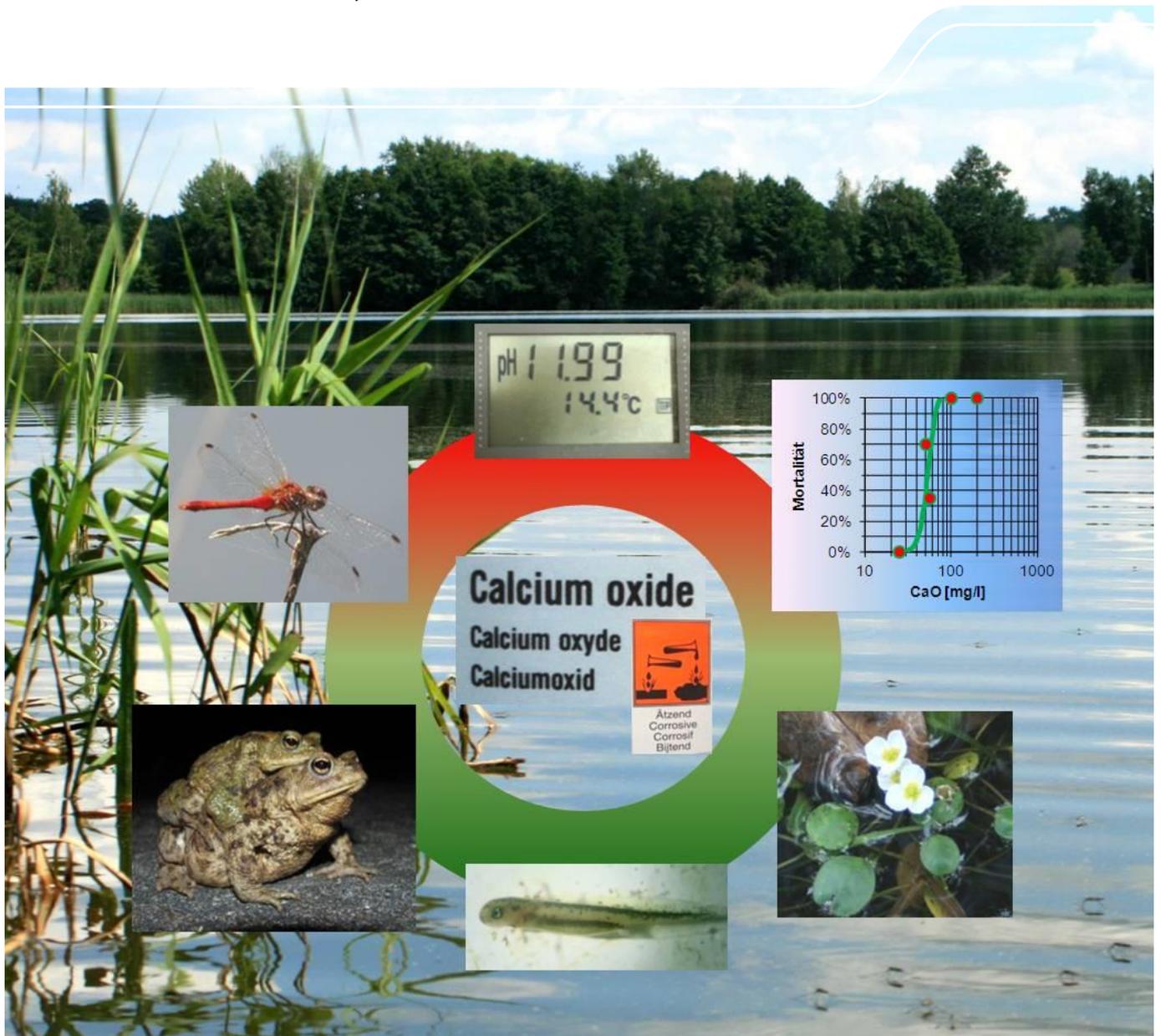


# Brantkalkkeinsatz in der Karpfenteichwirtschaft

Schriftenreihe, Heft 28/2014



# Auswirkungen der Applikation von Branntkalk auf einheimische, insbesondere naturschutzbedeutsame Tier- und Pflanzenarten an Karpfenteichen

Katja Kornek, Jan Blau, Dietrich Hanspach, Gert Füllner

## Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>Aufgabenstellung</b> .....	<b>16</b>
2.1	Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf Fische, Amphibien, wirbellose Organismen, die Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie die Teichbodenvegetation in bewirtschafteten Karpfenteichen .....	16
2.2	Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf die Überlebensfähigkeit von Amphibienlaich und Kaulquappen sowie Cladoceren .....	17
<b>3</b>	<b>Untersuchungen zu Auswirkungen der Applikation von Branntkalk in Praxisbetrieben der Karpfenteichwirtschaft</b> .....	<b>17</b>
3.1	Versuchsdesign .....	17
3.2	Untersuchungsgewässer .....	20
3.2.1	Teichgebiet Niederspree (2012) .....	20
3.2.2	Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen (2012) .....	23
3.2.3	Teichgebiet Biehla-Weißig (2013) .....	25
3.3	Methodik/Versuchsdurchführung .....	30
3.3.1	Untersuchung physikalisch-chemischer Parameter.....	30
3.3.2	Wasseranalytik .....	31
3.3.3	Erfassung der Amphibienpopulation .....	32
3.3.4	Erfassung der Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) .....	35
3.3.5	Erfassung der Biomasse der Bodentiere .....	36
3.3.6	Erfassung des Zooplanktons .....	37
3.3.7	Quantitative und Halbquantitative Erfassung des Phytoplanktons .....	38
3.3.8	Untersuchung der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft sowie der Teichbodenvegetation ....	38
3.4	Ergebnisse .....	39
3.4.1	Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	39
3.4.2	Wasseranalytik im TG Niederspree/Hammerstadt 2012.....	46
3.4.3	Messung der Sichttiefen im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	49
3.4.4	Quantitative Erfassung des Phytoplanktons im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	50
3.4.5	Halbqualitative Erfassung der Phytoplanktonanalysen im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	51
3.4.6	Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter im TG Weißig-Biehla 2013.....	51
3.4.7	Wasseranalytik im TG Weißig-Biehla 2013 .....	57
3.4.8	Sichttiefen im TG Weißig-Biehla 2013.....	60
3.4.9	Halbqualitative Phytoplanktonanalysen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013.....	61
3.4.10	Untersuchung der Amphibienpopulation im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	61
3.4.11	Teichgebiet Biehla-Weißig.....	65
3.4.12	Erfassung des Zooplanktons im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	67
3.4.13	Untersuchung der Biomassen der Bodentiere im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	69
3.4.14	Untersuchung der Wirbellosenfauna 2012 .....	70
3.4.15	Auswertung der Erfassung Wirbellosenfauna im TG Niederspree/Hammerstadt 2012 .....	84
3.4.16	Untersuchung der Wirbellosenfauna im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013.....	87
3.4.17	Auswertung der Untersuchung der Wirbellosenfauna im TG Biehla-Weißig 2013 .....	97
3.4.18	Untersuchung der Makrophyten und Teichbodenvegetation im Jahr 2012.....	99
3.4.19	Untersuchung der Makrophyten und Teichbodenvegetation im Jahr 2013 im Teichgebiet Biehla-Weißig .....	106
<b>4</b>	<b>Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlich hoher Branntkalkgaben auf die Tier- und Pflanzenarten an Teichen der Lehr- und Versuchsteichanlage des LfULG</b> .....	<b>111</b>
4.1	Versuchsdesign.....	111
4.2	Charakterisierung der Untersuchungsgewässer.....	113
4.3	Methodik/Versuchsdurchführung .....	114
4.3.1	Erfassung der Wasseranalysedaten.....	114
4.3.2	Erfassung der Amphibienpopulation in der VTA Königswartha .....	114

4.3.3	Erfassung der Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) in der VTA Königswartha .....	115
4.3.4	Erfassung des Zooplanktons in der VTA Königswartha.....	116
4.3.5	Quantitative und halbquantitative Erfassung des Phytoplanktons in der VTA Königswartha.....	117
4.3.6	Untersuchung der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft und der Teichbodenvegetation.....	117
4.4	Ergebnisse .....	118
4.4.1	Wasseranalysedaten.....	118
4.4.2	Erfassung der Amphibienpopulation.....	120
4.4.3	Erfassung der Wirbellosenfauna (Mollusca, Dytisciden, Odonata) in der VTA Königswartha .....	121
4.4.4	Auswertung zur Erfassung der Wirbellosenfauna in der VTA Königswartha .....	130
4.4.5	Erfassung der Amphibienpopulation in der VTA Königswartha .....	132
4.4.6	Erfassung der Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie der Teichbodenvegetation in der VTA Königswartha.....	133
4.4.7	Halbqualitative Erfassung des Phytoplanktons in der VTA Königswartha .....	136
4.4.8	Erfassung des Zooplanktons in der VTA Königswartha 2012.....	137
4.4.9	Erfassung der Biomasse der Bodennährtiere in der VTA Königswartha .....	139
<b>5</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>140</b>
5.1	Zusammenfassende Auswertung der Erfassung der Amphibienpopulation .....	140
5.2	Zusammenfassende Auswertung zur Untersuchung der Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf die Wirbellosen Organismen .....	143
5.3	Einfluss der Branntkalkapplikation auf die Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie die Teichbodenvegetation .....	145
5.3.1	Für die Vitalität von Gewässermakrophyten relevante Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf den Gewässerchemismus .....	145
5.3.2	Auswirkungen einer Veränderung des Gewässerchemismus auf die Artenzusammensetzung .....	145
5.4	Vorschläge für Leitlinien zum Einsatz von Branntkalk im Rahmen der guten fachlichen Praxis und bei der naturschutzgerechten Bewirtschaftung von Karpfenteichen.....	149
5.4.1	Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie Teichbodenvegetation .....	149
<b>6</b>	<b>Literaturstudie zur Wirkung von Branntkalk auf aquatische Organismen .....</b>	<b>150</b>
6.1	Branntkalk – nützlich oder schädlich? .....	150
6.2	Biochemische und physiologische Wirkungen stark alkalischer pH-Werte bei der Branntkalkanwendung.....	151
6.2.1	Akute Wirkungen .....	151
6.2.2	Subakute und chronische Wirkungen .....	152
6.3	Literaturüberblick zur Wirkung von CaO und hohen pH-Werten auf aquatische Organismen.....	152
<b>7</b>	<b>In-vitro-Experimente zur pH-Toleranz von Amphibien und Cladoceren.....</b>	<b>158</b>
7.1	Veranlassung .....	158
7.2	Methodik.....	158
7.2.1	Versuchswässer .....	158
7.2.2	Versuche mit Amphibien.....	161
7.2.3	Versuche mit Daphnia magna .....	165
7.2.4	Statistische Auswertung .....	166
7.3	Ergebnisse .....	167
7.3.1	CaO-Wirkung auf Amphibienlaich und -larven.....	167
7.3.2	CaO-Wirkung auf Daphnia magna .....	172
<b>8</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>174</b>
8.1	Ökotoxikologische Versuche mit Amphibien und Daphnien .....	174
8.2	Ableitung von Empfehlungen zum CaO-Einsatz.....	176
8.2.1	Kalkungszeitpunkt .....	177
8.2.2	Räumlich heterogene Kalkungswirkung .....	177
8.2.3	Vermeidung von pH-Schädigungen durch Verhalten .....	178
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>179</b>
<b>10</b>	<b>Empfehlungen für die zukünftige Anwendung von Branntkalk in der Karpfenteichwirtschaft .....</b>	<b>180</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Mittelteich .....	21
Abbildung 2:	Pferdeteich .....	21
Abbildung 3:	Rodeteich 1 .....	22
Abbildung 4:	Rodeteich 6 .....	22
Abbildung 5:	Froschteich.....	22
Abbildung 6:	Delinkateich.....	24
Abbildung 7:	Raklitzateich.....	24
Abbildung 8:	Ochsenteich 1 (links), Ochsenteich 2 (rechts).....	25
Abbildung 9:	Großer Baselteich .....	26
Abbildung 10:	Mittelteich Weißig.....	27
Abbildung 11:	Heikteich .....	27
Abbildung 12:	Neuteich Weißig.....	28
Abbildung 13:	Maaschingteich .....	28
Abbildung 14:	Jesorteich.....	29
Abbildung 15:	Altteich Biehla .....	29
Abbildung 16:	Dammteich .....	30
Abbildung 17:	Entwicklung des pH-Wertes in der Teichmitte in den Praxisteichen in Niederspree mit Desinfektionskalkung und dem Froschteich als Kontrollteich 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung.....	45
Abbildung 18:	Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen in Niederspree mit Desinfektionskalkung und dem Froschteich als Kontrollteich 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung .....	45
Abbildung 19:	Entwicklung des pH-Wertes in der Teichmitte in den Praxisteichen Hammerstadt mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung.....	46
Abbildung 20:	Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen Hammerstadt mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung.....	46
Abbildung 21:	Sichttiefe im Teichgebiet Niederspree 2012.....	50
Abbildung 22:	Sichttiefe im Teichgebiet Hammerstadt 2012.....	50
Abbildung 23:	Entwicklung des pH-Wertes im Teichablauf in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2013.....	55
Abbildung 24:	Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2013.....	56
Abbildung 25:	Entwicklung des pH-Wertes im Teichablauf in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Desinfektion 2013.....	57
Abbildung 26:	Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Desinfektion 2013.....	57
Abbildung 27:	Sichttiefen in den Kontrollteichen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013.....	60
Abbildung 28:	Sichttiefen in Teichen mit Desinfektionskalkung im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013 .....	61
Abbildung 29:	Versuchsteichanlage in Königswartha .....	112
Abbildung 30:	Versuchsteich 7 (links), Versuchsteich 10 (rechts).....	114
Abbildung 31:	Versuchsteich 20 (links), Versuchsteich 23 (rechts).....	114
Abbildung 32:	Entwicklung der pH-Werte der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittelwert der Varianten mit je drei Wiederholungen) .....	119
Abbildung 33:	Entwicklung der Sauerstoffwerte der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittel von jeweils drei Wiederholungen).....	119
Abbildung 34:	Entwicklung der Sichttiefe der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittel von jeweils drei Wiederholungen); 140 cm = Grundsicht .....	120
Abbildung 35:	Biomasse der Bodennährtiere in der VTA Königswartha bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012 .....	139

