lithalbewohner	6,50	1,04			
Anteil Libellen	6,12	0,72			
Anzahl ETO-Taxa	5,00	0,36			

Tab. 63: Ökologische Bewertung des Hubertussees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos (vorläufige Bewertung) – westlicher Uferbereich.

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach MILER	Zustandsklasse gutachterlich
Faunaindex (vorläufig)	2,94	0,44	0,70	gut	gut
Anteil Lithalbewohner	7,84	0,98			
Anteil Libellen	6,82	0,55			
Anzahl ETO-Taxa	10,00	0,82			

Die vergleichsweise guten Ergebnisse des vor allem auf eine Bewertung der Strukturen ausgelegten Bewertungssystems können aus Sicht der Bearbeiter gutachterlich bestätigt werden, da die Uferbereiche der untersuchten Seen

- einen vergleichsweise naturnahen Charakter mit entsprechender Habitatausstattung aufwiesen,
- nur geringfügig verbaut und
- vergleichsweise schwer zugänglich waren.

Im Ergebnis der Bewertung der 2017 untersuchten Seen nach AESHNA wird für die Uferzonen des Hundekehlesees ein sehr guter ökologischer Zustand ausgewiesen. Im Hinblick auf das ermittelte Arteninventar erscheint diese Bewertung zu positiv. Auch für den Grunewaldsee sind Defizite in der Makroinvertebratenbesiedlung deutlich, sodass die berechnete Zustandsklasse mit sehr gut (WP 14) bzw. gut (WP 15) ebenfalls zu positiv ausfällt. Das vor allem auf eine Bewertung der Strukturen ausgelegte Bewertungssystem und dessen Ergebnis bedarf aus Sicht des Bearbeiters einer Validierung. So geht der Faunaindex mit vierfacher Wichtung in das Gesamtergebnis und bestimmt somit maßgeblich den MMI. Ein eventuell zu positiver Faunaindex bewirkt daher auch eine bessere Zustandsklasse. Auch die Einstufung der Holzbewohner wird sehr großzügig vorgenommen. So reicht es offenbar aus, wenn Arten Hartsubstrate abweiden um positiv in diesen Index einzugehen.

Da AESHNA für Seen > 50 ha entwickelt wurde, eignet sich das Verfahren möglicherweise nicht für kleinere Seen und ist ggf. für Norddeutsche Seen grundsätzlich zu überarbeiten. So ermittelte auch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR 2013) im Rahmen von Untersuchungen nach AESHNA einen Validierungsbedarf und bewertete aus Expertensicht die Zustandsklasse oftmals schlechter als die Software.

Tab. 64: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – südlicher Uferbereich.

Index	**Originalwert**	**normierter Wert**	**MMI**	**Zustandsklasse nach AESHNA**	**Zustandsklasse gutachterlich**
EPTCBO [%]	44,1	0,97	0,96	sehr gut	mäßig
Typspezifische Vielfalt (FIorg)	0,8	0,83			
Faunaindex	2,4	1,00			
Lithalbewohner [%]	11,7	0,90			
Holzbewohner [%]	47,8	1,00			

Tab. 65: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – nördlicher Uferbereich.

Index	**Originalwert**	**normierter Wert**	**MMI**	**Zustandsklasse nach AESHNA**	**Zustandsklasse gutachterlich**
EPTCBO [%]	40,7	0,97	0,96	sehr gut	mäßig
Typspezifische Vielfalt (FIorg)	0,8	0,83			
Faunaindex	2,5	1,00			
Lithalbewohner [%]	9,6	0,98			
Holzbewohner [%]	44,4	0,93			

Tab. 66: Ökologische Bewertung des Hundekehlesees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – östlicher Uferbereich.

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach AESHNA	Zustandsklasse gutachterlich
EPTCBO [%]	41,5	0,99	0,81	sehr gut	mäßig
Typspezifische Vielfalt (FIorg)	0,9	0,92			
Faunaindex	2,7	0,67			
Lithalbewohner [%]	8,6	1,00			
Holzbewohner [%]	42,3	0,87			

Im Zusammenhang mit einer gutachterlichen Bewertung des Makrozoobenthos des Hundekehlesees müssen die mittels des Bewertungsverfahrens AESHNA ermittelten Zustandsklassen noch einmal deutlich abgewertet werden. Das sandige Ufersubstrat an den Untersuchungsbereichen des Hundekehlesees ist zu großen Teilen von Falllaub bzw. grobpartikulären organischem Material bedeckt. Insbesondere im Nordosten und Osten des Sees sind die Ufer verbaut und durch Steganlagen geprägt. Emerse Makrophyten wurden nur am Nordufer im größeren Anteil beprobt. Insgesamt lassen sich hinsichtlich des Arteninventars jedoch keine deutlichen Differenzen zwischen den drei Probestellen aufzeigen. Es ist eine weitgehend standorttypische Fauna vorhanden, diese ist meistens aber individuenarm vertreten. Besonders an der ersten Messstelle im südlichen Uferbereich des Hundekehlesees wurde eine Gesamtabundanz von nur 100 Individuen pro m² festgestellt. Zudem fehlen Käfer und Wanzen gänzlich. Gutachterlich sind die Zustandsklassen der Messstellen mit „mäßig" mit Tendenz zum „gut" zu bewerten.

Tab. 67: Ökologische Bewertung des Grunewaldsees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – WP 14.

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach AESHNA	Zustandsklasse gutachterlich
EPTCBO [%]	54,5	1,00	0,95	sehr gut	mäßig
Typspezifische Vielfalt (FIorg)	0,8	0,75			
Faunaindex	2,4	1,00			
Lithalbewohner [%]	11,1	0,92			
Holzbewohner [%]	45,5	0,96			

Tab. 68: Ökologische Bewertung des Grunewaldsees aufgrund der Besiedlung mit Makrozoobenthos – WP 15.

Index	Originalwert	normierter Wert	MMI	Zustandsklasse nach AESHNA	Zustandsklasse gutachterlich
EPTCBO [%]	16,7	0,40	0,79	gut	unbefriedigend
Typspezifische Vielfalt (FIorg)	0,3	0,25			
Faunaindex	2,4	1,00			
Lithalbewohner [%]	18,0	0,65			
Holzbewohner [%]	58,3	1,00			

Im Zusammenhang mit einer gutachterlichen Bewertung des Makrozoobenthos des Grunewaldsees müssen die mittels des Bewertungsverfahrens AESHNA ermittelten Zustandsklassen noch einmal

deutlich abgewertet werden. An beiden Messstellen des Grunewaldsees dominiert Falllaub, zudem bildet Sand einen größeren Anteil von 25 bis 30 %. Es fehlen jedoch typische Sandbewohner wie die Köcherfliegen Athripsodes aterrimus und Molanna angustata sowie die Eintagsfliege *Ephemera vulgata* und Erbsenmuscheln (*Pisidium spp.*). Auch der Anteil an Totholz ist an beiden Messstellen mit 10 bis 15 % hoch. Jedoch unterscheiden sich WP14 und WP15 deutlich in der Besiedlung. Die Messstelle WP14 beherbergt zwar mehrere Köcherfliegen- und Eintagsfliegenarten, weist aber insgesamt nur geringe Besiedlungsdichten auf, sodass hier gutachterlich eine „mäßige" Zustandsklasse mit Tendenz zum „gut" vergeben wird. An der Messstellen WP15 sind die Defizite in der Besiedlung dagegen außerordentlich deutlich. Es sind nur wenige anspruchslose Arten mit wenigen Individuen vorhanden. Des Weiteren ist der Anteil der Lithalbewohner an WP15 ist erhöht, obwohl keine Steine und Kiese am beprobten Uferbereich vorhanden sind. Bis auf den Index „Typspezifische Vielfalt" sind die Bewertungsergebnisse sämtlicher Metrics aufgrund der geringen Datenbasis als ungesichert zu betrachten. Nach gutachterlicher Validierung erhält die Messstelle eine „unbefriedigende" Bewertung. In der Gesamtbewertung würde sich über Mittelwertbildung eine „unbefriedigende" Zustandsklasse für das Makrozoobenthos des Grunewaldsees ergeben.

4.9.4. Makrophyten

Die vier oberirdisch verbundenen kleinen Seen Hubertus-, Hertha-, Koenigs- und Dianasee weisen eine sehr ähnliche Vegetation auf, die von Rauem Hornblatt dominiert und regelmäßig von dichten Beständen der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)* begleitet wird. Daneben finden sich häufig bis massenhaft Bestände von fädigen Grünalgen *(Cladophora spec.)*.

Der Hundekehlesee weist ebenfalls dichte Hornblatt-Bestände und fädige Grünalgen auf; Armleuchteralgen fehlen jedoch.

Alle 5 Seen werden außerdem von dichten und üppigen Schwimmblattfluren gesäumt. Neben See- und Teichrose sind auch anthropogen eingebrachte Exemplare (Hybride / Gartenformen) der Weißen Seerose teils sehr häufig.

Etwas abweichend ist die Vegetation im Halensee, in dem neben dem Hornblatt auch das Ährige Tausendblatt weit verbreitet ist. Das tiefe Nordbecken ist aber allgemein weniger dicht besiedelt, als die anderen genannten Seen. Das flache Südbecken hingegen weist wieder dichte Pflanzenbestände auf.

In allen Seen treten nach BArtSchV geschützte und / oder nach Roter Liste (B / BRD) gefährdete Pflanzenarten auf. Eine Übersicht findet sich in Tab. 69.

Tab. 69: Geschützte (BArtSchV) und gefährdete (RL B) Arten der untersuchten Seen.

Artname	**geschützt / gefährdet**	**Dianasee**	**Huber-tussee**	**Halensee**	**Hunde-kehlesee**	**Koenigs-see**	**Hertha-see**
Iris pseudacorus	§ / -	X	X	X	X		
Myriophyllum spicatum	- / G			X			
Nitella flexilis	- / 2	X	X			X	X
Nuphar lutea	§ / -		X	X			
Nymphaea alba	§ / V	X		X	X	X	X
Nymphoides peltatus)*	§ / 0					X	
Utricularia vulgaris)*	- / 1						X

*) Aus Daten des Auftraggebers übernommen, Art konnte bei den Untersuchungen nicht bestätigt werden

Die ökologische Indikation der Makrophyten in den sechs untersuchten Seen ist widersprüchlich. Insbesondere mit dem Hornblatt, aber auch durch die *Cladophora*-Algenwatten, dominieren Nährstoff- und Störzeiger. Dies entspricht auch den teils hohen gemessenen Phosphor-Konzentrationen. Gleichzeitig tritt mit der Biegsamen Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)* in vier Seen auch eine Art auf, die eigentlich nährstoffärmere Standorte bevorzugt.