Abbildung 36:	Grafische Darstellung publizierter Daten zur Wirkung alkalischer pH-Werte auf aquatische Organismen. Beispiele, in denen die Kombination aus pH-Wert und Wirkzeit zum Absterben bzw. teilweisen Absterben (z. B. LC50-Werte) der Organismen führte, sind rot markiert. ....	153
Abbildung 37:	Zusammenhang zwischen volumenbezogener CaO-Dosierung (mg/l) und Dosierung pro ha Teichfläche in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe des Gewässers .....	159
Abbildung 38:	pH-Wert in Abhängigkeit von der CaO-Dosierung in den verschiedenen verwendeten Versuchswässern .....	160
Abbildung 39:	pH-Verläufe in statischen Versuchsansätzen mit Erdkrötenlaich über 96 h in natürlichem und synthetischem Teichwasser (oben); pH-Verlauf in semikontinuierlichem Ansatz mit <i>Daphnia magna</i> (unten).....	161
Abbildung 40:	Versuchsanlage zur Untersuchung der pH-Toleranz von Amphibienlaich <i>in vitro</i> .....	163
Abbildung 41:	Aufhängung der Laichschnüre im Laborversuch (links oben); charakteristische Aufhängung von Erdkrötenlaich im Freiland (Foto: M. Krüger) (rechts oben); Hälterung des Froschlaiches im Labor auf Netzen (links unten); Laichbecken für Bergmolche mit Wasserpflanzen ( <i>Elodea</i> sp.) (rechts unten) ..	164
Abbildung 42:	Larven der Erdkröte ( <i>Bufo bufo</i> ) 1 Tag alt (links oben); Larven des Grasfroschs ( <i>Rana temporaria</i> ) während des Schlupfs (rechts oben); Bergmolchlarve ( <i>Ichthyosaura alpestris</i> ) 2 Tage alt (unten).....	165
Abbildung 43:	<i>Daphnia magna</i> STRAUS (WATANABE 2011).....	165
Abbildung 44:	Darstellung der Probitregressionen Immobilisierung <i>Daphnia magna</i> vs. CaO-Konzentration (links) und pH-Wert (rechts) in natürlichem Teichwasser über 48 h. Die gestrichelte Linie gibt das 95%-Konfidenzintervall der Kurvenanpassung an. ....	166
Abbildung 45:	Fotodokumentation der CaO-Wirkung auf Erdkrötenlaich in synthetischem Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER (2003) im statischen Versuch nach 24 h. Rote Pfeile markieren koagulierte abgestorbene Eier inmitten ansonsten vitaler Embryos. ....	168
Abbildung 46:	Fotodokumentation der CaO-Wirkung auf Erdkrötenlarven im statischen Versuch nach 24 h. Das leicht gelblich gefärbte Wasser der oberen Reihe stammt aus dem Kretzschelgrundteich, das farblose Wasser in der unteren Reihe ist synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER (2003).....	169
Abbildung 47:	Zusammenfassende Darstellung der Versuche zur Wirkung von CaO auf Amphibienlaich und -larven in statischen Versuchen über 96 h. Angegeben ist die Spannweite der Werte, die in den zwei unterschiedlichen Versuchswässern erreicht wurden. Links: Auswertung bez. CaO-Konzentration; Rechts: Auswertung bez. pH-Wert.....	170
Abbildung 48:	Vergleich der LC <sub>50</sub> -Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervalle) für Laich und Larven des Grasfroschs ( <i>Rana temporaria</i> ) in den zwei verschiedenen Versuchswässern nach 96 h (synth. TW = synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER [2003], nat. TW = natürliches Teichwasser Kretzschelgrundteich) .....	171
Abbildung 49:	Bestimmung der LC <sub>50</sub> -Werte im semikontinuierlichen Test mit Laich und Larven des Bergmolches ( <i>Ichthyosaura alpestris</i> ) alle 24 h .....	171
Abbildung 50:	Vergleich der EC <sub>50</sub> -Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervalle) für <i>Daphnia magna</i> in verschiedenen Versuchswässern nach 48 h (ADaM = synthetisches Daphnienmedium nach KLÜTTGEN et al. [1994], synth. TW = synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER [2003], nat. TW = natürliches Teichwasser Kretzschelgrundteich) .....	173
Abbildung 51:	Bestimmung der EC <sub>50</sub> -Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervall) im verlängerten semikontinuierlichen Test mit <i>Daphnia magna</i> alle 24 h (links); Körperlänge <i>Daphnia magna</i> nach 96 h in Kultur bei unterschiedlichen nicht letalen pH-Werten (Versuchsmedium jeweils ADaM) (rechts) .....	173
Abbildung 52:	Vergleich der Ergebnisse der Versuche zur CaO-Toxizität von Amphibien und <i>Daphnia magna</i> bei der IDUS GmbH 2013 mit publizierten Daten zur Wirkung alkalischer pH-Werte auf aquatische Organismen (vergleiche Abbildung 36). ....	174
Abbildung 53:	Das „Desinfektionskalkungsdilemma“ .....	176

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Untersuchungsgewässer in Praxisbetrieben 2012 .....	18
Tabelle 2:	Untersuchungsgewässer in Praxisbetrieben 2013 .....	18
Tabelle 3:	Untersuchte Parameter in Praxisteichen 2012 und 2013 .....	19
Tabelle 4:	Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Niederspree/Quolsdorf 2012; Quelle: Protokoll des Fischgesundheitsdienstes vom 30.03.12 .....	20
Tabelle 5:	Daten zur Bewirtschaftung der Untersuchungsgewässer im TG Niederspree 2012 Quelle: Angaben der Kreba Fisch GmbH.....	20
Tabelle 6:	Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Hammerstadt 2012 Quelle: Fischzucht Rietschen GmbH .....	23
Tabelle 7:	Daten zur Bewirtschaftung der Praxisteiche im TG Hammerstadt Quelle: Fischzucht Rietschen GmbH.....	23
Tabelle 8:	Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Biehla-Weißig 2013 Quelle: Teichwirtschaft Weißig .....	25
Tabelle 9:	Daten zur Bewirtschaftung der Untersuchungsgewässer im TG Biehla-Weißig 2013.....	26
Tabelle 10:	Untersuchte physikalisch-chemische Parameter .....	30
Tabelle 11:	Messungen der abiotischen Parameter pH-Wert, Sauerstoff, Temperatur und Sichttiefe 2012 .....	31
Tabelle 12:	Messungen der abiotischen Parameter pH-Wert, Sauerstoff, Temperatur und Sichttiefe 2013 .....	31
Tabelle 13:	Untersuchte chemische Parameter .....	32
Tabelle 14:	Probenahmetermine 2012 – Praxisteiche .....	32
Tabelle 15:	Probenahmetermine 2013 – Praxisteiche .....	32
Tabelle 16:	Erfassung der Frühlaicher mit Tages-/Nachtbegehungen .....	33
Tabelle 17:	Erfassung der Spätlaicher Tages-/Nachtbegehungen.....	34
Tabelle 18:	Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) im Jahr 2012 .....	35
Tabelle 19:	Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) im Jahr 2013 .....	36
Tabelle 20:	Häufigkeitsklassen für die Besiedlungsstärke der Wirbellosen .....	36
Tabelle 21:	Termine für die Beprobung der Bodentiere in Praxisteichen 2012.....	37
Tabelle 22:	Termine für die Beprobung des Zooplanktons in Praxisteichen 2012 .....	37
Tabelle 23:	Termine der Chlorophyllprobenahme in Praxisteichen 2012.....	38
Tabelle 24:	Halbquantitative Erfassung (Artenliste mit Angabe zur bedeckten Fläche bzw. Häufigkeit).....	39
Tabelle 25:	Schätzskala halbquantitative Artenlisten 1: Klassen zur Angabe der bedeckten Fläche.....	39
Tabelle 26:	pH-Wert-Messungen im Mittelteich 2012 .....	40
Tabelle 27:	pH-Wert-Messungen im Pferdeteich 2012 .....	40
Tabelle 28:	pH-Wert-Messungen im Rodeteich 1 2012 .....	41
Tabelle 29:	pH-Wert-Messungen im Rodeteich 6 2012 .....	42
Tabelle 30:	pH-Wert-Messungen im Delinkateich 2012.....	42
Tabelle 31:	pH-Wert-Messungen im Raklitzateich 2012 .....	43
Tabelle 32:	pH-Wert-Messungen im Ochsensteich 1 2012 .....	43
Tabelle 33:	pH-Wert-Messungen im Ochsensteich 2 2012 .....	44
Tabelle 34:	pH-Wert-Messungen im Froschteich 2012.....	44
Tabelle 35:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Mittelteich 2012.....	47
Tabelle 36:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Pferdeteich 2012.....	48
Tabelle 37:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Rodeteich 1 2012.....	48
Tabelle 38:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Rodeteich 6 2012.....	48
Tabelle 39:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Froschteich 2012 .....	48
Tabelle 40:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Raklitzateich 2012.....	48
Tabelle 41:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Delinkateich 2012 .....	49
Tabelle 42:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Ochsensteich 1 2012.....	49
Tabelle 43:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Ochsensteich 2 2012.....	49
Tabelle 44:	Messungen der Sichttiefe (in m) im Teichgebiet Niederspree 2012 . = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht.....	49
Tabelle 45:	Messungen der Sichttiefe (in m) im Teichgebiet Hammerstadt 2012 . = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht .....	50

Tabelle 46:	Messungen von Chlorophyll a im Teichgebiet Niederspree und Hammerstadt vor und kurz nach der Kalkung 2012 .....	51
Tabelle 47:	Phytoplankton in den Teichgebieten Niederspree/Hammerstadt bei Sichttiefen > 50 cm .....	51
Tabelle 48:	pH-Wert-Messungen im Großen Baselseich 2013 .....	52
Tabelle 49:	pH-Wert-Messungen im Mittelteich Weißig 2013 .....	52
Tabelle 50:	pH-Wert-Messungen im Neuteich Weißig 2013 .....	52
Tabelle 51:	pH-Wert-Messungen im Heikteich 2013 .....	53
Tabelle 52:	pH-Wert-Messungen im Maaschingteich 2013 .....	53
Tabelle 53:	pH-Wert-Messungen im Jesorteich 2013 .....	54
Tabelle 54:	pH-Wert-Messungen im Altteich Biehla 2013 .....	54
Tabelle 55:	pH-Wert-Messungen im Damnteich 2013 .....	55
Tabelle 56:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Großen Baselseich 2013 .....	58
Tabelle 57:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Mittelteich Weißig 2013 .....	58
Tabelle 58:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Neuteich Weißig 2013 .....	58
Tabelle 59:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Heikteich 2013 .....	59
Tabelle 60:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Maaschingteich 2013 .....	59
Tabelle 61:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Jesorteich 2013 .....	59
Tabelle 62:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Altteich Biehla 2013 .....	59
Tabelle 63:	Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Damnteich 2013 .....	59
Tabelle 64:	Messungen der Sichttiefe (in m) in den Kontrollteichen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013 . = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht .....	60
Tabelle 65:	Messungen der Sichttiefe (in m) in den Untersuchungsteichen mit Desinfektionskalkung im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht .....	60
Tabelle 66:	Phytoplankton im Teichgebiet Biehla-Weißig bei Sichttiefe < 50 cm .....	61
Tabelle 67:	Ergebnisse Amphibien Niederspree/Quolsdorf .....	62
Tabelle 68:	Ergebnisse Amphibien Hammerstadt .....	63
Tabelle 69:	Ergebnisse Amphibien Biehla-Weißig .....	65
Tabelle 70:	Biovolumen des Crustaceenzooplanktons in den Teichgebieten Niederspree, Quolsdorf und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden .....	68
Tabelle 71:	Biovolumen der Cladoceren und der Copepoden in den Teichgebieten Niederspree und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden .....	68
Tabelle 72:	Abundanzen des Crustaceenzooplanktons in den Teichgebieten Niederspree und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden .....	69
Tabelle 73:	Biovolumen der Bodennährtiere in cm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> TG Niederspree/Hammerstadt bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012; gelb = Mittelwert, . = nicht gemessen, weil Teich bereits trocken .....	69
Tabelle 74:	Mollusken im Mittelteich 2012 .....	70
Tabelle 75:	Libellen im Mittelteich 2012 .....	70
Tabelle 76:	Schwimmkäfer im Mittelteich 2012 .....	71
Tabelle 77:	Mollusken im Pferdeteich 2012 .....	71
Tabelle 78:	Libellen im Pferdeteich 2012 .....	71
Tabelle 79:	Schwimmkäfer im Pferdeteich 2012 .....	72
Tabelle 80:	Mollusken im Rodeteich 1 2012 .....	72
Tabelle 81:	Libellen im Rodeteich 1 2012 .....	73
Tabelle 82:	Schwimmkäfer im Rodeteich 1 2012 .....	74
Tabelle 83:	Mollusken im Rodeteich 6 2012 .....	74
Tabelle 84:	Libellen im Rodeteich 6 2012 .....	75
Tabelle 85:	Schwimmkäfer im Rodeteich 6 2012 .....	75
Tabelle 86:	Mollusken im Froschteich 2012 .....	76
Tabelle 87:	Schwimmkäfer im Froschteich 2012 .....	77

Tabelle 88:	Libellen im Froschteich 2012 .....	77
Tabelle 89:	Mollusken im Delinkateich 2012.....	78
Tabelle 90:	Libellen im Delinkateich 2012 .....	78
Tabelle 91:	Schwimmkäfer im Delinkateich 2012 .....	79
Tabelle 92:	Mollusken im Raklitzateich 2012.....	79
Tabelle 93:	Libellen im Raklitzateich 2012.....	80
Tabelle 94:	Schwimmkäfer im Raklitzateich 2012.....	80
Tabelle 95:	Mollusken im Ochsenteich 1 2012 .....	81
Tabelle 96:	Libellen im Ochsenteich 1 2012.....	81
Tabelle 97:	Schwimmkäfer im Ochsenteich 1 2012 .....	82
Tabelle 98:	Mollusken im Ochsenteich 2 2012 .....	82
Tabelle 99:	Libellen im Ochsenteich 2 2012 .....	83
Tabelle 100:	Schwimmkäfer im Ochsenteich 2 2012 .....	83
Tabelle 101:	Gesamtartenanzahl der untersuchten Gruppen der Wirbellosen 2012 .....	84
Tabelle 102:	Gesamtartenlisten der Mollusken im TG Niederspree und TG Hammerstadt (Mai/August 2012) .....	84
Tabelle 103:	Gesamtartenlisten Libellen im TG Niederspree und TG Hammerstadt (Mai/August 2012) .....	85
Tabelle 104:	Gesamtartenlisten der Schwimmkäfer ab Mai für die 2012 beprobten Teiche der TG Niederspree und Hammerstadt.....	86
Tabelle 105:	Mollusken im Maaschingteich 2013 .....	87
Tabelle 106:	Libellen im Maaschingteich 2013 .....	87
Tabelle 107:	Schwimmkäfer im Maaschingteich 2013 .....	88
Tabelle 108:	Mollusken im Jesorteich 2013.....	88
Tabelle 109:	Libellen im Jesorteich 2013.....	88
Tabelle 110:	Schwimmkäfer im Jesorteich 2013.....	89
Tabelle 111:	Mollusken im Altteich Biehla 2013.....	89
Tabelle 112:	Libellen im Altteich Biehla 2013 .....	89
Tabelle 113:	Schwimmkäfer im Altteich Biehla 2013 .....	90
Tabelle 114:	Mollusken im Dammteich 2013 .....	90
Tabelle 115:	Libellen im Dammteich 2013.....	91
Tabelle 116:	Schwimmkäfer im Dammteich 2013.....	91
Tabelle 117:	Mollusken im Großen Baselteich 2013.....	92
Tabelle 118:	Libellen im Großen Baselteich 2013 .....	92
Tabelle 119:	Schwimmkäfer im Großen Baselteich 2013 .....	93
Tabelle 120:	Mollusken im Mittelteich Weißig 2013.....	93
Tabelle 121:	Libellen im Mittelteich Weißig 2013.....	93
Tabelle 122:	Schwimmkäfer im Mittelteich Weißig 2013.....	94
Tabelle 123:	Mollusken im Neuteich Weißig 2013.....	94
Tabelle 124:	Libellen im Neuteich Weißig 2013.....	95
Tabelle 125:	Schwimmkäfer im Neuteich Weißig 2013.....	95
Tabelle 126:	Mollusken im Heikteich 2013 .....	96
Tabelle 127:	Libellen im Heikteich 2013 .....	96
Tabelle 128:	Schwimmkäfer im Heikteich 2013 .....	96
Tabelle 129:	Gesamtartenanzahl der untersuchten Gruppen der Wirbellosen 2012 .....	97
Tabelle 130:	Gesamtartenlisten für die Mollusken im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013.....	97
Tabelle 131:	Gesamtartenlisten für die Libellen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013 .....	98
Tabelle 132:	Gesamtartenlisten für die Schwimmkäfer im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013 .....	99
Tabelle 133:	Gewässermakrophyten im Pferdeteich .....	100
Tabelle 134:	Gewässermakrophyten im Mittelteich .....	100
Tabelle 135:	Gewässermakrophyten im Rodeteich 1 .....	101
Tabelle 136:	Gewässermakrophyten im Rodeteich 6 .....	102
Tabelle 137:	Gewässermakrophyten im Delinkateich .....	102
Tabelle 138:	Gewässermakrophyten im Raklitzateich .....	103

Tabelle 139:	Gewässermakrophyten im Ochsentech 1.....	103
Tabelle 140:	Gewässermakrophyten im Ochsentech 2.....	104
Tabelle 141:	Gewässermakrophyten im Froschteich .....	105
Tabelle 142:	Gesamtübersicht über die Präsenz von Wasserpflanzen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation .....	105
Tabelle 143:	Gewässermakrophyten im Maaschingteich.....	106
Tabelle 144:	Gewässermakrophyten im Altteich.....	107
Tabelle 145:	Gewässermakrophyten im Dammteich .....	107
Tabelle 146:	Gewässermakrophyten im Jesorteich .....	108
Tabelle 147:	Gewässermakrophyten im Großen Baselteich.....	108
Tabelle 148:	Gewässermakrophyten im Neuteich .....	109
Tabelle 149:	Gewässermakrophyten im Heiketeich.....	109
Tabelle 150:	Gewässermakrophyten im Mittelteich Weißig .....	110
Tabelle 151:	Gesamtübersicht der Präsenz von Wasserpflanzen .....	110
Tabelle 152:	Versuchsaufbau in der Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha Los 1 – Arbeitspaket 2, 2012, K1= einsömrige Karpfen, G1= einsömrige Graskarpfen, VT = Versuchsteich.....	111
Tabelle 153:	In der VTA untersuchte abiotische und biotische Parameter 2012.....	113
Tabelle 154:	Erfassung der Spätlaicher Tages-/Nachtbegehungen.....	115
Tabelle 155:	Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) – Los 1 – Arbeitspaket 2, Versuchsteichanlage Königswartha 2012.....	115
Tabelle 156:	Häufigkeitsklassen für die Besiedlungsstärke der Wirbellosen .....	116
Tabelle 157:	Termine für die Beprobung des Zooplanktons, VTA Königswartha 2012.....	116
Tabelle 158:	Termine der Chlorophyllprobenahme VTA Königswartha 2012 .....	117
Tabelle 159:	Halbquantitative Erfassung (Artenliste mit Angabe zur bedeckten Fläche bzw. Häufigkeit).....	117
Tabelle 160:	Schätzskaala halbquantitative Artenlisten 1: Klassen zur Angabe der bedeckten Fläche.....	118
Tabelle 161:	Zusammengefasste Ergebnisse Amphibien VTA Königswartha .....	120
Tabelle 162:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 7 2012.....	122
Tabelle 163:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 7 2012.....	122
Tabelle 164:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 7 2012 .....	122
Tabelle 165:	Artenliste der Mollusken Versuchsteich 8 2012.....	123
Tabelle 166:	Artenliste der Libellen Versuchsteich 8 2012 .....	123
Tabelle 167:	Artenliste der Schwimmkäfer Versuchsteich 8 2012 .....	123
Tabelle 168:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 9 2012.....	124
Tabelle 169:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 9 2012.....	124
Tabelle 170:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 9 2012 .....	124
Tabelle 171:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 10 2012.....	125
Tabelle 172:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 10 2012.....	125
Tabelle 173:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 10 2012 .....	125
Tabelle 174:	Artenliste der Mollusken Versuchsteich 20 2012.....	126
Tabelle 175:	Artenliste der Libellen Versuchsteich 20 2012 .....	126
Tabelle 176:	Artenliste der Schwimmkäfer Versuchsteich 20 2012 .....	126
Tabelle 177:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 21 2012.....	127
Tabelle 178:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 21 2012.....	127
Tabelle 179:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 21 2012 .....	127
Tabelle 180:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 22 2012.....	128
Tabelle 181:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 22 2012.....	128
Tabelle 182:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 22 2012 .....	128
Tabelle 183:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 23 2012.....	129
Tabelle 184:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 23 2012.....	129
Tabelle 185:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 23 2012 .....	129
Tabelle 186:	Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 24 2012.....	130
Tabelle 187:	Artenliste der Libellen im Versuchsteich 24 2012.....	130