Auch die untere Makrophytenverbreitung ist unterschiedlich. Teils indiziert sie mit nur 1,8 m nährstoffreiche Zustände, kann aber an manchen Transekten auch über 4 m erreichen. Damit indiziert sie theoretisch nährstoffarme Verhältnisse.

Ursache für die Diskrepanzen dürfte der hohe Wasseraustausch in der Grunewaldseenkette sein, also einerseits die Zuleitung von (mutmaßlich sehr nährstoffreichem) Regenwasser aus der Straßenentwässerung, andererseits durch die Überleitung von gereinigtem, nährstoffarmem Wasser aus der OWA Beelitzhof. Der starke Wasseraustausch führt außerdem zu einer Verringerung des Phytoplanktons aufgrund der geringen Verweilzeit. Dadurch herrschen zwar nährstoffreiche Bedingungen, aber ein gutes Lichtklima für submerse Makrophyten.

4.9.5. geschützte Arten

Im Rahmen der Arterfassungen für Makrophyten und Makrozoobenthos wurden in den Jahren 2016 und 2017 eine Reihe von Arten nachgewiesen, die einen Schutzstatus nach Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) oder den Roten Listen Berlins bzw. der BRD aufweisen. Die Arten sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

		Rote Liste		BArtSchV
Seename	**Art**	**BRD**	**Berlin**	
Grunewaldsee	***Makrophyten***			
	*Chara contraria***		G	
	*Chara globularis***		V	
	Myriophyllum spicatum**		G	
	*Najas marina s.l.***	2	1	
	*Potamogeton pectinatus***			
	Makrozoobenthos			
	Valvata cristata	G		
Hundekehlesee	***Makrophyten***			
	Iris pseudacorus			§
	Nymphaea cf. alba		V	§
	Makrozoobenthos			
	Bithynia leachi	2	2	
	Segmentina nitida	3	V	
	Valvata cristata	G		
	*Pisidium amnicum****	2	1	
Dianasee	***Makrophyten***			
	Iris pseudacorus			§
	Nitella flexilis	3	2	
	Nymphaea alba		V	§
	Makrozoobenthos			
	Acroloxus lacustris	V		
	Bithynia leachi	2	2	
	Enochrus melanocephalus		D	
	Hippeutis complanatus	V	3	
	Valvata cristata	G		
	Valvata piscinalis	V		
Koenigsee	***Makrophyten***			
	Nitella flexilis	3	2	
	Nuphar lutea			§
	Nymphaea alba		V	§
	*Nymphoides peltata**	3	0	§
	Makrozoobenthos			
	Acroloxus lacustris	V		
	Bithynia leachi	2	2	
	Enochrus melanocephalus		D	
	Valvata piscinalis	V		
Herthasee	***Makrophyten***			
	Nitella flexilis	3	2	
	Nuphar lutea			§
	Nymphaea cf. alba		V	§
	*Utricularia cf. vulgaris**	3	1	
	Makrozoobenthos			
	Acroloxus lacustris	V		
	Bithynia leachi	2	2	
	Cordulia aenea	V	V	
	Enochrus melanocephalus		D	
	Valvata cristata	G		
Hubertussee	***Makrophyten***			
	Iris pseudacorus			§
	Nitella flexilis	3	2	
	Nuphar lutea			§
	Makrozoobenthos			
	Acroloxus lacustris	V		
	Bithynia leachi	2	2	
	Cordulia aenea	V	V	
	Enochrus melanocephalus		D	
	Valvata cristata	G		
Halensee	***Makrophyten***			
	Iris pseudacorus			§
	Myriophyllum spicatum		G	
	Nuphar lutea			§
	Nymphaea cf. alba		V	§

*) aus Daten des AG übernommen, kein Nachweis 2016
**) van de Weyer (2016)
***) nur Leerschale

Tabelle 69: geschützte Arten der Makrophyten und des Makrozoobenthos in den untersuchten Seen

Die Ergebnisse zeigen, dass trotz der Belastung der Seen durch Straßenabwässer und der teilweise beeinträchtigten Uferstrukturen geschützte Arten vorkommen. Insbesondere die Wasserqualität ermöglicht es aktuell, dass diese Arten vorkommen. Da insbesondere die Arten des Makrozoobenthos stark von den Uferstrukturen abhängig sind ist zu erwarten, dass sich die Situation mit einer Verbesserung der Uferstrukturen positiv entwickeln kann.

4.9.6. Uferstruktur

Der Zustand der Uferstrukturen ist ein wichtiger Indikator des ökologischen Zustandes der Gewässer. Künstliche Strukturen wirken sich in der Regel grundsätzlich negativ aus, reichhaltige natürliche Strukturen positiv, insbesondere für aquatische Artgruppen von Flora und Fauna. Strukturelle Defizite können ursächlich für Defizite in der Besiedlung durch aquatische Flora und Fauna sein und stellen wichtige Planungsansätze zur Verbesserung der ökologischen Gesamtsituation der Gewässer dar.

Der Landschaftsplan IX-L-1/1a „Grunewaldseenkette" beinhaltet Festsetzungen für die Uferschutzzonen und sonstige Uferrandbereiche. Einige sind so relevant, dass sie an dieser Stelle genannt werden sollen.

Innerhalb der Uferschutzzone ist es unzulässig:

- die Gestalt von Grundflächen durch Abgrabungen oder Aufschüttungen […] zu verändern,
- standortgerechte und gebietstypische Bäume und Sträucher, Ufervegetation oder sonstigen natürlichen Bewuchs zu beseitigen,
- bauliche Anlagen zu errichten, […] der baurechtliche Bestandsschutz bleibt hiervon unberührt. Die baurechtliche Ausnutzbarkeit der Grundstücke bleibt erhalten.
- Innerhalb der öffentlichen Grünfläche dürfen bei der Bepflanzung mit Bäumen und Sträuchern nur standortgerechte und gebietstypische Arten verwendet werden. Eine chemische Düngung und ein Pestizideinsatz sind in öffentlichen Grünflächen unzulässig.
- Die Röhrichtanpflanzungen sind mit einheimischem Pflanzenmaterial vorzunehmen. Vorhandene Röhrichtbestände sind zu erhalten. Notwendiges Mähen darf nur bei gefrorenem Gewässer oberhalb der Eisschicht für jeweils ein Viertel eines zusammenhängenden Bestandes erfolgen. Das Mähgut ist zu entfernen.
- Eine Befestigung des Ufers darf nur mit pflanzlichen Materialien erfolgen. Bei der Beseitigung der künstlichen Uferbefestigungen an den in der Festsetzungskarte gekennzeichneten Uferabschnitten ist das vorhandene Röhricht zu schützen und zu erhalten.

Des Weiteren enthält der Landschaftsplan Festsetzungen für die Gestaltung und Bepflanzung der Baugrundstücke. So steht z.B. im Plan, dass die Vorgärten der Baugrundstücke, soweit sie nicht für Zugänge oder Zufahrten benötigt werden, gärtnerisch und unbefestigt anzulegen sind. Bedeutung für die Uferstruktur des Epilitorals hat noch III (4):

„Auf Baugrundstücken, die an die Seen bzw. an öffentliche Grünflächen, die an Seen liegen, angrenzen, sind die nicht überbauten Flächen, die über die zulässige Bebauungstiefe hinausgehen, zu mindestens 10% und zu maximal 35% mit standortgerechten und gebietstypischen Sträuchern zu bepflanzen sowie zu mindestens 35% als Wiesen- oder Rasenfläche anzulegen."

Für die Gewässergüte der Seen sind folgende Festsetzungen aus dem Landschaftsplan von Bedeutung:

- Das Aussetzen von Weißfischen und die Fütterung der Bestände sind zu unterbinden.
- Für Grundstücke, die an die Seen angrenzen bzw. die neben Grünflächen liegen, die an Seen angrenzen, ist das Niederschlagswasser der Dachflächen über bepflanzte Mulden zu versickern. Sollten die Boden- oder die Platzverhältnisse dies nicht zulassen, so ist das Niederschlagswasser der Dachfläche in die Seen zu leiten.
- Zur Bewässerung von unbebauten Grundstücksteilen von Grundstücken, die an Gewässer angrenzen, ist die Verwendung von Seewasser zulässig. Bei einem Wasserstand unter 32,80 m ü. NN darf keine Entnahme erfolgen.

Informationsbroschüren des Bezirksamtes Charlottenburg-Wilmersdorf für Gewässeranrainer der Grunewaldseen nennen noch einige weitere Punkte in Form von Verboten:

- Badeverbot,
- Verbot der Ausbringung von Streusalz oder Auftaumitteln auf Gehwegen oder Privatgrundstücken (§ 39 Berliner Naturschutzgesetz – NatSchG Bln),
- Verbot der direkten Wasserentnahme aus den Seen zu Bewässerungszwecken,
- Verbot der Verbrennung von Gartenabfällen wie Laub, Rasen, Strauch- oder Baumschnitt (entsprechende dem Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG).

…und Empfehlungen:

- Reinigung und Reparatur von Fahrzeugen sollte in Waschanlagen und Werkstätten stattfinden,
- Reinigung von Balkonen und Terrassen nur mit biologisch abbaubaren und nicht die Umwelt oder das Wasser gefährdenden Putzmitteln, keine Ausbringung von Pestiziden,
- Bäume und Sträucher direkt in Ufernähe sind wegen des Laubeintrags zu vermeiden,
- Kompost sollte weiter vom Gewässer entfernt gelagert, aber vorzugsweise auf dem eigenen Grundstück kompostiert werden,
- Ufergrundstücke sollten so wenig wie möglich gedüngt werden,
- bei der Uferbepflanzung sind heimische Arten zu verwenden,
- nicht heimische, eingeschleppte Arten (z.B. Japanischer Staudenknöterich) sind aktiv zu bekämpfen,
- Müll und Hundekot sollte von Straßen und Grünflächen entfernt werden.