Tabelle 188:	Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 24 2012 .....	130
Tabelle 189:	Gesamtartenlisten für die Mollusken in der VTA Königswartha .....	131
Tabelle 190:	Gesamtartenlisten für die Libellen in der VTA Königswartha .....	131
Tabelle 191:	Gesamtartenlisten für die Schwimmkäfer in der VTA Königswartha .....	132
Tabelle 192:	Zusammengefasste Ergebnisse der Amphibienerfassung in der VTA Königswartha.....	132
Tabelle 193:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 7 .....	133
Tabelle 194:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 8 .....	134
Tabelle 195:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 9 .....	134
Tabelle 196:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 10 .....	134
Tabelle 197:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 20 .....	134
Tabelle 198:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 21 .....	135
Tabelle 199:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 22 .....	135
Tabelle 200:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 23 .....	135
Tabelle 201:	Gewässermakrophyten im Versuchsteich 24 .....	135
Tabelle 202:	Gesamtübersicht Gewässermakrophyten in der VTA Königswartha .....	136
Tabelle 203:	Zusammensetzung der Algenpopulationen in der VTA 2012 Felder mit dunklerem Grau hinterlegt: Zugabe von 2.000 kg/ha Branntkalk, Felder mit hellem Grau hinterlegt: Teiche mit Zugabe von 500 kg/ha Branntkalk, ohne farbliche Hinterlegung: Kontrollteiche .....	136
Tabelle 204:	Biovolumen des Crustaceenzooplanktons in der VTA Königswartha .....	137
Tabelle 205:	Biovolumen der Cladoceren und der Copepoden in der VTA Königswartha .....	138
Tabelle 206:	Abundanzen des Crustaceenzooplanktons in der VTA Königswartha .....	138
Tabelle 207:	Biomasse der Bodennährtiere in g/m <sup>2</sup> in der VTA Königswartha bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012; gelb = Mittelwert .....	139
Tabelle 208:	Wertgebende Pflanzenarten und ihr Vorkommen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation sowie mit Kalkmergelapplikation .....	148
Tabelle 209:	Wertgebende Moosarten und ihr Vorkommen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation .....	148
Tabelle 210:	Beispiele für die Anwendung von Branntkalk als Desinfektionsmittel bzw. Biozid .....	151
Tabelle 211:	Beispiele für Effekt-/No-Effekt-Konzentrationen bzw. pH-Werte bei verschiedenen Organismen im stark alkalischen Bereich.....	153
Tabelle 212:	Charakteristika der Versuchswässer im Vergleich zum Wasser aus den in der Teichlausitz beprobten Fischteichen (*ADaM zur Verwendung im Daphnientest) .....	158
Tabelle 213:	Charakterisierung der in Laborversuchen eingesetzten Lurcharten .....	162
Tabelle 214:	Entnahme von Amphibienlaich aus dem Freiland .....	162
Tabelle 215:	LC <sub>10</sub> - und LC <sub>50</sub> -Werte für CaO und pH-Wert in Versuchen mit Laich von Erdkröte, Grasfrosch und Bergmolch in verschiedenen Versuchswässern nach 96 h im statischen Versuchsdesign .....	169
Tabelle 216:	Effektkonzentrationen CaO und Effekt-pH-Werte in Versuchen mit <i>Daphnia magna</i> in verschiedenen Versuchswässern nach 24 und 48 h entsprechend OECD 202. ....	172
Tabelle 217:	Messungen der Wassertemperatur im Mittelteich (°C) 2012 .....	187
Tabelle 218:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Mittelteich (mg/l) 2012 .....	187
Tabelle 219:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Mittelteich (%) 2012 .....	187
Tabelle 220:	Messungen der Wassertemperatur im Pferdeteich (°C) 2012 .....	188
Tabelle 221:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Pferdeteich (mg/l) 2012 .....	188
Tabelle 222:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Pferdeteich (%) 2012 .....	188
Tabelle 223:	Messungen der Wassertemperatur im Rodeteich 1 (°C) 2012 .....	189
Tabelle 224:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 1 (mg/l) 2012 .....	189
Tabelle 225:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Rodeteich 1 (%) 2012 .....	189
Tabelle 226:	Messungen der Wassertemperatur im Rodeteich 6 (°C) 2012 .....	190
Tabelle 227:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 6 (mg/l) 2012 .....	190
Tabelle 228:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Rodeteich 6 (%) 2012 .....	190
Tabelle 229:	Messung der Wassertemperatur im Froschteich (°C) 2012 .....	191
Tabelle 230:	Messung der Sauerstoffkonzentration im Froschteich (mg/l) 2012 .....	191
Tabelle 231:	Messung der Sauerstoffsättigung im Froschteich (%) 2012 .....	191

Tabelle 232:	Messungen der Wassertemperatur im Delinkateich (°C) 2012 .....	192
Tabelle 233:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Delinkateich (mg/l) 2012 .....	192
Tabelle 234:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Delinkateich (%) 2012 .....	192
Tabelle 235:	Messungen der Wassertemperatur im Raklitzateich (°C) 2012 .....	193
Tabelle 236:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Raklitzateich (mg/l) 2012 .....	193
Tabelle 237:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Raklitzateich (%) 2012 .....	193
Tabelle 238:	Messungen der Wassertemperatur im Ochseiteich 1 (°C) 2012 .....	194
Tabelle 239:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Ochseiteich 1 (mg/l) 2012 .....	194
Tabelle 240:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Ochseiteich 1 (%) 2012 .....	194
Tabelle 241:	Messungen der Wassertemperatur im Ochseiteich 2 (°C) 2012 .....	195
Tabelle 242:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Ochseiteich 2 (mg/l) 2012 .....	195
Tabelle 243:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Ochseiteich 2 (%) 2012 .....	195
Tabelle 244:	Messungen der Wassertemperatur im Großen Baseliteich (°C) 2013 .....	196
Tabelle 245:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Großen Baseliteich (mg/l) 2013 .....	196
Tabelle 246:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Großen Baseliteich (%) 2013 .....	196
Tabelle 247:	Messungen der Wassertemperatur im Mittelteich Weißig (°C) 2013 .....	197
Tabelle 248:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Mittelteich Weißig (mg/l) 2013 .....	197
Tabelle 249:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Mittelteich Weißig (%) 2013 .....	197
Tabelle 250:	Messungen der Wassertemperatur im Neuteich Weißig (°C) 2013 .....	198
Tabelle 251:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Neuteich Weißig (mg/l) 2013 .....	198
Tabelle 252:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Neuteich Weißig (%) 2013 .....	198
Tabelle 253:	Messungen der Wassertemperatur im Heikteich (°C) 2013 .....	199
Tabelle 254:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Heikteich (mg/l) 2013 .....	199
Tabelle 255:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Heikteich (%) 2013 .....	199
Tabelle 256:	Messungen der Wassertemperatur im Maaschingteich (°C) 2013 .....	200
Tabelle 257:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Maaschingteich (mg/l) 2013 .....	200
Tabelle 258:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Maaschingteich (%) 2013 .....	200
Tabelle 259:	Messungen der Wassertemperatur im Jesorteich (°C) 2013 .....	201
Tabelle 260:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Jesorteich (mg/l) 2013 .....	201
Tabelle 261:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Jesorteich (%) 2013 .....	201
Tabelle 262:	Messungen der Wassertemperatur im Altteich Biehla (°C) 2013 .....	202
Tabelle 263:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Altteich Biehla (mg/l) 2013 .....	202
Tabelle 264:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Altteich Biehla (%) 2013 .....	202
Tabelle 265:	Messungen der Wassertemperatur im Dammteich (°C) 2013 .....	203
Tabelle 266:	Messungen der Sauerstoffkonzentration im Dammteich (mg/l) 2013 .....	203
Tabelle 267:	Messungen der Sauerstoffsättigung im Dammteich (%) 2013 .....	203
Tabelle 268:	Ergebnisse Reusenfang Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf .....	206

## Abkürzungsverzeichnis

ADaM	Aachener Daphnien Medium, synthetisches Medium zur Langzeitkultur von Daphnien nach KLÜTTGEN et al. (1994)
AD	Adulte, adulte/geschlechtsreife Individuen
BK	Branntkalk
BM	Biomasse
BV	Biovolumen
EC <sub>50</sub>	Konzentration bzw. pH-Wert, bei der ein halbmaximaler toxischer, aber nicht letaler Effekt wie z. B. Schwimmunfähigkeit, Leuchthemmung beobachtet wird
EK	Erdkröte ( <i>Bufo bufo</i> )
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
GF	Grasfrosch ( <i>Rana temporaria</i> )
G1	Graskarpfen, einsömmrig
JU	Juvenes, juvenile/nicht geschlechtsreife Individuen
K1	einsömmrige Karpfen
K2	zweisömmrige Karpfen
k. A.	keine Angabe
KHV	Koi-Herpes-Virus
KM	Kammolch ( <i>Triturus cristatus</i> )
KN	Knoblauchkröte ( <i>Pelobates fuscus</i> ), auch KnKr
LB	Laichballen
LC <sub>50</sub>	Konzentration bzw. pH-Wert, bei der ein halbmaximaler letaler Effekt beobachtet wird (= 50 % der Versuchsorganismen sterben)
LC <sub>100</sub>	niedrigste Konzentration bzw. pH-Wert, bei der ein maximaler letaler Effekt beobachtet wird (= 100 % der Versuchsorganismen sterben)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LF	Laubfrosch ( <i>Hyla arborea</i> )
LRT	Lebensraumtyp
LV	Larven
MaP	Managementplan
MF	Moorfrosch ( <i>Rana arvalis</i> )
N	Stickstoff
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniumstickstoff
NO <sub>2</sub> -N	Nitritstickstoff
NO <sub>3</sub> -N	Nitratstickstoff
OS	Oberseite
P	Phosphor
R	Rufer (unbestimmte Teilmenge der im Gewässer anwesenden Männchen, >5 meist Schätzwert)
RBU	Rotbauchunke ( <i>Bombina bombina</i> )
TG	Teichgebiet
TF	Teichfrosch ( <i>Pelophylax kl esculentus</i> ), teils können sich darunter auch <i>P. lessonae</i> verbergen
TM	Teichmolch ( <i>Lissotriton vulgaris</i> , syn. <i>Triturus vulgaris</i> )
US	Unterseite
VTA	Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha

# 1 Einleitung

In Sachsen wird nachweislich seit mehr als 750 Jahren Teichwirtschaft in dafür künstlich angelegten Gewässern betrieben, was in der Oberlausitz zur Entstehung einer besonderen Kulturlandschaft mit vielen Teichgebieten führte (HARTSTOCK 2004). Diese Gewässer dienten ursprünglich ausschließlich der Erzeugung von Fischen. Mit der Schaffung großer Wasserflächen entstanden jedoch quasi „nebenbei“ wertvolle Biotope, die durch eine hohe Artenvielfalt geprägt sind. In Sachsen liegen heute 82 % der Karpfenteiche in besonders geschützten Gebieten (Naturschutzgebiete, Natura-2000-Gebiete, Biosphärenreservat).