Des Weiteren wird darauf hingewiesen, dass der Bau von Uferbefestigungen, Stegen und sonstigen Bauwerken am Wasser der Genehmigung durch den Bezirk bedürfen. Nach Informationen des AN liegen für alle vorhandenen Steganlagen mit Ausnahme der Steganlage des Sportfischervereins

Wilmersdorf 1947 e.V. keine Genehmigungen vor. Auch für die Uferbefestigungen liegen dem Bezirksamt, trotz einer generellen Genehmigungspflicht, nur wenige Genehmigungen vor. Im Landschaftsplan ist textlich festgesetzt, dass eine „Befestigung des Ufers … nur mit pflanzlichen Materialien erfolgen (darf)" (II, Abs. 3). In Wirklichkeit sind im Mittel nur ca. 23 % des Ufers mit Faschinen oder Palisaden aus Holz befestigt (s. Abb. 60), meist besteht die Befestigung aus Blocksteinschüttungen, Blocksteinmauern oder Betonmauern, seltener handelt es sich um Spundwände (nur Halensee) oder wilden Verbau (nur Hubertussee). Im Halensee sind immerhin fast 50 % der Befestigung des Ufers mit pflanzlichen Materialien erfolgt (Tab. 70), im Herthasee nur etwa 3 %, am Grunewaldsee 0 %, wobei dort der wenigste Verbau kartiert wurde. Alle Seen weisen Uferverbau auf, der von knapp 4 % am Grunewaldsee bis zu 61 % am Herthasee reicht. Insgesamt sind von ca. 9 km Uferlinie gut 3 km befestigt (s. Tab. 70).

Es muss jedoch an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die Zahlen nur einen Richtwert darstellen, da es aus mehreren Gründen sein kann, dass die Zahlen über- oder unterschätzt sein können. Zum einen ist bei aufkommender Vegetation nicht immer Uferverbau, vor allem, wenn er schon viele Jahre oder Jahrzehnte das Ufer befestigt und überwachsen oder halb verrottet (im Fall von Holzbefestigungen) ist, eindeutig vom Boot aus zu erkennen. Zum anderen wurde der Verbau nicht vermessen, sondern bei der einmaligen, langsamen Befahrung mit dem Boot fotografiert und die Länge abgeschätzt und notiert. Auch wurde ein Wegpunkt mit dem GPS gesetzt. Aus diesen Informationen sowie dem digitalen Orthofoto wurde in ArcGIS die befestigte Uferlinie eingezeichnet. Daraus wurden dann die in Tab. 70 aufgeführten Zahlen berechnet. Die räumliche Lage des Uferverbaus ist wie die der anderen in den nachfolgenden Tabellen aufgeführten, natürlichen wie künstlichen Strukturen in den Ist-Zustands-Karten der einzelnen Seen sichtbar.

Tab. 70: Länge des künstlichen Uferverbaus sowie prozentuale Anteile an Uferlänge und Material der Befestigung an den Grunewaldseen 2016.

Seename	Länge künstlicher Uferverbau (m)	Länge Uferlinie (m)	Anteil Verbau an Uferlänge des Sees (%)	Anteil Verbau aus pflanzlichen Materialien (%)
Grunewaldsee	100	2.617	3,8	0,0
Hundekehlesee	266	1.204	22,1	40,0
Dianasee	484	1.115	43,4	27,9
Koenigssee	341	779	43,7	30,0
Herthasee	502	820	61,2	3,3
Hubertussee	517	1.066	48,5	10,0
Halensee	836	1.422	58,8	49,2
Gesamt	3.047	9.023	-	-

In Tab. 71 sind die künstlichen Strukturen in den Seen ohne den Uferverbau aufgeführt. Der Grunewaldsee hat keine Steganlage, an Hundekehle- und Halensee wurden 18 gezählt, an Dianasee mit 21 die meisten. Meist handelt es sich um kleine Holzstege, sehr selten um Metall- oder Schwimmstege bzw. Pontonstege. Die meisten Stege sind klein, gerade gebaut und beispielsweise 1 m breit und 4 m lang (vgl. Abb. 61). Wenn an den Stegen Boote lagen, wurde dies unter der Ka-

tegorie „Anzahl Boote/Bootsliegeplätze" vermerkt. Es wurde aber auch ein unbefestigter Bootsliegeplatz (z.B. ein Metallpfosten mit Kette im Wasser) ohne Boot zum Zeitpunkt der Kartierung in die Kategorie „Anzahl Boote/Bootsliegeplätze" aufgenommen. Bei den Seezugängen wurden nur offensichtliche und größere Zugänge mit einer Breite von > 1,5 m als solche gezählt, unbewachsene Uferabschnitte oder kleinere Seezugänge, wurden nicht gewertet. Bei der Fläche wurde auch die wasserseitige Ausdehnung berücksichtigt. Da Baden in Diana-, Hubertus-, Koenigs-, Hertha-, Hundekehle- und Grunewaldsee verboten ist, gibt es dort auch keine Badestellen wohl aber zum Teil größere Seezugänge an denen Besucher an den See treten können und ggf. Hunde baden oder die durch Angler als Uferangelstellen genutzt werden. Am Halensee gibt es das Strandbad. Der Grunewaldsee weist mehrere große Seezugänge mit Sandstrand auf (s. Abb. 62), die insbesondere durch Hundebesitzer aufgesucht werden.

Abb. 60: Blocksteinverbau (links) und Holzpalisadenverbau mit Ufermauer und Steg (rechts) am Hubertussee (Fotos: T. Dietert, Mai 2016).

In seltenen Fällen wurde ein Uferabschnitt zu zwei Kategorien gezählt, z.B. wenn ein Bootsunterstand mit Boot vorhanden war, der am Ufer befestigt ist. Eine solche Bootsgarage ist in Abb. 61 zu sehen.

Tab. 71: Anzahl Stege, Boote/Bootsliegeplätze, Seezugänge und Flächen der Seezugänge an den Grunewaldseen 2016.

Seename	Anzahl Stege	Anzahl Boote/ Bootsliegeplätze	Anzahl Seezugänge	Fläche der Seezugänge (m^2)
Grunewaldsee	0	1	5	6.676,1
Hundekehlesee	18	2	1	24,8
Dianasee	21	11	0	0,0
Koenigssee	8	4	0	0,0
Herthasee	2	10	0	0,0
Hubertussee	5	11	0	0,0
Halensee	18	7	1	1.215,9
Gesamt	72	46	7	7.916,8

Abb. 61: Befestigter Bootsunterstand (links) und typischer Holzsteg (rechts) am Dianasee (Fotos: T. Dietert, Mai 2016).

Die Flächen der submersen (untergetauchten) und emersen (aufgetauchten) Makrophyten und des Röhrichts zum Zeitpunkt der Kartierung sind in Tab. 72 aufgeführt.

In Dianasee und Herthasee waren nur kleine Flächen mit Makrophyten und Röhricht besiedelt. Der Hubertussee wies von den vier kleinen, zusammenhängenden Seen die mit Abstand größte Fläche an Röhricht und der Koenigssee die größte Fläche Makrophyten auf. Das sich später im Jahr in allen vier Seen stark ausbreitende Hornblatt taucht in dieser Tabelle jedoch nicht auf, da es noch nicht bzw. kaum sichtbar war zum Zeitpunkt der Kartierung. Eine genauere Auswertung und räumliche Darstellung der Makrophyten und damit auch der Hornblattflächen enthalten die entsprechenden Kapitel der Darstellungen zu den einzelnen Seen. Die größten Flächen an Makrophyten und Röhricht wies der naturnaheste und gleichzeitig größte See, der Grunewaldsee, auf (Abb. 62). Doch auch am Halensee waren > 1.000 m^2 Röhricht nachweisbar.

Totholz und überhängende Bäume wurden nicht getrennt voneinander erfasst und es wurde auch nicht jeder kleine Ast oder kleine Baum am Ufer, der etwas überhängt dazu gezählt, ansonsten wären die Zahlen in Tab. 72 sehr viel höher. Gezählt wurden große Bäume oder Bäume, die sehr stark überhängen sowie größere Totholzmengen, beispielsweise, wenn ein Baum in seiner gesamten Länge ins Wasser gefallen war. Bei den Flächenangaben und der Anzahl der überhängenden Bäume bzw. des Totholzes spielt neben der Naturnähe des Seeufers auch die Fläche des Sees eine Rolle, weshalb diese mit in Tab. 72 aufgelistet ist.

Tab. 72: Fläche der submersen/emersen Makrophyten, des Röhrichts und Anzahl Totholz bzw. überhängender Bäume an den Grunewaldseen 2016.

Seename	Seefläche (m^2)	Fläche submerse/emerse Makrophyten (m^2)	Fläche Röhricht (m^2)	Anzahl Totholz/überhängende Bäume
Grunewaldsee	172.657	434	9.858	10
Hundekehlesee	70.008	418	736	6
Dianasee	24.119	14	0	8
Koenigssee	21.301	397	153	6
Herthasee	11.490	10	110	4
Hubertussee	23.584	84	707	6
Halensee	55.887	159	1.042	14
Gesamt	379.046	1.515	12.605	54

Abb. 62: Hundebadestelle mit lückigem Röhrichtbestand (links) und Totholz vor Röhrichtgürtel (rechts) im Grunewaldsee 2016 (Fotos: T. Dietert, Juni 2016).

4.9.7. Bewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie gilt für alle oberirdischen Gewässer, auch wenn nur Seen und Fließgewässer einer bestimmten Größe einer Berichtspflicht gegenüber der Europäischen Union unterliegen. Für Seen gilt die Berichtspflicht für alle Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha. Die in diesem Zusammenhang zu nutzenden Bewertungsverfahren für chemische und biologische Qualitätskomponenten wurden für Seen dieser Größenklasse entwickelt und unterscheiden in natürliche, künstliche und stark verändete Wasserkörper. Dabei werden verschiedene Seeypen nach Parametern wie unter anderem Seetiefe, Größe des Einzugsgebietes, Aufenthaltszeit des Wassers und dem Karbonatreichtum unterschieden.

Die untersuchten Seen der Kleinen Grunewaldseenkette haben alle kleinere Flächen, nur drei der Seen sind natürliche Gewässer, vier Gewässer sind künstlichen Ursprungs. Alle untersuchten Gewässer sind aber gleichzeitig stark veränderte Wasserkörper, entweder durch die Einleitung von

Straßenabwässern und/oder durch die Überleitung von Wasser aus der OWA Beelitzhof. Auch die Zuordnung zu einem Seetyp fällt schwer, da insbesondere die Größe der natürlichen und künstlichen (Regenwassereinleitungen) Einzusgebiete nicht klar bekannt ist. Zudem gilt bei der Bewertung, ob die Ziele der EU-WRRL erreicht sind der Grundsatz, dass für stark veränderte Wasserkörper nur der Zustand hergestellt werden muss, der unter der gegebenen Nutzung und Nutzung moderner Technologien zur Minimierung der Auswirkungen dieser Nutzung, erreicht werden kann.

Bei der Bewertung der untersuchten Seen nach EU-WRRL traten damit zwei Probleme auf:

Erstens: die Bewertungsverfahren sind nur für größere Gewässer geeignet, die erforderlichen Erfassungsmethoden weichen zum Teil von den bei der Untersuchung der Seen genutzten Methoden stark ab. Damit liefert die Bewertung des Ist-Zustandes nur ungenaue Ergebnisse.

Zweitens: die Einschätzung, ob der gute ökologische Zustand erreicht wird, ist stark von der Bewertung der Nutzung der Gewässer abhängig, insbesondere: werden alle modernen Technologien genutzt, um die Auswirkungen der Nutzung auf den ökologischen Zustand zu minimieren.

Die Tabelle 73 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Bewertung verschiedener chemischer und biologischer Qualitätskomponenten der untersuchten Seen. In der Tabelle ist dargestellt, ob das Ziel der EU-WRRL, der „gute" ökologische Zustand erreicht wurde, oder nicht. Für die biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten, Makrozoobenthos und Phytoplankton erfolgte gleichzeitig noch eine gutachterliche Bewertung der Bearbeiter, um die o.g. Probleme beim Einsatz der Bewertungsverfahren zu reduzieren.

Die Tabelle 73 zeigt bei der Bewertung für einzelne Seen ein sehr uneinheitliches Bild unter den verschiedenen Qualitätskomponenten. Nur bei Hubertussee, Halensee und Fennsee ist die Bewertung eindeutig, der „gute" ökologische Zustand wird nicht erreicht. Für die anderen Seen wird deutlich, dass bei der Bewertung nach der chemischen Qualitätskomponente Trophie der „gute" Zustand erreicht wird, dies gilt auch für die biologische Komponente Phytoplankton, die im Wesentlichen direkt von der Trophie abhängig ist. Für die biologischen Qualitätskomponente Makrophyten wird der „gute" Zustand weder bei der Bewertung in Anlehnung an das Bewertungsverfahren PHYLIB noch nach gutachterlicher Bewertung erreicht, die Begründung ist in den Abschnitten zu den einzelnen Seen dargestellt. Für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird der „gute" Zustand für einzelne Seen erreicht, für andere nicht, die Bewertungen nach dem Bewertungsvfahren AESHNA und der gutachterlichen Bewertung unterscheiden sich für einen Teil der Seen. Die Bewertung ist insgesamt unsicher, da das Bewertungsverfahren eine größere Anzahl von Proben und die Aufnahme weiterer Parameter erfordet.

Seename	Gewässertyp	Trophie			Phytoplankton			Makrophyten			Makrozoobenthos		
		Referenz	Zustand 2016/17	Ziel EU WRRL	Typ	Ziel EU WRRL PhytoSee	Ziel EU WRRL Gutachter	Typ	Ziel EU WRRL Phylib	Ziel EU WRRL Gutachter	Typ	Ziel EU WRRL AESHNA	Ziel EU WRRL Gutachter
Grunewaldsee	natürlich	meso-eutroph	mesotroph 2		12*			Tkp**			14***		
Hundekehlesee	natürlich	eutroph	eutroph 2		12*			Tkp**			14***		
Dianasee	künstlich, stark verändert	eutroph	eutroph 2					Tkp**			14***		
Koenigsee	künstlich, stark verändert	eutroph	eutroph 2					Tkp**			14***		
Herthasee	künstlich, stark verändert	eutroph	eutroph 2					Tkp**			14***		
Hubertussee	künstlich, stark verändert	eutroph	polytroph 1					Tkp**			14***		
Halensee	natürlich, stark verändert	meso-eutroph	eutroph 2					Tkp**					
Fennsee	künstlich, stark verändert	eutroph	polytroph 2					Tkp**					

12*) Phytoplankton-Seetyp 12: "Tieflandseen, calciumreich, polymiktisch, Verweilzeit 3 - 30 d"

Tkp**) Seetyp Tkp: "polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes"

14***) Lawa-Seetyp 14: „polymiktischer Tieflandsee“

Tabelle 73: Ergebnis der Bewertung der untersuchten Seen in Anlehnung an die Bewertungsverfahren der EU-WRRL hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustandes / des guten ökologischen Potenzials

Insgesamt zeigt aber die Bewertung der Seen nach EU-WRRL, dass der Zustand der Seen, gemessen an der Belastungsituation recht gut ist. Die größten Defizite weisen dabei Hubertussee, Fennsee unf Halensee auf. Wie dargestellt, kann bezüglich der nutzungsbedingten Beeinträchtigung eingeschätzt werden, dass die aktuell möglichen Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung aus den Regenwassereinleitungen durch die bislang umgesetzten Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung aus den einzelnen Einzugsgebieten wie auch durch den Betrieb der OWA Beelitzhof zur Zeit vollständig umgesetzt sind. Damit müssen sich Maßnahmen zur Verbesserung der Situation vor allem auf die Verbesserung der Uferstrukturen richten. Hier besteht das größte Potenzial für eine Verbesserung der Situation.

5. Ableitung angepasster Maßnahmen

5.1 Ausgangssituation

Die Ableitung von Maßnahmen innerhalb dieses Gutachtens, deren weitere planerische Vorbereitung und spätere Umsetzung muss sich stets an Zielen für die Wasserqualität und den ökologischen Zustand orientieren. Da die Planung und Umsetzung von Maßnahmen immer mit erheblichen finanziellen Aufwendungen verbunden sind, müssen sich die Ziele immer an den natürlichen Voraussetzungen, wie zum Beispiel der Morphometrie, der aktuellen Belastungssituation, wie zum Beispiel Nutzungsstrukturen im Einzugsgebiet, Einleitungen aus dem Einzugsgebiet sowie bestehenden und geplanten Nutzungen des Sees selbst, wie zum Beispiel bestehende oder geplante Schutzgebiete, Erholungsnutzung oder technisch orientierte Nutzungen wie die Einleitung oder Entnahme von Wasser orientieren.

An fünf der sechs untersuchten Seen, Ausnahme bildet der Grunewaldsee, besteht aktuell ein Nutzungskonflikt zwischen der historischen und aktuellen Hauptnutzung der Seen, der Ableitung und Speicherung von Regenwasser aus den umliegenden Siedlungsgebieten und den in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewinnenden Nutzungen der Erholungsnutzung sowie Aspekten des Natur- und Artenschutzes. Trotz der in der Vergangenheit ergriffenen aufwändigen Maßnahmen zur Reduzierung und Kompensation der Belastungen aus der Regenwassereinleitung besteht der Wunsch nach einer weiteren Verbesserung der Situation. Dieser Wunsch ergibt sich sowohl aus der Wasser- und Naturschutzgesetzgebung, insbesondere der EU-WRRL sowie der Richtlinie NATURA 2000, wie auch aus dem Interesse einzelner Nutzer oder Nutzergruppen wie Anwohnern, Erholungssuchenden aus dem Bezirk Charlottenburg-Wilmersdorf sowie aus ganz Berlin oder Anglern. Dabei kommt es vor, dass die Ziele, die mit dem Wunsch nach einer Verbesserung der Situation verfolgt werden, unterschiedlicher Art sind. Damit entstehen auch Konflikte zwischen diesen Nutzergruppen, was die Entwicklungsziele der Seen betrifft. Diese Situation trifft auch für den sechsten untersuchten See, den Grunewaldsee, zu.

Entwicklungsziele für die Seen wurden erstmalig mit dem Landschaftsrahmenplan, verabschiedet im Jahr 1989, formuliert. Die Entwicklungsziele betreffen jedoch nicht die Wasserqualität der Seen

selbst, sondern nur die Gestaltung und den ökologischen Zustand der Uferlinie sowie der land- und wasserseitigen Uferzone. Die Entwicklungsziele für die Wasserqualität und den ökologischen Zustand werden durch die europäischen Richtlinien für Gewässer (EU-WRRL) und Naturschutz (NATURA 2000 / FFH) vorgegeben. Die Ziele der EU-WRRL zur Erreichung des „guten" ökologischen Zustandes gelten für alle untersuchten Gewässer, die Ziele von NATURA 2000 zur Erreichung eines „sehr guten" oder „guten" Erhaltungszustandes gelten nur für den Grunewaldsee, da nur er als FFH-Gebiet ausgewiesen ist.

Über die rechtliche Festsetzung der Entwicklungsziele wie im Landschaftsrahmenplan, der EU-WRRL bzw. NAURA 2000 hinaus bestand und besteht jedoch auch ein allgemeiner Konsens zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand. Bau und Betrieb der OWA Beelitzhof sowie eine Reihe von Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung aus den Regenwassereinleitungen der BWB haben zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität der Seen geführt. Auch Inititativen des BA Charlottenburg-Wilmersdorf sowie von Anwohnern und Nutzern haben zu einer Verbesserung der Situation beigetragen.

Die im vorliegenden Gutachten erfolgten Darstellungen zum aktuellen Zustand sowie zu Defiziten und Belastungen sowie die im Folgenden diskutierten und vorgeschlagenen Maßnahmen können die Basis weiterer Planungen darstellen. Bei der Weiterführung der Planung ist es erforderlich, dass die drei großen Nutzungs- bzw. Interessengruppen Wasserwirtschaft (Regenwassereinleitungen), Erholung (attraktive Erholungsflächen für die wachsende Bevölkerung Berlins) sowie Gewässer- und Naturschutz (Wasserqualität und ökologischer Zustand) gleichberechtigt berücksichtigt werden.

5.2 Maßnahmen

Die im Folgenden dargestellten und diskutierten Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse können zwei Gruppen zugeordnet werden:

- Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung der Seen,
- Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen.

Beide Maßnahmengruppen zielen aus naturschutzfachlicher Sicht auf eine Verbesserung der Habitatverhältnisse und damit des ökologischen Zustandes sowie aus dem Blickwinkel der Seen als Erholungsgebiet auf eine Verbesserung der Attraktivität. Dabei ist es jedoch so, dass Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen die Habiatatverhältnisse und Attraktivität als Erholungsgebiet zwar in einem begrenzten Umfang verbessern könnnen, die bedeutendere Stellschraube zur Verbesserung der Situation stellt jedoch die Reduzierung der Nährstoffbelastung und Verbesserung der Wasserqualität der Seen dar.

5.2.1. Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung mit Nährstoffen

Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung mit Nährstoffen zielen vor Allem auf die Regenwassereinleitungen der BWB. Auch wenn eine klare Bilanzierung der Bedeutung dieser Quelle auf den Nährstoffhaushalt der Seen aktuell wegen fehlender Daten zur Wassermengen und Stoffkonzentrationen nicht möglich ist, so ist es doch unstrittig, dass diese Quelle für alle Seen (bis auf den Grunewaldsee) die bedeutendste Belastungsquelle für Nährstoffe und damit die wichtigste Ursache der festgestellten gewässerökologischen und trophischen Defizite ist.