Seit langem ist bekannt, dass Kalk eine Reihe von positiven Wirkungen im Karpfenteich hat. So beschreibt bereits ŠUSTA (1888) die Möglichkeiten der Ertragssteigerung von Karpfenteichen durch Kalkung. Bei Versuchen mit Gaben von 300 bis 600 kg/ha Branntkalk auf den trockenen Teichboden konnten deutliche Verbesserungen in der Produktivität der Teiche und in der Qualität der erzeugten Karpfen erreicht werden. Diese Erfahrungen wurden in der Folge von allen namhaften Autoren der teichwirtschaftlichen Fachliteratur Anfang des 20. Jahrhunderts übernommen (z. B. KNAUTHE 1901; WALTER 1903 oder VOGEL 1905). KNAUTHE berichtet 1896 erstmals über weitere positive Wirkungen beim Einsatz von Branntkalk in Karpfenteichen (in VOGEL 1905). Branntkalk vernichtet demnach Krankheitserreger im Teichboden, erhöht die Löslichkeit mancher Nährstoffe und bindet „weniger unangenehme Stoffe“, wie z. B. Huminsäuren. MAX V. D. BORNE (1906) wusste sowohl über die Wirkung des Kalks zur Erhöhung der Fruchtbarkeit der Teiche wie auch als Desinfektionsmittel zu berichten. Nach seiner Erfahrung waren jährlich 15 bis 20 Zentner Branntkalk (also 600 bis 1.000 kg/ha) auf den trockenen Boden der Karpfenteiche auszubringen.

Zu Beginn des Kalkeinsatzes in der Karpfenteichwirtschaft verstand man übrigens unter dem Begriff „Kalk“ immer nur Branntkalk oder in Wasser angerührte Kalkmilch, also Löschkalk. Erst KNAUTHE (1901) erwähnt die Möglichkeit, moorige Gegenden für die Karpfenteichwirtschaft nutzbar zu machen, indem man Kalkmergel ausbringt. VOGEL (1905) sieht im Einsatz von Kalkmergel dann vor allem eine Möglichkeit, Geld zu sparen, weil Kalkmergel viel preiswerter sei als Ätzkalk.

Heute gilt allgemein als anerkannt, dass Kalke in der Teichwirtschaft saure Böden und Zuflusswässer neutralisieren und damit die Bedingungen für Bodenbakterien verbessern, die Alkalinität bzw. Härte des Wassers erhöhen und der Krankheitsprophylaxe dienen (SCHÄPERCLAUS & v. LUKOWICZ 1998; BOYD et al. 2002; LI et al. 2014). Mit Kalk können darüber hinaus assimilationsbedingt hohe pH-Werte im Teich gesenkt werden und das erstaunlicherweise sogar mittels des eigentlich alkalisch reagierenden Branntkalks. Für diesen Effekt ist jedoch allein die fällende Wirkung des Kalks verantwortlich und nicht eine Verstärkung der Wirkung des Kalk-Kohlensäure-Puffersystems im Teich, wie häufig angenommen wird. Fein verteilter Kalk kann einfach Algen binden, ausfällen und somit sedimentieren. Auf diese Weise werden Algen in die lichtarme (tropholytische) Zone des Teiches verfrachtet, stellen ihre Assimilation ein, sterben ab und zersetzen sich in der Folge unter Bildung von CO<sub>2</sub>.

Der Einsatz von Branntkalk war in der Karpfenteichwirtschaft Sachsens noch vor wenigen Jahren Bestandteil der guten fachlichen Praxis. Branntkalk kam sowohl zur Frühjahrsdesinfektionskalkung wie auch zur Wasserkonditionierung während der sommerlichen Produktionsperiode zum Einsatz. Prinzipiell kann kohlen-saurer Kalk (Kalkmergel) den Branntkalk ersetzen, wenn Kalk ausschließlich zur Wasserkonditionierung benötigt wird. Auch wenn die auszubringenden Mengen deutlich höher liegen, um die gleiche chemische Wirkung zur Wasserkonditionierung und pH-Wert-Stabilisierung zu erzielen, hat sich deshalb aus Kosten- und Arbeitsschutzgründen seit geraumer Zeit in der Karpfenteichwirtschaft Sachsens der Einsatz von Kalkmergel zur Wasserkonditionierung durchgesetzt. Damit wurde in besonderem Maße auch dem Anliegen des Naturschutzes entsprochen, von dessen Vertretern aus Gründen der Vorsorge zum Schutz von Lebensräumen sowie von Tier- und Pflanzenarten der Einsatz von Branntkalk im Rahmen einer naturschutzkonformen Bewirtschaftung von Karpfenteichen kritisch gesehen wird. Weil Branntkalk in Verbindung mit Wasser in bestimmten Konzentrationen natürlich biozide Wirkungen hat, die ja eben zur Desinfektion benötigt werden, scheint auch eine Gefährdung höherer Organismen möglich, auch wenn sich in der Literatur kaum zitierfähige Quelle zu derartigen Schäden finden. Tatsächlich gibt es nur Hinweise auf Schäden an Amphibienlaich durch zu *niedrige* pH-Werte in Gewässern (z. B. CLARK & LAZERTE 1985) oder Schädigungen von Amphibien durch diverse Düngemittel (z. B. LENUWEIT 2009). Bei Untersuchungen zu Auswirkungen von pH-

Werten auf den Laich von Grasfrosch und Erdkröten im Nordschwarzwald im Frühjahr 2002 traten z. B. erhöhte Laichschädigungen von bis zu 90 % nur bei pH-Werten von 4,48 bis 6,5, nicht jedoch bei hohen pH-Werten von bis zu 9,88 auf (LUBW 2002). Bei den zur Desinfektion eingesetzten hohen Branntkalkmengen sind aber aufgrund der unspezifischen Wirkung auch Beeinträchtigungen anderer Organismen im Gewässer zu erwarten. Die sächsischen Teichgebiete beherbergen eine Vielzahl naturschutzfachlich relevanter Arten. Mit den nachfolgend beschriebenen Untersuchungen musste also geklärt werden, inwieweit der Einsatz der hohen Branntkalkdosen zur Beeinträchtigung bzw. Gefährdung dieser Arten führen kann.

In den aktuell gültigen Regelungen der Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung (RL AuW/2007) ist aus Vorsorgegründen der Einsatz von Branntkalk stark eingeschränkt (SMUL 2007). Die meisten Unternehmen der Teichwirtschaft haben im Rahmen ihrer freiwilligen Teilnahme am Förderprogramm, aber auch unabhängig davon aus Gründen des Arbeitsschutzes und aus Kostengründen ihre Kalkung zum Zweck der Wasserkonditionierung von Branntkalk auf Kalkmergel (kohlen-sauren Kalk) umgestellt. Kohlen-saurer Kalk hat in Hinblick auf Wasserkonditionierung und Verringerung der Toxizität von Schadstoffen im Wasser prinzipiell ähnliche Wirkungen wie Branntkalk. Allerdings unterscheiden sich Aufwandmengen und Reaktionsgeschwindigkeiten.

Kohlen-saurer Kalk hat aber keine Desinfektionswirkung. Desinfektionskalkungen wurden jedoch in den letzten Jahren in Sachsen infolge der erforderlichen Sanierungsmaßnahmen gegen die seit 2005 seuchenartig auftretende Koi-Herpesvirus-Infektion erforderlich. 1996 trat in Europa erstmals die Krankheit auf, die sich in Karpfenbeständen sehr schnell ausbreitet und hohe Bestandsverluste bis zu 95 % zur Folge haben kann. In Deutschland breitete sich diese Koi-Herpes-Virus-Infektion seit den Jahren 1997/98 aus (BRETZINGER et al. 1999). In Sachsen mussten in den Fischereibetrieben teilweise Verlusten bis zu 100 Prozent hingenommen werden, womit sich die Ausbreitung dieser Fischkrankheit zu einer ernsthaften Bedrohung für den Fortbestand der sächsischen Teichwirtschaft entwickelte (FÜLLNER et al. 2011).

Untersuchungen zeigten, dass das Virus durch eine vier- bis sechswöchige Trockenlegung von Teichen und eine anschließende Desinfektion mit Branntkalk zurückgedrängt werden kann. Teiche, die nach einem Befall mit dem Virus auf diese Weise desinfiziert wurden, waren im anschließenden Jahr frei von diesem Krankheitserreger (FÜLLNER et al. 2012).

2008 wurde vom Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft ein „Programm zur Tilgung der Koi-Herpes-Virusinfektion (KHV) im Rahmen des Europäischen Fischereifonds EFF“ (KHV-Tilgungsprogramm) verabschiedet und noch im selben Jahr von der Europäischen Kommission als Seuchenbekämpfungsprogramm nach der RL 2006/88/EG (Aquakulturrichtlinie) bestätigt. Mit Hilfe dieses Programms werden sächsische Fischereibetriebe bei der Bekämpfung des KHV finanziell unterstützt und die Sanierung wird fachlich begleitet. Die Bekämpfung der Virusinfektion soll mit einer Kombination aus veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen, veränderten Stauregelungen, mehrwöchigen Trockenlegen und einer Desinfektion der Teiche mithilfe von Branntkalk erfolgen. Im Rahmen der in der Praxis durchgeführten KHV-Sanierung hat sich darüber hinaus herausgestellt, dass neben der eigentlichen Desinfektion insbesondere auch zur regelmäßigen Keimdruckverminderung auf den vorbeugenden Einsatz von Branntkalk in der Karpfenteichwirtschaft in Form der traditionellen Frühjahrskalkung wohl nicht verzichtet werden kann. So ermittelten GÖBEL & NEUMANN (in FÜLLNER et al. 2012), dass auch der Einsatz kleinerer Branntkalkgaben ökonomisch sinnvoll ist, weil offenbar eine direkte Korrelation zwischen Branntkalkgabe und Verlustsenkung besteht.