Gleichzeitig muss jedoch wiederholt darauf hingewiesen werden, dass die Ableitung und Speicherung von Regenwasser aus den umliegenden Siedlungsbereichen der ursprüngliche Grund für die Entstehung der Seen der Kleinen Grunewaldseenkette ist, und dass die Ableitung von Regenwasser aus den Siedlungsgebieten die Siedlungsgebiete und die dort lebenden Einwohner vor Hochwasser und damit materiellen Schäden schützt.

Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung sind entweder technische Maßnahmen zur Speicherung und Behandlung des anfallenden Regenwassers vor der Ableitung in oberirdische Gewässer oder technische Maßnahmen zur Vermeidung der Entstehung einer Belastung. Maßnahmen zur Speicherung oder Behandlung können zum Beispiel Stauraumkanäle, Regenrückhaltebecken, Bodenfilter oder andere technische Filter und Abscheideeinrichtungen sein. Maßnahmen zur Vermeidung der Entstehung einer Belastung folgen dem Schwammstadtkonzept, also der Verdunstung und Versickerung von Niederschlagswasser am Ort der Entstehung. Eine weitere wichtige Maßnahme zur Vermeidung der Entstehung einer Belastung ist die Reduzierung der Stoffracht im Regenwasser durch besseres Management, insbesondere Reinigung, der Entstehungflächen der Belastung. Da die Belastung beispielsweise durch Staub, Reifenabrieb, Pollen, Laub, ggf. Müll von öffentlichem Straßenland entsteht, stellt ggf. auch eine intersivere Reinigung einen Weg dar, um die Belastung an der Stelle zu reduzieren, an der sie entsteht.

Beide Maßnahmengruppen erfordern zur Umsetzung umfangreiche finanzielle Ressourcen für die bauliche Umsetzung, jedoch zusätzlich auch Flächen zur technischen Realsierung. Insbesondere die zweite Voraussetzung stellt im dicht besiedelten Stadtraum um die Seen herum ein schwer zu lösendes Problem dar.

Trotzdem ist der Weg zur Reduzierung der externen Belastung aus den vorhandenen Regenwassereinleitungen die nachhaltigste Möglichkeit zur Verbesserung der Situation der betroffenen Seen.

Der Grunwaldsee erhält keine externe Belastung mit Nährstoffen aus Regenwassereinleitungen. Im Zusammenhang mit der Erarbeitung des Gutachtens sind für den Grunewaldsee jedoch zwei potenzielle externe Belastungen mit Nährstoffen identifiziert worden, deren Rolle im Belastungsgeschehen bislang weitgehend unklar ist. Weiterführende Untersuchungen sollten diese Rolle klären, damit, wenn erforderlich, entsprechende Maßnahmen geplant und umgesetzt werden können. Eine dieser potenziellen Belastungen hat ihre Ursache in der Attraktivität der Uferzone des Grunewaldsees für Besucher mit Hunden. Durch die fehlende Infrastruktur zur Entsorgung von durch die Besit-

zer gesammeltem Hundekot und ggf. auch Unachtsamkeit oder Unwillen der Hundebesitzer ist zu erwarten, dass in der landseitigen Uferzone des Grunewaldsees eine große Menge Hundekot abgelagert wird, die sich langsam zersetzt und deren Nährstoffanteile bei Regenereignissen in den Boden sickern und nach wenigen Dezimetern das Grund bzw. Schichtenwasser erreichen. Mit dem in der Regel seewärts gerichteten Grund- bzw. Schichtenwasserstrom erreichen diese Nährstoffbestandteile den Gunewaldsee und stellen damit eine externe Nährstoffbelastung dar.

Eine zweite potenzielle Belastungsquelle stellt die Überleitung von Wasser in den Grunewaldsee aus dem Betrieb der OWA dar. Durch die große Menge übergeleiteten Wassers erhält der See, auch wenn die Nährstoffkonzentrationen im übergeleiteten Wasser gering sind, eine bedeutende Nährstofffracht. Durch die im Verhältnis zum Volumen des Sees recht geringe übergeleitete Wassermenge ist davon auszugehen, dass eine lange Aufenthaltszeit entsteht und die übergeleiteten Nährstoffe zur planktischen oder makrophytischen Primärproduktion genutzt werden. Durch die Überleitung von Wasser über Hundekehle- und Forstgraben in den Dianasee wird eine größere Menge Wasser aus dem Grunewaldsee abgeleitet. Auch wenn die Nährstoffkonzentrationen des abgeleiteten Wassers vermutlich höher sind als die Konzentrationen des in den Grunewaldsee übergeleiteten Wassers hängt es von der Menge des in den Dianasee abgeleiteten Wassers ab, welches Verhältnis zwischen zu- und abgeleiteter Fracht besteht. Ist die zugeleitete Fracht höher als die abgeleitete Fracht, stellt der Betrieb der OWA für den Grunewaldsee eine externe Nährstoffbelastung dar. Da die Wasserqualität (Trophie) des Grunewaldsees jedoch bereits heute das Ziel der EU-WRRL, den „guten" ökologischen Zustand, erreicht sind diesbezügliche Maßnahmen nicht erforderlich.

Für beide potenziellen externen Nährstoffbelastungsquellen liegen keine Daten vor die es ermöglichen, die Rolle dieser potenziellen Quellen zu quantifizieren. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, durch entsprechende Untersuchungsprogramme die Rolle aufzuklären und zu quantifizieren um, wenn erforderlich, entsprechende Gegenmaßnahmen zu planen und umzusetzen.

5.2.2. Seeinterne Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung mit Nährstoffen und Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand

Seeinterne Maßnahmen betreffen klassische Maßnahmen der Seenrestauration um interne Nährstoffbelastungsquellen zu reduzieren und die Trophie des Wasserkörpers langfristig zu senken. Seeinterne Maßnahmen sind nur dann nachhaltig und sinnvoll, wenn alle bedeutenden externen Belastungen mit Nährstoffen stark reduziert oder beseitigt wurden.

Klassische seeinterne Maßnahmen sind die Sedimententnahme, die chemische Behandlung/Abdeckung der Sedimente, die Nährstofffällung, die Tiefenwasserableitung, das Spülen und Verdünnen durch die Überleitung nährstoffarmen Wassers sowie die Belüftung.

Eine klassische seeinterne Maßnahme wird seit vielen Jahren durch die BWB umgesetzt. Mit der Inbetriebnahme der OWA Beelitzhof und der zugehörigen Pumpwerke ab 1981, der Modernisierung der Anlagen in den letzten Jahren sowie Übernahme des gesamten Betriebes durch die BWB wird

das Verfahren der Spülung und Verdünnung für die Seen der Grunewaldseenkette seit Jahren erfolgreich angewandt. Ohne den Betrieb der Anlage und die Überleitung von Wasser insbesondere in Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hubertussee würde die Wasserqualität und der ökologische Zustand der Seen mit hoher Wahrscheinlichkeit viel schlechter sein, zusätzlich würde die gesamte Belastung aus den Regenwassereinleitungen mit dem natürlichen Abflussweg in den Grunewaldsee und die unterhalb gelegenen nährstoffarmen Seen gelangen. Durch die Überleitung wird relativ nährstoffarmes Wasser in den Dianasee übergeleitet und nährstoffreiches Wasser über das Pumpwerk Hubertussee in den Talgraben und Fennsee und von dort in den Landwehrkanal abgeleitet. Die so erzielte Entlastung der Seen der Grunewaldseenkette führt damit zu einer Belastung von Fennsee und den unterhalb gelegenen Gewässern.

Das Prinzip des Überleitungsystems kommt, bis auf einzelne Teilstrecken, wie die Verbindung zwischen Hubertussee und Fennsee, weitgehend, bis auf die Verbindng zwischen Hundekehlegraben und Dianasee durch den verrohrten Forstgraben, ohne Rohrleitungsverbindungen aus, da das in der OWA gereinigte Wasser jeweils in die kaskadenförmig angeordneten Seenruppen eingeleitet wird, so dass sich der Wasserstand dort anhebt. Von der jeweils unterhalb gelegenen Seegruppe wird das Wasser über ein Pumpwerk in die oberhalb gelegene Seegruppe übergeleitet und am Endpunkt der Seenkette durch das Pumpwerk Hubertussee über den Talgraben in den Fennsee abgeleitet. Mit dem Prinzip können Verdunstungsverluste sehr gut ausgeglichen und verhindert werden, dass nährstoffreiches Wasser aus dem Dianasee in den Grunewaldsee abfließt. Da das in die Seenkaskaden übergeleitete nährstoffarme Wasser sich in den Seen mit dem nährstoffreicheren Wasser in den Seen mischt und dann dieses gemischte, nährstoffreichere Wasser in die nächste Seengruppe übergeleitet wird, sind die Möglichkeiten der Steuerung der Wasserqualität damit begrenzt. Für den Grunewaldsee könnte die Wasserüberleitung sogar eine zusätzliche externe Belastungsquelle darstellen. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen zu prüfen, ob eine direkte Überleitung von Wasser aus dem Schlachtensee oder der Krummen Lanke über eine Druckrohrleitung in den Dianasee möglich ist, um ggf. den Gunewaldsee zu entlasten und einen größeren Effekt in der Verbesserung der Wasserqualität im Dianasee und den oberhalb gelegenen Seen zu erreichen.

Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob sich der bisherige Pumpenbetrieb optimieren lässt, um die Folgen der Regenwassereinleitungen in die Seen der Kleinen Grunewaldseenkette weiter zur reduzieren. Insbesondere wäre es erforderlich, den Pumpenbetrieb stärker als bisher mit der Wasserqualität der Seen und/oder mit bestimmten Niederschlagsereignissen zu verknüpfen, um ein aktiveres Management der Wasserqualität der Seen zu erreichen.

Da jedoch aktuell keine Daten zu den Nährstofffrachten vorliegen, die mit den durch die BWB sehr gut dokumentierten Wassermengen in die jeweiligen Seen übergeleitet oder aus ihnen abgeleitet werden ist es erforderlich, enstpechende Untersuchungen durchzuführen um eine Wissensbasis für weitere Überlegungen hinsichtlich einer Optimieung des Betriebs der OWA zu schaffen.

Zusätzliche seeinterne Maßnahmen kommen für die untersuchten Seen in der Mehrzahl aus zwei Gründen nicht in Frage: für die fünf der sechs Seen, die Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB

erhalten, ist die externe Nährstoffbelastung noch so hoch, dass weitere interne Maßnahmen nicht sinnvoll und nachhaltig sind, für den Grunewaldsee ist die Größe der externen Belastung noch unklar. Darüber hinaus konnte zumindest für zwei Seen (Hundekehle- und Hubertussee) nachgewiesen werden, dass die wichtigste potenzielle interne Nährstoffquelle für Seen, das Seesediment, in beiden Fällen keine bedeutende Belastungsquelle darstellt.

Damit sind zusätzliche klassische seeinterne Maßnahmen nicht zwingend erforderlich und nicht nachhaltig. Trotzdem kann es aus anderen Gründen notwendig oder sinnvoll sein, die Anwendung seeinterner Maßnahmen zu prüfen und ggf. umzusetzen. Diese Maßnahmen sind die Sedimententnahme sowie die Belüftung.

Am Beispiel des Hubertussee konnte gezeigt werden, dass sich in den Seen vor der Einmündung der Regenwassereimnleitungen mächtige Sedimentablagerungen bilden können, die das Seevolumen lokal stark reduzieren, den optischen Eindruck des Gewässers beeinträchtigen, zu Geruchsbelästigungen führen können und die Verlandung des Gewässers begünstigen. Aus diesem Grund sollte es zu den obligatorischen Pflichten des Versursachers der Sedimentablagerungen, den BWB, gehören, diese Sedimentablagerungen in regelmäßigen Abständen zu entfernen.

Ebenfalls an Beispiel des Hubertussees konnte gezeigt werden, dass die Ableitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB in Seen der Grunewaldseenkette temporär zu anoxischen bzw. anaeroben Verhältnissen in den Gewässern führen kann. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass dies offenbar nur für den Ostteil des Hubertussees gilt und es dort bislang nicht zu Fischsterben oder dem massenweisen Verenden von Organismen des Makrozoobenthos kam. Trotzdem wird empfohlen zu prüfen, welche Maßnahmen möglich sind, um die Sauerstoffkalamitäten im Ostteil des Hubertussees zu reduzieren oder zu beseitigen. Der Betrieb eines Belüfters auf dem See ist sicher eine technische Möglichkeit, eine Sauerstoffantreicherung des abgeleiteten Regenwassers durch technische Maßnahmen ist sicher eine andere Möglichkeit. Die BWB sollten prüfen, welche Möglichkeiten für eine effiziente Lösung des Problems existieren.

Eine häufig diskutierte Maßnahme zur Reduzierung des Nährstoffinventars und zur Verbesserung der Attraktivität von Seen für Erholungszwecke ist die Entnahme von Makrophyten, insbesondere wenn sie, wie bei Diana-, Koenigs-, Hertha- und Hundekehlesee, als Schwebematten des Rauen Hornblatts, vergesellschaftet mit der Fadenalge *Cladophora* vorkommen. Wie bei den anderen diskutierten Maßnahmen ist vor der Planung und Umsetzung einer solchen Maßnahme zu diskutieren, wie effizient die Maßnahme in Hinblick auf die Nährstoffentnahme und Kosten ist sowie ob und in welchem Umfang negative Auswirkungen zu erwarten sind.

Bei denn Darstellungen zum Dianasee wurde diskutiert, dass die Besiedlung mit bestimmten Arten (Raues Hornblatt) und Wuchsformen (Schwebematten) einen natürlichen ökologischen Zustand eines Gewässers darstellt, der allerdings im Konflikt mit der Erholungsnutzung des Gewässers stehen kann. Für die Seen der Kleinen Grunewaldseenkette konnte gleichzeitig gezeigt werden dass sich, bei gleichen Nährstoffverhältnissen ohne die Dominanz von Makrophyten, ein planktondomi-

nierter Zustand mit deutlich geringeren Sichttiefen und der Gefahr von Blaualgenmassenentwicklungen einstellen würde. Dies würde ebenso, wenn auch auf andere Weise, zu Konflikten mit der Erholungsnutzung führen. Zudem stellen die Bestände der Makrophyten einen Lebensraum für wassergebundene Arten der Fauna wie Wasserkäfer, Libellen, Amphibien und Fische dar.

Im konkreten Fall der vier Seen der Kleinen Grunewaldseenkette bestünde bei der Entnahme von Unterwasserpflanzen die konkrete Gefahr dass die gefährdeten Arten Biegsame Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis)* und Bauchige Schnauzenschnecke *(Bithynia leachi)* in ihrem Bestand beeinträchtigt werden. Daraus ergibt sich, dass eine Entnahme der Unterwasserpflanzen direkte negative Auswirkungen auf den Bestand von Fauna und Flora in den Gewässern haben würde, wie auch indirekte Auswirkungen (Planktondominanz, verbunden mit geringer Sichttiefe und der Gefahr von Blaualgenmassenentwicklungen).

Hinzu kommt, dass für den Schutz von Gewässern und Vegetation im Land Berlin die Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes §30 gelten. Danach sind natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Vegetation geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung der Biotope führen können, sind verboten. Damit steht der Entnahme von Unterwasserpflanzen ein weiteres bedeutendes rechtliches Hindernis entgegen.

Trotzdem wäre abzuwägen, ob mit der Umsetzung der entsprechenden Maßnahme einer, ggf. teilweisen, Entnahme der Unterwasserpflanzen ein positiver Effekt auf die Wasserqualität und den Nährstoffhaushalt der Seen zu erzielen wäre. Untersuchungen von Möller et al. (2017) hatten zum Ziel, den Nährstoffgehalt von Makrophyten mit dem Ziel zu bestimmen, welche Nährstoffmengen mit Entkrautungsmaßnahmen aus Gewässern entnommen werden können. Im Ergebnis konnte für eine ähnliche Art wie das Raue Hornblatt, für das in Möller et al. (2017) keine Angaben gemacht wurden, das Tausendblatt, ein Phosphorgehalt zwischen 0,82 und 2,70 g P/kg TS bestimmt werden.

Für das Tausendblatt liegt die Trockensubstanz bei 10 – 19 % der Frischmasse (Möller et al., 2017). Daraus ergibt sich, dass 1 Tonne entwässerter Unterwasserpflanzen der Art Tausendblatt zwischen 100 und 190 kg Trockensubstanz enthält. Bei Phosphorgehalten zwischen 0,82 und 2,70 g P / kg TS wären in 1 Tonne entwässerter Unterwasserpflanzen zwischen minimal 82 und maximal 513 g Phosphor enthalten.

Der Koenigsee beispielsweise enthält bei einem Volumen von ca. 41.000 m^3 und einem Saisonmittel (2016) der Gesamtphosphorkonzentration von 0,074 g/m^3 ca. 3 kg Phosphor. Da die Bestimmung des Gesamtphosphors aus dem Freiwasser erfolgte, sind die in den Unterwasserpflanzen gebundenen Phosphormengen in dieser Menge nicht enthalten. Das bedeutet, dass eine Entnahme von Unterwasserpflanzen am Phosphorgehalt des Sees zunächst nichts ändern würde. Es könnte maximal verhindert werden, dass am Ende der Vegetationsperiode der in den Pflanzen enthaltene Phosphor in das Freiwasser der Seen gelangt. Zur Vermeidung einer Erhöhung der Phosphorkonzentrationen

um 10 % (300 g) müssten damit im Herbst zwischen 0,6 und 3,6 Tonnen Unterwasserpflanzen entnommen werden.

Zur weiteren Bewertung der Wirksamkeit der Entnahme von Unterwasserpflanzen müssen folgende Aspekte berücksichtigt werden:

Es ist aktuell nicht abschätzbar, welche Pflanzenmenge aus den Seen entnommen werden müsste, um zum Beispiel 1 Tonne entwässerter Unterwasserpflanzen zu entnehmen.

Bei allen Seen muss zudem berücksichtigt werden, dass der Nährstoffhaushalt der Seen sehr dynamisch ist, da durch die Zuleitung von Wasser aus dem Betrieb der OWA, der Ableitung von Wasser durch den Betrieb der OWA und insbesondere durch die Zuleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB ständig Nährstoffe in großen, aktuell nicht zu beziffernden Mengen, in das System nachgespeist werden. Nährstoffverluste, z.B. durch die Entnahme von Unterwasserpflanzen werden aus anderen Quellen sofort ausgeglichen.

In Möller et al. (2017) wird zudem dargestellt, dass viele der in der Studie untersuchten Wasserpflanzen, wenn sie in der Vegetaionsperiode entnommen werden, nachwachsen, so dass eine mehrmalige Entnahme in der Vegetationsperiode erforderlich ist. Durch die beständige Nachlieferung von Nährstoffen aus der Zuleitung von Regenwasser aus dem Kanalnetz der BWB gilt dies für die untersuchten Seen in besonderem Maße. Gleichzeitig muss festgestellt werden, dass eine Reduzierung des Unterwasserpfanzenbestandes nicht zu einer nachhaltigen und dauerhaften Reduzierung führt. Möller et al. (2017) stellen am Beispiel von Stauseen an der Ruhr dar, dass die Entnahme von Unterwasserpflanzen zu einer Daueraufgabe des Ruhrverbandes geworden ist, um die bedeutende Freizeitnutzung der für das Ruhrgebiet sehr wichtigen Seen abzusichern.

Insgesamt sprechen mindestens drei Faktoren gegen eine dauerhafte und flächendeckende Entnahme von Unterwasserpflanzen:

- Rechtliche Fragestellungen (Vorkommen von geschützten Arten und Rote Liste-Arten, Schutz der Gewässer nach § 30 BNatschG)
- Fachliche Fragestellungen (Wirksamkeit hinsichtlich einer Verbesserung der Wasserqualität)
- Wirtschaftliche Fragestellungen (Effektivität bezüglich Kosten-Nutzen-Verhältnis)

Vor dem Hintergrund dieser Umstände wird aktuell davon abgeraten, Wasserpflanzen mit dem Ziel zu entnehmen, den Nährstoffhaushalt mit dem Ziel zu beeinflussen, die Wasserqualität zu verbessern und die Trophie zu senken.

5.2.3. Maßnahmen zum Nutzungsmanagement der Seen und zur Verbesserung der Gewässerstrukturen

Maßnahmen zum Nutzungsmanagement können dazu beitragen, nutzungsbedingte Belastungen zu reduzieren, die einen Einfluss auf die Wasserqualität und den ökologischen Zustand haben. Potenzielle nutzungsbedingte Belastungen können aus der Nutzung zum Angeln, Baden, Bootfahren oder durch eine intensive Nutzung der Uferbereiche und damit Zerstörung der Uferbereiche entstehen.