Über den Einsatz von Branntkalk in der Karpfenteichwirtschaft muss also neu nachgedacht werden. Dessen künftige Anwendung sowohl im Rahmen der Guten fachlichen Praxis als auch bei der naturschutzkonformen Bewirtschaftung von Teichen darf aber in und am Teich vorkommenden Tieren, Pflanzen und Lebensräumen im Sinne des europäischen Naturschutzrechts nicht erheblich schädigen. Dazu waren belastbare Daten zur Auswirkung der Branntkalkapplikation zur Wasserkonditionierung bzw. zu Desinfektionszwecken zu erarbeiten. Die vorliegende Arbeit soll einen weiteren Beitrag zur Erarbeitung von Empfehlungen für die zukünftige Anwendung von Branntkalk bei der Desinfektionskalkung leisten.

2010 fanden bereits erste Untersuchungen zur Gefährdung von Amphibien durch Desinfektionskalkungen statt (GAHSCHKE & STRIESE 2010). Zwei Masterarbeiten an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden beschäftigten sich ebenfalls am Rand mit dem Thema (MONZKA 2012; HUTSCH 2012). Diese Erkenntnisse sollten im vorliegenden Projekt um weiterführende Untersuchungen zur Auswirkung von Branntkalk auf amphibischen Arten

ergänzt werden. Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung der Auswirkungen der Desinfektion auf Gruppen von wirbellosen Organismen wie Schwimmkäfer, Libellen und Wassermollusken sowie die Makrophytenvegetation.

Darüber hinaus waren in Laborversuchen die ökotoxikologischen Auswirkungen von CaO bzw. hohen pH-Werten auf Amphibienlaich- und Larven sowie auf Cladoceren erstmals zu bestimmen, um die hier bestehenden Wissenslücken zu schließen.

## 2 Aufgabenstellung

Vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie wurde die IDUS GmbH im Jahr 2012 mit der Untersuchung der „Auswirkungen der Applikation von Branntkalk zur Desinfektion und zur Wasserkonditionierung auf einheimische, insbesondere naturschutzbedeutsame Tier- und Pflanzenarten an Karpfenteichen“ beauftragt. Um eine Bearbeitung dieser Aufgabe auf höchstem fachlichen Niveau zu gewährleisten, wurden zwei abgeschlossene Teilleistungen im Unterauftrag an Spezialisten vergeben. So erfolgte die Erfassung der Amphibienpopulation durch das Büro für Landschaftsplanung, Artenschutz und Umweltbildung. Die Aufnahme der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen sowie der Teichbodenvegetation wurde vom Büro für Planung in Natur und Siedlung durchgeführt.

Die Bearbeitung des Projekts wurde in zwei Aufgaben unterteilt, deren Kernpunkte im Folgenden kurz beschrieben werden.

### 2.1 Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf Fische, Amphibien, wirbellose Organismen, die Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie die Teichbodenvegetation in bewirtschafteten Karpfenteichen

Die Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf Fische, Amphibien, wirbellose Organismen, die Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie die Teichbodenvegetation in bewirtschafteten Karpfenteichen wurde in ausgewählten Praxisteichen untersucht. Dabei handelte es sich zum einen um bewirtschaftete Gewässer, bei denen eine Kalkung zur KHV-Sanierung erfolgte und zum anderen um Teiche mit einer Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung.

Parallele Untersuchungen erfolgten in der Versuchsteichanlage des LfULG in Königswartha. Hier wurden die Auswirkungen unterschiedlich hoher Branntkalkapplikationen (500 kg/ha, 2.000 kg/ha) auf die Tiere und Pflanzen in den Versuchsteichen analysiert.

Abschließend waren der Entwurf einer Leitlinie zum Einsatz von Branntkalk sowohl im Rahmen der Guten fachlichen Praxis als auch bei der naturschutzgerechten Bewirtschaftung von Karpfenteichen zu erarbeiten. Diese Leitlinien sollten den wirtschaftlichen Erhalt der Teichwirtschaftsbetriebe zum Ziel, aber auch die Minimierung der Schädigung naturschutzbedeutsamer Lebensräume sowie der Tier- und Pflanzenarten im Blick haben.

## 2.2 Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf die Überlebensfähigkeit von Amphibienlaich und Kaulquappen sowie Cladoceren

Die Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf die Überlebensfähigkeit von Amphibienlaich und Kaulquappen sowie Cladoceren wurde mit Hilfe von *In-vitro*-Experimenten die Überlebensfähigkeit von Amphibienlaich und Kaulquappen für mindestens drei in sächsischen Karpfenteichen häufig vorkommenden Amphibienarten sowie Cladoceren getestet. Die Durchführung dieser Experimente erfolgt nach anerkannten Standards und in geeigneten Einrichtungen.

Im Ergebnis erfolgte die Erstellung eines Abschlussberichts mit umfassender Ergebnisdarstellung, Auswertung und Diskussion. Die Ergebnisse fließen ebenfalls in die Erarbeitung der unter Kap. 2.1 genannten Leitlinien ein.

# 3 Untersuchungen zu Auswirkungen der Applikation von Branntkalk in Praxisbetrieben der Karpfenteichwirtschaft

## 3.1 Versuchsdesign

Die Untersuchungen der Auswirkungen der Branntkalkapplikationen in den Praxisteichen erfolgte an vier Teichen, die eine Branntkalkzugabe zur KHV-Desinfektion erhielten, an vier Teichen mit einer Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung und an vier Kontrollteichen ohne Kalkzugabe. Dafür hatte der Auftraggeber im Vorfeld Kontakt mit den zwei Praxispartnern, der Kreba-Fisch GmbH bei Quolsdorf und der Fischzucht Rietschen GmbH aufgenommen. Die Untersuchungsgewässer wurden bei einer ersten gemeinsamen Besprechung am 16.03.12 mit dem Auftraggeber in Königswartha folgendermaßen festgelegt:

- 4 Teiche Kalkung zur KHV-Sanierung – Teichgruppe Niederspree, Teichgruppe Quolsdorf
- 4 Teiche Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung – Teichgruppe Hammerstadt bei Rietschen
- 4 Teiche ohne Kalkung – Teichgruppe Ullersdorf

Weil von Seiten der Praxispartner aus seuchenhygienischen Gesichtspunkten Bedenken gegenüber der Wahl der Kontrollteiche im Ullersdorfer Teichgebiet bestanden, wurde diese Teichgruppe bei einer weiteren Besprechung am 19.03.12 als Kontrollgruppe aus dem Projekt komplett gestrichen. An Stelle der vier Kontrollteiche bei Ullersdorf sollten zwei weitere Gewässer aus dem Teichgebiet Niederspree hinzugenommen werden. Es handelte sich dabei um den Kleinen Tiefzug und den Froschteich, welche beide aktuell keiner Bewirtschaftung unterliegen. Zu diesem Zeitpunkt wurde davon ausgegangen, dass in beiden Teichen keine Kalkung durchgeführt wird. Im weiteren Projektverlauf stellte sich jedoch heraus, dass der Kleine Tiefzug aufgrund seiner Lage im Einzugsgebiet der Praxisteiche im Zuge der KHV-Sanierung mit gekalkt werden sollte. Damit wurden die Untersuchungen an diesem Gewässer wieder eingestellt. Für die Untersuchungen in Praxisteichen verblieb damit im Jahr 2012 als einziger (ungekalkter) Kontrollteich nur der Froschteich. Insgesamt wurden neun Praxisteiche beprobt.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über alle Untersuchungsgewässer des Jahres 2012, die Kalkungstermine und die zugegebenen Kalkmengen.

**Tabelle 1: Untersuchungsgewässer in Praxisbetrieben 2012**

Gewässer	Status	Kalkungsart	Kalkungstermin	Kalkmenge (t/ha)
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>				
Mittelteich	Praxisteich	KHV-Desinfektion	29.03.12	1
Pferdeteich	Praxisteich	KHV-Desinfektion	29.03.12	1
<b>Teichgruppe Niederspree</b>				
Rodeteich 1	Praxisteich	KHV-Desinfektion	27.03.12	1
Rodeteich 6	Praxisteich	KHV-Desinfektion	27.03.12	1
Froschteich	Kontrollteich	keine Kalkung	-	0
<b>Teichgruppe Hammerstadt bei Rietschen</b>				
Delinkateich	Praxisteich	Wasserkonditionierung	23.04.12	0,8
Ochsenteich 1	Praxisteich	Wasserkonditionierung	12.3.-16.3.12	0,8
Ochsenteich 2	Praxisteich	Wasserkonditionierung	12.3.-16.3.12	0,8
Raklitzateich	Praxisteich	Wasserkonditionierung	23.04.12	0,8

Mit Blick auf die Amphibien wurden sowohl im Teichgebiet Niederspree als auch in den Teichgebieten Hammerstadt und Biehla-Weißig je sechs weitere Gewässer untersucht, um die prinzipielle Bedeutung bewirtschafteter Karpfenteiche (18) im Vergleich mit 18 anderen – unbewirtschafteten, fischfreien und/oder perennierenden – Standgewässern zu prüfen. Diese zusätzliche Prüfung war zunächst zur Feststellung erforderlich, ob zu den Untersuchungsterminen überhaupt Amphibien aktiv waren. Durch die Ergebnisse können artspezifische Empfindlichkeiten insbesondere auf Ebene der lokalen Populationen deutlich besser abgeschätzt werden.

**Tabelle 2: Untersuchungsgewässer in Praxisbetrieben 2013**

Gewässer	Status	Kalkungsart	Kalkungstermin	Kalkmenge (t/ha)
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>				
Großer Baselteich	Praxisteich / Kontrolle	Wasserkonditionierung	Mai 2013	1
Mittelteich Weißig	Praxisteich / Kontrolle	Wasserkonditionierung	Mai 2013	1
Neuteich Weißig	Praxisteich / Kontrolle	Wasserkonditionierung	Mai 2013	1
Heikteich	Praxisteich / Kontrolle	Wasserkonditionierung	Mai 2013	1
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>				
Maaschingteich	Praxisteich	KHV-Desinfektion	06.04.13	1
Jesorteich	Praxisteich	KHV-Desinfektion	06.04.13	1
Altteich Biehla	Praxisteich	KHV-Desinfektion	19.04.13	1
Dammteich	Praxisteich	KHV-Desinfektion	15.04.13	1

Im Jahr 2013 wurden im Teichgebiet Biehla-Weißig bei Oßling acht Teiche zur Untersuchung ausgewählt. Alle Untersuchungsgewässer lagen räumlich nicht weit voneinander entfernt im gleichen Teichgebiet. In vier dieser Teiche wurde 2013 eine Desinfektionskalkung mit Branntkalk durchgeführt, weil hier in den Vorjahren Fische am KHV erkrankt waren. In vier weiteren Teichen fand nur eine Behandlung mit Kalkmergel zur Wasserkonditionierung statt. Trotz der räumlichen Nähe waren die zwei Teichgruppen von der Wasserversorgung her nicht miteinander verbunden. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Gewässer, die Art der durchgeführten Kalkungen sowie die jeweiligen Kalkungstermine. Tabelle 3 bildet die Untersuchungsparameter ab.