Die nutzungsbedingten Belastungen werden für die untersuchten Seen als insgesamt gering eingeschätzt.

Das Baden ist in allen untersuchten Seen nicht gestattet (Badegewässerverordnung Berlin (BadGewV BE) 2008). Nach Aussagen des BA Charlottenburg-Wilmersdorf (Hügerich, pers. Mitt. 2018) wird an den Seen in der Regel auch nicht gebadet. Damit stellt das Baden auch keine nutzungsbedingte Belastung dar.

Eine negative Beeinträchtigung von Wasserqualität durch das Angeln konnte nicht festgestellt werden, wohl aber eine Beeinträchtigung des ökologischen Zustands insbesondere durch Uferangelstellen. Eine Angelnutzung findet an allen Seen statt, insbesondere aber auf dem Hubertussee, wo eine Steganlage mit mehreren Bootsliegeplätzen existiert. Die Intensität der Angelnutzung ist im Landschaftsplan festgesetzt, sie ist begrenzt auf 12 Angelerlaubnisse pro Hektar Wasserfläche. Die Fischbestandserfassung des Fischereiamtes Berlin ergab keine Anzeichen für eine durch Fehlbesatz oder falsche Bewirtschaftung gestörte Fischzönose. Durch das Angeln vom Ufer aus kommt es jedoch an den Uferangelstellen zu einer Trittbelastung der Uferzone und damit weitgehender Vergetationsfreiheit in diesen Bereichen. Ggf. kommt es in diesem Zusammenhang stellenweise auch zu einer Vermüllung der Uferzone. Zukünftig sollte, wenn nicht schon geschehen, in den fischereilichen Pachtverträgen festgesetzt werden, wie und mit welchen Zielen die Seen fischereilich zu bewirtschaften sind, um die Ziele der Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand zu unterstützen. Insbesondere in Verbindung mit den Festsetzungen des Landschaftsplanes hinsichtlich der Anzahl der Angelerlaubnisse und dem Schutz der landseitigen Uferzone sollten die Pachtverträge ggf. konkretisiert werden.

Alle Seen werden durch das Bootfahren genutzt. Dabei ist die Anzahl der Boote auf den Gewässern durch die Zugänglichkeit stark beschränkt, die auf den Seen verkehrenden Boote gehören in der Regel Eigentümern von Ufergrundstücken. Damit ist die Nutzungsintensität gering und stellt keine Belastung für die Gewässer dar. Im Gegensatz dazu können die Stege, die private Eigentümer von Ufergrundstücken errichtet haben, um einen Liegeplatz für Boote zu errichten sehr wohl eine negative Beeinträchtigung der Uferstrukturen darstellen, wie im folgenden Abschnitt diskutiert.

Die Nutzung der Uferbereiche an den Seen kann durch ihre Intensität einen negativen Einfluss auf die Funktion der Uferzone haben, insbesondere durch die Beeinträchtigung oder Zerstörung von natürlichen Uferstrukturen. So kann eine intensive Nutzung der Uferbereiche zum Uferverbau, zum Beispiel zum Zwecke der Sicherung von Uferwegen, zur Anlage breiter Uferwege oder zur Zerstö-

rung einer natürlichen oder naturnahen Ufervegetation führen. An den untersuchten Seen wird, mit Ausnahme des Grunewaldsees, die Intensität der Nutzung der Uferbereiche als gering eingeschätzt, so dass bedeutende negative Auswirkungen nicht zu erwarten sind.

Für den Grunewaldsee besteht durch die intensive und erlaubte Nutznung als Hundeauslaufgebiet eine potenzielle Belastung an offenen Uferstellen, die das Aussehen von Stränden haben und die durch Hunde zum Spielen und Baden genutzt werden. Diese Bereiche stellen einen Eingriff in die Uferstrukturen dar, da sie den Röhrichtgürtel und die naturnahe landseitige Uferzone unterbrechen. Das Problem wurde schon vor vielen Jahren erkannt und führte zur abschnittsweisen Sicherung von Uferzonen vor dem Betreten. Die Maßnahme ist erfolgreich und sollte dahingehend fortgesetzt werden, dass die vorhandenen Anlagen zur Sicherung der Uferzone weiter unterhalten und regelmäßig instand gesetzt werden. Für den Grunewaldsee muss eingeschätzt werden das die Gefahr besteht, dass sich durch den erhöhten Nutzungsdruck durch das Wachsen der Einwohnerzahl Berlins die Belastung in Zukunft verstärkt und die Wasserqualität sowie den ökologischen Zustand des Sees negativ beeinträchtigt. Wie im Kapitel zum Grunewaldsee dargestellt ist es erforderlich, ein übergreifendes Nutzungskonzept für die Seen der Grunewaldseenkette zu erarbeiten das zum Ziel hat, Nutzungen zu ordnen und zu begrenzen, die negativen Auswirkungen der Nutzungen zu minimieren sowie eine Nutzungsinfrastruktur zu schaffen.

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen können dazu beitragen, die Habitatverhältnisse für wassergebundene Arten der Flora und Fauna zu verbessern, das Selbstreinigungspotenzial der Gewässer zu stärken und die Qualität der Seeufer als Erholungsgebiete zu erhöhen. Der Begriff Gewäserstrukturen bezieht sich auf die Uferlinie und eine land- und wasserseitige Uferzone, also den Übergangsbereich zwischen Gewässer und Land. Dieser Bereich ist besonders attraktiv für die Erholungsnutzung gleichzeitig aber auch bevorzugter Lebensraum beispielsweise für Wasservögel, Insekten (Libellen) sowie Muscheln und Schnecken, andere Arten (Amphibien) durchqueren diesen Bereich. Damit sind ökologische Ausstattung und Zustand eines Gewässers stark von der Ausprägung dieses Bereiches abhängig. Ausgedehnte wasserseitige Röhrichtbereiche und strukturreiche landseitige Uferzonen stellen eine Pufferzone für externe Belastungen dar, ausgedehnte Röhrichte sind in der Lage, Nährstoffe des Freiwassers in der Vegetationsperiode zu binden und damit die Wasserqualität zu verbessern.

Für die untersuchten Seen muss berücksichtigt werden, dass die Seen in einem intensiv genutzten städtischen Siedlungsgebiet liegen und für die Seen und ihre Uferbereiche verschiedene Nutzungsansprüche bestehen, die ggf. auch zu Konflikten zwischen einzelnen Nutzungsinteressen führen.

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen wurden erstmals im Landschaftsplan IX-L-1 / 1a „Grunewaldseenkette" (1991) textlich und kartograpisch dargestellt. Der Landschaftsplan umfasst von den untersuchten Seen das Ostufer des Hundkehlesees sowie vollständig den Diana-, Koenigs-, Hertha-, Hubertus- und Halensee. Der Grunewaldsee ist nicht Gegenstand der Festsetzungen des Landschaftsplanes.

Bezüglich der Gewässerstrukturen trifft der Landschaftsplan Festsetzungen zu Röhrichtanpflanzungen, zur Befestigung des Ufers und zur Gestaltung der landseitigen Grundstücke. In der zugehörigen Festsetzungskarte werden an den Seen Uferbereiche ausgewiesen, in denen Röhrichtanpflanzungen vorgenommen und künstliche Uferbefestigungen beseitigt werden sollen. Gleichzeitig wurde eine Uferschutzzone festgelegt und unzulässige Handlungen in dieser Zone definiert.

Im Zusammenhang mit der Erfassung der Uferstrukturen im Jahr 2016 wurde festgestellt, dass der Landschaftsplan und insbesondere dessen Festsetzungen zum Uferverbau nur teilweise umgesetzt sind.

Der bestehende Landschaftsplan ist eine hervorragende Basis für weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Uferstrukturen.

Alle Seen, bis auf den Grunewaldsee, sind durch Defizite in der Röhrichtvegetation gekennzeichnet. Die Ursachen dafür liegen in den zum Teil steil abfallenden wasserseitigen Ufern, in der starken Beschattung sowohl durch die geographische Lage (Südufer) als auch durch den dichten Baumbestand im Uferbereich. Auch eine Entfernung von Röhrichten zum Freihalten des ungehinderten Zugangs zum Wasser, die nach den Festsetzungen des Landschaftsplanes unzulässig ist, kommt als mögliche Ursache in Frage, ist aber derzeit nicht belegt. Eine Etablierung von Uferröhrichten wird, wie im Landschaftsplan dargestellt, als sehr wünschenswert erachtet. Dafür ist es in einer vorbereitenden Planung erforderlich, die genauen Standortsbedingungen und Defizite zu erfassen und Bereiche auszuweisen, in denen eine Ansiedlung von Röhricht erfolgversprechend ist. Ggf. sind in diesem Zusammenhang Ufer abzuflachen und die Beschattung durch die Entnahme von Bäumen deutlich zu reduzieren. Zur Verbesserung der Brutmöglichkeiten für Wasservögel sollte geprüft werden, ob die Errichtung von Schwimminseln mit Röhrichtanpflanzungen erforderlich und möglich ist.

Ebenso an allen Seen, wenn auch in unterschiedlichem Maße, stellen der Uferverbau sowie Steganlagen, die eine potenzielle Röhrichtzone durchschneiden, ein beträchtliches Defizit dar. Uferverbau dient in erster Linie dazu, landseitige Ufer vor Erosion zu schützen. Unklar ist aktuell, wie hoch das Erosionspotenzial an den Ufern ist und ob es damit erforderlich ist, Uferschutz zu betreiben. Die Kartierung der Gewässerstrukturen hat ergeben, dass die vorhanden Uferverbaue häufig nicht aus pflanzlichen Materialien bestehen, sondern massiv aus Stein bzw. Beton errichtet sind. Damit stehen diese baulichen Anlagen (Stege wie auch der Uferverbau aus nicht pflanzlichen Materialien) im Widerspruch zu den Festsetzungen des Landschaftsplans. An allen Uferabschnitten, an denen nicht ein fachlicher Grund zur Sicherung des Ufers besteht muss angestrebt werden, den Uferverbau zu entfernen. Dort wo ein fachlicher Grund besteht, ist der Uferverbau ökologisch weitgehend neutral und mit pflanzlichen Materialien so zu gestalten, dass kein für Organismen unüberwindbarer Absturz zwischen Ufer und Wasseroberfläche entsteht. Vielmehr ist eine flache Böschung anzustreben. Was den Bestand an Stegen und betrifft so ist zu prüfen, ob eine Genehmigung zur Errichtung einer baulichen Anlage entgegen den Festsetzungen des Landschaftsplanes besteht oder ob der Steg ggf.

schon vor dem Inkraftttreten des Landschaftsplanes entstand. Liegt keine Genehmigung oder Bestandsschutz vor, so wären die Steganlagen zu entfernen.

In der landseitigen Uferzone findet der Übergangsbereich zwischen See und Land seine Fortsetzung. Im Landschaftsplan wurde für diese Zone eine Uferschutzzone ausgewiesen, die weitestgehend nicht verändert werden darf. Eine naturnahe Uferzone kann sowohl von Offenland, einer an die Wasserverhältnisse angepassten Wiesenvegetation, von einer landseitigen Fortsetzung von Röhrichtbeständen oder von einer Vegetation mit ausgeprägtem Baum- und Strauchbestand geprägt sein. Durch den Wechsel zwischen diesen Ausprägungen entstehen wechselnde Habitatverhältnisse für unterschiedliche Tier- und Pflanzenarten wie auch eine abwechslungsreiche Vegetation in Hinblick auf die Erholungsfunktion der Uferzone. In jeder Ausprägungsform sollte die Bewirtschaftung bzw. Pflege dieser Vegetation so extensiv wie möglich erfolgen. Für die landseitige Uferzone ist eine Umgestaltung und damit Verbesserung der Erholungsfunktion wie auch der Habitatverhältnisse im Einklang mit dem Landschaftsplan anzustreben. Dafür ist es in einer vorbereitenden Planung erforderlich, die genauen Standortsbedingungen und Defizite zu erfassen und Bereiche auszuweisen, in denen eine Umgestaltung erforderlich bzw. möglich ist. Dies betrifft insbesondere die Wegeführung für Spaziergänger als auch die Ordnung der Uferangelstellen.

Die Umsetzung aller Maßnahmen ist eng an die Eigentumsverhältnisse der Ufergrundstücke gebunden. Für die Ufergrundstücke im öffentlichen Eigentum können die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen sofort in Angriff genommen werden. Vorausetzung ist eine genaue Bestandserfassung und Planung der angestrebten Gestaltung. Für die Ufergrundstücke im privaten Eigentum stellt sich die Situation komplizierter dar. Es sind zwar alle Eigentümer an die Festsetzugen des Landschaftsplanes gebunden, die Bestandssituation entspricht aber an vielen Stellen nicht den Festsetzungen des Landschaftsplanes. Eine Veränderung und damit Verbesserung der Situation kann nur auf der Basis des Landschaftsplanes zusammen mit den Grundstückseigentümern erfolgen. Hier sollte eine Strategie entwickelt werden, wie die Festsetzungen des Landschaftsplanes wie auch die weiteren Vorschläge zur Verbesserung der Uferstrukturen zusammen mit den Grundstückseigentümern umgesetzt werden können. Es wird empfohlen, die Belange der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes der Seen wie auch der Uferzonen in seebezogenen Interessengruppen zu diskutieren und akzeptable Lösungen zu erarbeiten.

5.2.4. Zusammenfassung

Wie mehrfach dargestellt bestehen die größten Defizite der untersuchten Seen in der Nährstoffbelastung und hohen Trophie, gefolgt vom Zustand der Uferstrukturen.

Unter ausschließlicher Betrachtung der Funktion der Ableitung und Speicherung von Regenwasser ist die Wasserqualität, auch durch in der Vergangenheit ungesetzte Maßnahmen, jedoch nicht als sehr schlecht zu bezeichnen, erscheinen die Defizite als nicht sehr groß.

In der wachsenden Stadt Berlin besteht jedoch sowohl ein großer Bedarf an hochwertigen Erholungsflächen als auch die Notwendigkeit den ökologischen Zustand von Gewässern und deren Uferzonen zu verbessern. Am Grunewaldseee besteht aus dem Status eines NATURA 2000 – Gebietes eine darüber hinaus gehende Notwendigkeit zur Sicherung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustandes. Aus diesem Grund ist es erforderlich, weitere Maßnahmen zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand vor dem Hintergrund der Ansprüche aller Nutzergruppen zu entwickeln, zu planen und umzuseten.

Der weiteren Reduzierung der Nährstoffbelastung und der Verbesserung der Uferstrukturen kommen dabei Schlüsselrollen zu. Beide Maßnahmengruppen wurden oben diskutiert.

Hinsichtlich der Reduzierung der Nährstoffbelastung wurden in der Vergangenheit eine ganze Reihe kostspieliger technischer Maßnahmen geplant und umgesetzt sowie aktuell betrieben, die die Wasserqualität erfolgreich verbessert haben. In Zukunft wird es aber immer aufwändiger werden, mit Nährstoffen belastetes Wasser so intensiv zu reinigen, dass es zu einer bedeutenden Verbesserung der Wasserqualität der Seen führt. Auch aus diesem Grund sollte ein alternativer Weg zusätzlich diskutiert werden: die Vermeidung der Entstehung einer Belastung durch die Planung und Umsetzung von Schwammstadtkonzepten.

6. Literatur

BadGewV BE (2008): Verodnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer v. 07.07.2008. GVBl. 2008, 182, 753-1-19.

BArtSchV (2005): Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV). Vollzitat: Bundesartenschutzverordnung vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), die zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.

BNatSchG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). Vollzitat: Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das durch Artikel 19 des Gesetzes vom 13. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2258) geändert worden ist.

Böhmer, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobethos gemäß AESHNA.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart. 683 S.

Gutowski, A. & Foerster, J. (2009): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe. LANUV-Arbeitsblatt 9: 1-474.

Hervant, F., Mathieu, J., Garin, D. & A. Freminet (1996): Behavioral, ventilatory and metabolic responses of the hypogean Niphargus virei (Crustacea: Amphipoda) and the epigean Asellus aquaticus (Crustacea: Isopoda) to severe hypoxia and subsequent recovery. Physiological Zoology, 69 (6), pp. 1277-1300.

Jedicke, E. (1997): Die Roten Listen. – Stuttgart.

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10 (2): 73-85.

Korsch, H., Doege, A., Raabe, U. & K. van de Weyer (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Hausknechtia, Beihefte 17: 1-34.

Kusber, W.-H., Geissler, U. & R. Jahn (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Rotalgen (Rhodophyceae), Armleuchteralgen (Charophyceae) und Braunalgen (Phaeophyceae) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. CD-ROM.

Lampert, W. & U. Sommer (2003): Limnoökologie. 2. überarbeitete Auflage. Stuttgart; New York: Thieme, 2003. ISBN 3-13-786402-X.

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) 2013: Validierung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in Seen gemäß WRRL.

Landschaftsplan IX-L-1/1 A (1991): Verodnung über die Festsetzung des Landschaftsplans IX-L-1/1 A (Grunewaldseenkette) im Bezirk Wilmersdorf von Berlin v. 13.03.1991. GVBl. 1991, 44, 791-1-57

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1999): LAWA AK „Gewässerbewertung – stehende Gewässer" – „Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien". Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH. 74 S. ISBN 3-88961-225-3.

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014): Trophieklassifikation von Seen – Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Kiel, 34 S. ISBN 978-3-88961-345-5.

Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & Deneke, R. (Hrsg.): Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband:15-24.

Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. & M. Pusch (2013): Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos. Bericht, LAWA Projekt-Nr. O.10/2011; 72 S. und Anlagen.

Möller, L., Bauer, A., Marx, L., Schmidt, S., Pörschmann, J. Stärk, H.-J. & A. Zehnsdorf (2017): Die Ernte aus dem Wasser und die weitere Nutzung, in: UFZ = HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG (2017): Wasserpflanzenmanagement. Projekt AquaMak. - Leipzig, S. 15-23

Moog, O. (1995). Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster.

NatSchG Bln (2013): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege von Berlin (Berliner Naturschutzgesetz - NatSchG Bln) vom 29. Mai 2013. GVBl. 2013, 140, 791-1.

Oberflächengewässerverordnung (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV). Vollzitat: „Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I Nr. 28 S. 1373-1443)".

Petzold, F., Kabus, T., Brauner, O., Hendrich, L., Müller, R. & J. Meisel (2006): Natürliche eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. – Naturschutz und Landschaftspflege 15: 36-47.

Petzold, F. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen (Odonata) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/ Senatsverwaltung für Umwelt, Klima und Verkehr (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin.

Prasse, R., Ristow, M., Klemm, G., Machatzi, B., Raus, T., Scholz, H., Stohr, G., Sukopp, H. & F. Zimmermann (2001): Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung / Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). Berlin (Kulturbuch-Verlag), 85 S.

QZV Ökologie OG (2010): Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 99/2010.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & A. Vogel (2015): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand: Februar 2014. Version Oktober 2015. – 137 S., im Internet: http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_seen.pdf

Schlungbaum, G. & M. Krech (1999): Klassifizierung und Bewertung von Seen – die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU-Wasserrahmenrichtlinie. Rostock. Meeresbiol. Beitr. (1999) 7, 45-63.

Schröder, N. (2014): Untersuchung zur Belastung des Halensees unter Berücksichtigung möglicher diffuser Stoffeinträge. Masterarbeit an der Technischen Universität Berlin, Fakultät III Prozesswissenschaften, 118 S.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (SenStadtUm) Berlin (1988): Bewirtschaftungsplan für die Kleine Grunwaldseenkette. Schriftenreihe Umwelt- und Naturschutz für Berliner Gewässer, Heft 4, 30 S.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2002): Gewässeratlas von Berlin.

Van de Weyer, K., Meis, S. & J. Bruinsma (2016): Erhebung und Bewertung der Makrophyten in Berliner See im Jahr 2016. Gutachten des Büros lanaplan (Nettetal) im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt.

Verordnung über die Festsetzung des Landschaftsplans IX-L-1/1 A (Grunewaldseenkette) im Bezirk Wilmersdorf von Berlin vom 13. März 1991.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – 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 (Wasserrahmenrichtlinie) (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zuletzt geändert durch (ABl. L 311 vom 31.10.2014, S. 32).

Wolfram, G.; Römer, J.; Hörl, C.; Stockinger, W.; Ruzicska, K. & A. Munteanu (2014): Chlorid - Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der vier biologischen Qualitätselemente gemäß EU-WRRL. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien.

Zettler, M. L. (2006). Die Land- und Süsswassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. CW-Obotritendruck: Schwerin.

Zimmermann, F. (2014): Beschreibung und Bewertung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie in Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege Brandenburg 23 (3-4): 1-174.

Internetquellen:

www.bwb.de [letzter Zugriff am 07.12.2016]

https://www.berlin.de/ba-charlottenburg-wilmersdorf/ [letzter Zugriff am 09.12.2016]

http://www.chemie.de/lexikon/Gesamter_organischer_Kohlenstoff.html [letzter Zugriff am 14.12.2016]