**Tabelle 3: Untersuchte Parameter in Praxisteichen 2012 und 2013**

Parameter	Untersuchungsintervalle
<b>Abiotische Parameter</b>	
Messung pH-Werte, Sauerstoff und Temperatur (Sondenmessung) (3 Messstellen pro Teich und Teichablauf)	1 x vor Branntkalkapplikation, danach 3 x alle 2 Tage, bei jeder Begehung
Messung der Sichttiefe (Secchi-Scheibe)	1 x vor Branntkalkapplikation und danach 1 x monatlich
Entnahme und Analyse von Proben für Wasseranalytik folgender Parameter nach gängigen Standardverfahren (o-Phosphat, Gesamtphosphor, Ammonium, Nitrit, Nitrat)	1 x vor Branntkalkapplikation, danach im Mai, Juli und September
<b>Biotische Parameter</b>	
Erfassung der Amphibienpopulation qualitativ und halbquantitativ für früh und spät laichende Arten nach Standard-Methodenkatalog	2 Termine im Winter/Frühjahr unmittelbar nach Beginn der Laichwanderung/1 x vor, 1 x zu bzw. unmittelbar nach Branntkalkapplikation/2 x nach Branntkalkapplikation
Erfassung der Wirbellosenfauna im Teichwasser und am Substrat qualitativ und halbquantitativ (Odonata, Dytiscidae, Mollusen) im Phytal und Litoral sowie im Freiwasser im Rahmen der Zooplanktonuntersuchungen/Standard-Methodenkatalog	1 x vor und 1 x nach Branntkalkapplikation sowie 1 x im August Phytal und Litoral/Untersuchung im Freiwasser im Rahmen der Zooplanktonanalyse
Erfassung der Bodentiere (Chironomiden, Tubificiden) qualitativ nach Gruppen und quantitativ nach einer mit dem Auftraggeber abgestimmten Methodik	1 x vor und 1 x nach Branntkalkapplikation, 1 x im Herbst
Erfassung des Zooplanktons (Cladoceren, Copepoden) qualitativ nach Gruppen und quantitativ nach einer mit dem Auftraggeber abgestimmten Methodik	1 x vor und 1 x nach Branntkalkapplikation, 1 x im Herbst
quantitative Bestimmung des Phytoplanktons (Chlorophyll)	1 x vor und wenige Tage nach Branntkalkapplikation
bei Sichttiefe unter 50 cm: Halbquantitative Aussage zur Phytoplanktonentwicklung (z. B. Blaualgenblüte)	falls Sichttiefe unter 50 cm, dann 1 x monatlich
Aufnahme der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft, der Teichbodenvegetation und deren Beschreibung qualitativ und halbquantitative Artenliste	1 x monatlich ab Mitte Mai bis September

## 3.2 Untersuchungsgewässer

### 3.2.1 Teichgebiet Niederspree (2012)

Die Teichgruppen Niederspree und Quolsdorf werden von der Kreba-Fisch GmbH bewirtschaftet. Alle Praxisteiche waren seit Anfang Februar 2012 bespannt. Die Ausbringung des Branntkalks erfolgte nach Angaben des Bewirtschafters als Wasserkalkung vom Boot aus (Mitteilung MÜHLE, Kreba Fisch GmbH). In den bewirtschafteten Teichen der Teichgruppen Niederspree und Quolsdorf wurden im Zuge der KHV-Sanierung ca. 1 t Branntkalk pro Hektar ausgebracht (Protokoll Fischgesundheitsdienst). Der Ziel-pH-Wert für eine erfolgreiche Desinfektion sollte 11,0 erreichen oder überschreiten. Unmittelbar nach der Kalkung erfolgte durch den Fischgesundheitsdienst eine Kontrolluntersuchung des pH-Werts an der Kalkrampe (Tabelle 4).

**Tabelle 4: Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Niederspree/Quolsdorf 2012; Quelle: Protokoll des Fischgesundheitsdienstes vom 30.03.12**

Gewässer	Kalkungstermin	pH-Wertmessung des FGD an der Kalkrampe am 30.03.12	Kalkmenge (t/ha)
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	29.03.12	12,2	1
Pferdeteich	29.03.12	11,0	1
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	27.03.12	11,2	1
Rodeteich 6	27.03.12	11,2	1
Froschteich	Kontrolle	-	0

Alle Teiche, mit Ausnahme des Froschteichs, erhielten einen moderaten Fischbesatz für eine extensive Bewirtschaftung ohne Zufütterung bzw. eine semiintensive Bewirtschaftung nach den Verfahren der Getreidezufütterung (Tabelle 5).

**Tabelle 5: Daten zur Bewirtschaftung der Untersuchungsgewässer im TG Niederspree 2012  
Quelle: Angaben der Kreba Fisch GmbH**

Gewässer	Besatz	Besatzdichte	Zufütterung
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	K2	794 Stück/ha; 207 kg/ha	24.850 kg Gerste u. Triticale
Pferdeteich	K2	805 Stück/ha; 226 kg/ha	22.800 kg Gerste u. Triticale
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	K2	221 Stück/ha; 97 kg/ha	nein
Rodeteich 6	K2	242 Stück/ha; 106 kg/ha	nein
Froschteich	-	-	-

Nachfolgend werden die in die Untersuchung einbezogenen Teiche einzeln kurz beschrieben:

### Mittelteich

Die Wasserversorgung des Mittelteichs erfolgt über den Schutzgraben mit relativ nährstoffreichem Wasser (LfULG 2004). Das Gewässer ist durch eine gleichförmige Uferlinie und einen nur gering ausgebildeten Röhrichtgürtel geprägt. In der Mitte des Teichs befinden sich zwei durch Dammreste der alten Teichanlage gebildete kleine Inseln. Das Umland setzte sich hauptsächlich aus Fischteichen (Pferdeteich, Kalbenteich, Nederteich) und vereinzelt auch Mischwald zusammen. Die Ufer an den Dämmen sind vorrangig mit Einzelgehölz, Röhricht und Gebüsch bewachsen (Abbildung 1).



**Abbildung 1: Mittelteich**

### Pferdeteich

Der Pferdeteich wird ebenfalls aus dem Schutzgraben mit relativ nährstoffreichem Wasser gespeist. Er besitzt eine gleichförmige Uferlinie und einen nur gering ausgeprägten Röhrichtgürtel. Das Gewässer ist in erster Linie von weiteren Fischteichen umgeben. Die Ufer waren zum größten Teil mit Einzelgehölzen, Röhricht und Gebüsch bewachsen (Abbildung 2).



**Abbildung 2: Pferdeteich**

### Rodeteiche

Die Rodeteiche 1 und 6 werden über den Schutzgraben mit nährstoffreichem Wasser aus dem Weißen Schöps und der Dammlache versorgt. Beide Gewässer sind im MaP (LfULG 2004) als eutrophe Stillgewässer (LRT 3150) eingestuft. Das Umland vom Rodeteich 1 ist in erster Linie durch Fischteiche (Großteich, Rodeteich 6) und Wald (Mischwald, Feuchtwald) geprägt. Die Uferlinie ist relativ gleichförmig gestaltet und wies einen mäßig bis gut ausgeprägten Röhrichtgürtel auf (Abbildung 3).

Der Rodeteich 6 entstand in seiner heutigen Form 1984/85 durch die Zusammenlegung der Rodeteiche 6 und 2. Das Umland vom Rodeteich 6 ist in erster Linie von Wald (Feuchtwald, Mischwald) und dem Rodeteich 1 geprägt. Die Uferlinie war ebenfalls gleichförmig ausgeprägt und wies einen mäßig bis gering ausgeprägten Röhrichtgürtel auf (Abbildung 4).



**Abbildung 3: Rodeteich 1**



**Abbildung 4: Rodeteich 6**



**Abbildung 5: Froschteich**



### Froschteich

Der Froschteich wurde 2002/2003 im Rahmen der Umsetzung der Maßnahmen des Naturschutzgroßprojektes vom Frauenteach separiert. Er wird direkt aus dem Peisker Graben, der sich oberhalb teilt und über ein Verteilerbauwerk Wasser auch in den Großen Tiefzug entsendet, gespeist. (Mitteilung HANSPACH). Der Peisker Graben kann als ein basen- und nährstoffarmes Gewässer bezeichnet werden. Im Managementplan ist der Frauenteach und der entsprechende Bereich des Froschteichs als oligo-bis mesotrophes Stillgewässer (LRT 3130) eingeordnet. Über ein Ablassbauwerk fließt sein Teichwasser dann in den Frauenteach (Mitteilung HANSPACH). Das Gewässer ist durch ein stark ausgeprägtes, sich immer weiter ausbreitendes Röhricht geprägt (Abbildung 5). Bis zum Jahr 2012 fand kein Schilfschnitt statt, weshalb der Teich immer weiter zuwuchs. Im Sommer 2012 wurde das Röhricht jedoch teilweise geschnitten.

### 3.2.2 Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen (2012)

Die Teichgruppe Hammerstadt bei Rietschen wird durch die Fischzucht Rietschen GmbH bewirtschaftet. Die Teiche wurden Anfang Februar bespannt. Im Rahmen einer Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung wurde der abgelöschte Branntkalk ebenfalls als Wasserkalkung vom Boot ausgebracht (Mitteilung TUSCHE, Fischzucht Rietschen GmbH). Die ausgebrachte Kalkmenge lag bei 0,8 t/ha.

Die hier untersuchten Teiche liegen alle im 335,85 ha großen FFH-Gebiet „Raklitza und Teiche bei Rietschen“(LRT 3150). Das Gebiet liegt am Flusslauf der Raklitza und reicht vom Wehr nördlich Daubitz bis zum südlichen Rand der Teichgruppe Hammerstadt. Die Wasserversorgung der Teiche erfolgt über die Raklitza.

**Tabelle 6: Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Hammerstadt 2012**

**Quelle: Fischzucht Rietschen GmbH**

Gewässer	Kalkungstermin	Kalkmenge CaO (t/ha)
Delinkateich	23.04.12	0,8
Raklitzateich	23.04.12	0,8
Ochsenteich 1	12.03.-16.03.12	0,8
Ochsenteich 2	12.03.-16.03.12	0,8

**Tabelle 7: Daten zur Bewirtschaftung der Praxisteiche im TG Hammerstadt**

**Quelle: Fischzucht Rietschen GmbH**

Gewässer	Besatz	Besatzdichte	Zufütterung
Delinkateich	K3	1.370 Stück	2.980 kg Triticale
Racklitzateich	K3	4.600 Stück	13.870 kg Triticale
Ochsenteich 1	K1	60.000 Stück	1.510 kg Extrudat/Maisschrot
Ochsenteich 2	K3	1.030 Stück	2.480 kg Triticale

### Delinkateich

Der Delinkateich wies eine gut bis mäßig strukturierte Uferlinie und einen gut ausgebildeten Röhrichtgürtel auf. Der Teich wird mit Wasser aus der Raklitza versorgt. Das Ufer ist teilweise mit Erlen bestanden. Die Umgebung des Delinkateichs ist in erster Linie durch weitere Fischteiche und einen Forst im südlichen Bereich geprägt (Abbildung 6).



Abbildung 6: Delinkateich

### Raklitzateich

Der Raklitzateich wies eine mäßig strukturierte Uferlinie und einen sehr gut ausgebildeten Röhrichtgürtel auf. Das Ufer war teilweise mit Einzelgehölzen (Erlen) und teilweise mit Wald bestanden. Die Umgebung des Teiches wurde durch benachbarte Fischteiche, Hainsimsen-Buchenwälder und Kiefernforst geprägt. Der Raklitzateich wird mit Wasser aus der Raklitza bespannt.



Abbildung 7: Raklitzateich

### Ochsenteiche

Die Ochsenteiche weisen eine gering strukturierte Uferlinie und einen teilweise gut bis sehr gut ausgeprägten Röhrichtgürtel auf (Abbildung 8). Das Wasser der beiden Teiche stammt ebenfalls aus der Raklitza. Die Umgebung der Teiche ist durch Kiefernforst, Weideland und Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder und die angrenzende Siedlung Hammerstadt geprägt. Der Ochsenteich 1 wurde 2012 durch die Ausbringung von Stallmist gedüngt. Im Ochsenteich 2 erfolgte keine Düngung.



**Abbildung 8: Ochseiteich 1 (links), Ochseiteich 2 (rechts)**

### 3.2.3 Teichgebiet Biehla-Weißig (2013)

Das Teichgebiet Biehla-Weißig liegt im Landkreis Bautzen und gehört zu den Gemeindegebieten von Oßling und Schöntheichen sowie der Stadt Kamenz. Die Teiche der Teichwirtschaft werden durch Niederschlagswasser und Aufstau von Wasser aus wenigen Waldquellen, ohne Vorfluter mit Wasser versorgt. Das Gebiet ist durch starke Wasserstandsschwankungen geprägt (LfULG 2006). Das Teichgebiet Biehla-Weißig ist eine charakteristische Oberlausitzer Niederungslandschaft. Es sind ausgedehnte Teichflächen mit Verlandungszonen, Niedermoorwiesen, mesophilen Grünlandflächen, Bruchwäldern und bewaldeten Altmoränenplatten vorhanden (LfULG 2006).

Die Teiche des Gebietes werden seit 1992 von der Familie Bräuer zusammen mit zwei Angestellten bewirtschaftet. Im Jahr 2013 wurde im Maaschingteich, Jesorteich, Alteich und Damnteich mit Branntkalk eine Desinfektionskalkung durchgeführt. Als Kontrollteiche dienten der Große Baselteich, der Neuteich Weißig, der Heikteich und der Mittelteich Weißig, welche alle nur zur Wasserkonditionierung mit Kalkmergel behandelt wurden. Beide Teichgruppen (Untersuchungsteiche und Kontrollteiche) sind vom Wasserlauf nicht miteinander verknüpft.

Die Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Untersuchungsgewässer und die für die Untersuchung relevanten Kalkgaben, Tabelle 9 enthält die wichtigsten Bewirtschaftungsdaten.

#### **Tabelle 8: Daten zur Kalkung der Praxisteiche im TG Biehla-Weißig 2013**

**Quelle: Teichwirtschaft Weißig**

Gewässer	Kalkungstermin	Kalkart	Kalkmenge (t/ha)
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>			
Großer Baselteich	Mai 2013	Kalkmergel	1
Mittelteich Weißig	Mai 2013	Kalkmergel	1
Neuteich Weißig	Mai 2013	Kalkmergel	1
Heikteich	Mai 2013	Kalkmergel	1
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>			
Maaschingteich	06.04.13	Branntkalk	1
Jesorteich	06.04.13	Branntkalk	1
Alteich Biehla	19.04.13	Branntkalk	1
Damnteich	15.04.13	Branntkalk	1

**Tabelle 9: Daten zur Bewirtschaftung der Untersuchungsgewässer im TG Biehla-Weißig 2013**

Gewässer	Besatz	Besatzdichte	Zufütterung
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>			
Großer Baselteich	K3	1.150 kg	nein
Mittelteich Weißig	K1	400 kg	1.750 kg Roggen
Neuteich Weißig	K3	1.250 kg	1.450 kg Roggen
Heikteich	K3	1.500 kg	1.700 kg Roggen
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>			
Maaschingteich	K3	750 kg	1.850 kg Roggen
Jesorteich	K1	600 kg	3.450 kg Roggen
Alteich Biehla	K1	600 kg	3.825 jg Roggen
Dammteich	K3	750 kg	1.175 kg Roggen

### Großer Baselteich

Der Große Baselteich ist 6,67 ha groß. Das Gewässer wies eine mäßig bis gut strukturierte Uferlinie mit einer Insel im südwestlichen Bereich und einem mäßig ausgeprägten Röhrichtgürtel auf (Abbildung 9). Im Mai 2013 wurde mit Kalkmergel gekalkt. Das Gewässer wurde mit K3-Karpfen besetzt (1.150 kg). Eine Zufütterung für die Fische fand nicht statt. Der große Baselteich dient als Angelteich. Die Umgebung war in erster Linie durch andere Fischteiche (Mittelteich Weißig, Alter Teich), Wald und landwirtschaftlich (vor allem Weideland) genutzte Fläche geprägt.



**Abbildung 9: Großer Baselteich**

### Mittelteich Weißig

Der Mittelteich Weißig besitzt eine Fläche von 4,07 ha. Die Uferlinie war gering bis mäßig strukturiert und der Röhrichtgürtel gering bis mäßig ausgebildet. Der Mittelteich wurde im Mai 2013 zur Wasserkonditionierung mit Kalkmergel behandelt und mit einsömmrigen Karpfen besetzt (400 kg). Die Umgebung des Mittelteichs Weißig wurde durch benachbarte Fischteiche (Großer Baselteich, Heikteich, Neuteich Weißig), etwas Wald und landwirtschaftlich genutzte Fläche (hauptsächlich Weideland) geprägt (Abbildung 10).



**Abbildung 10: Mittelteich Weißig**

### Heikteich

Der Heikteich grenzt an weitere Fischteiche wie den Mittelteich (Norden); den Neuteich Weißig (Westen) und den Horstteich (Südwesten) sowie Wald (Süden) und landwirtschaftlich genutzte Fläche (Osten). Das Gewässer weist eine Fläche von 7,08 ha auf und wird durch teilweise befahrbare Dämme abgegrenzt. Der Heikteich besitzt eine mäßig strukturierte Uferlinie und einen mäßig bis gut ausgeprägten Röhrichtgürtel. Das Gewässer wurde im Managementplan von 2006 dem LRT der eutrophen Standgewässer zugeordnet (Abbildung 11).

Der Heikteich wurde im Mai 2013 zur Wasserkonditionierung mit Kalkmergel behandelt. Der Fischbesatz erfolgte mit dreisömmrigen Karpfen (1.500 kg). Im Sommer 2013 wurde in diesem Teich eine KHV-Infektion nachgewiesen.



**Abbildung 11: Heikteich**

### Neuteich Weißig

Der Neuteich Weißig besitzt eine Fläche von 3,73 ha. Das Gewässer grenzt an weitere Fischteiche wie den Heikteich, den Mittelteich Weißig und den Horstteich und ist fast komplett von Dämmen umgeben. Im Norden ragen ein Damm und eine Insel in den Teich. Der Neuteich Weißig zeichnet sich durch einen gut ausgeprägten Röhrichtgürtel und eine gut strukturierte Uferlinie aus (Abbildung 12). Das Gewässer wurde im Managementplan von 2006 dem LRT der eutrophen Standgewässer zugeordnet.

Im Jahr 2013 wurde der Teich zur Wasserkonditionierung mit Kalkmergel behandelt. Der Fischbesatz erfolgte mit dreisömmrigen Karpfen (1.250 kg). Im Sommer 2013 wurde auch im Neuteich Weißig eine KHV-Infektion festgestellt.



**Abbildung 12: Neuteich Weißig**

### Maaschingteich

Der Maaschingteich weist eine Fläche von 6,20 ha auf und wird bis auf das Westufer von Dämmen begrenzt (Abbildung 13). Das Gewässer grenzt im Osten an einen offenen Grünlandbereich (nach Einzelgehölzen) und im Norden an einen Erlen-Eschen-Wald. Im westlichen Teil des Gewässers befindet sich ein Verlandungsbereich mit einem sehr gut ausgebildeten Röhrichtgürtel. Dieser Bereich durfte nach Auskunft der Unteren Naturschutzbehörde nicht betreten und nicht beprobt werden. Im südlichen Bereich grenzt das Gewässer an den Biehlaer Großteich. Der Maaschingteich war durch eine mäßig strukturierte Uferlinie und einen Röhrichtgürtel, der allerdings nur im westlichen Bereich gut ausgebildet war, gekennzeichnet. Im Managementplan für das Teichgebiet Biehla-Weißig (2006) wurde das Gewässer dem LRT eutropher Stillgewässer zugeordnet.

Im April 2013 wurde in dem Gewässer eine Desinfektionskalkung mit Branntkalk durchgeführt. Der Fischbesatz erfolgte mit dreisömrrigen Karpfen (750 kg).



**Abbildung 13: Maaschingteich**

### Jesorteich

Der Jesorteich hat eine Fläche von 4,26 ha. Das Gewässer grenzt im Norden an den Biehlaer Großteich, im Westen an einen offenen Grünlandbereich und an den anderen Uferbereichen größtenteils an Wald (Abbildung 14). Nach Auskunft des Fischers (Herr Stecher) wird in diesen Teich z. T. Abwasser eingeleitet. Die Uferlinie war mäßig strukturiert und der Röhrichtgürtel gering bis mäßig ausgeprägt. Im Jesorteich wurde im April 2013 eine Desinfektionskalkung mit Branntkalk durchgeführt. Der Fischbesatz erfolgte mit einsömrrigen Karpfen.



**Abbildung 14: Jesorteich**

### Altteich Biehla

Der Altteich Biehla weist eine Fläche von 4,11 ha auf. Das Gewässer wurde im Managementplan für das Teichgebiet Biehla-Weißig (2006) dem LRT eutropher Stillgewässer zugeordnet. Der Teich wird an allen Seiten durch teilweise befahrbare Dämme begrenzt (Abbildung 15). Im Süden grenzt das Gewässer an den Damnteich und den Neuen Teich. Im Nordwesten schließen an das mit Gehölzen bewachsene Ufer die Saliwiesen und im östlichen Teil des Nordufers Wald an. Der Altteich besitzt eine gut strukturierte Uferlinie mit einer ins Gewässer ragenden Halbinsel. Der Röhrichtgürtel ist teilweise gut ausgebildet (Süd- und Westufer). Im April 2013 wurde in dem Gewässer eine Desinfektionskalkung mit Branntkalk durchgeführt. Der Fischbesatz erfolgte mit einsömmrigen Karpfen (600 kg).



**Abbildung 15: Altteich Biehla**

### Damnteich

Der Damnteich war mit einer Fläche von 1,46 ha der kleinste der beprobten Teiche. Das Gewässer grenzt an den Biehlaer Großteich, den Altteich und den Neuen Teich. Am Südufer schließt ein Erlenbruchwald an.

Der Damnteich wies eine gering strukturierte Uferlinie und einen größtenteils mäßig ausgebildeten Röhrichtgürtel auf. In dem Gewässer wurde im April 2013 eine Desinfektionskalkung mit Branntkalk durchgeführt. Der Fischbesatz erfolgte mit dreisömmrigen Karpfen (750 kg).



Abbildung 16: Damnteich

### 3.3 Methodik/Versuchsdurchführung

Für die Begehungen der Teichgebiete sowie die Entnahme von Organismen im Rahmen dieses Projektes liegt eine naturschutzrechtliche Genehmigung durch die Untere Naturschutzbehörde vor. Vor jeder Befahrung und Untersuchung der Teichgebiete wurden die jeweiligen Fischereibetriebe informiert. Nach dem Abschluss der Arbeiten in einem Teichgebiet erfolgte noch vor der Befahrung des nächsten Teichgebietes eine gründliche Desinfektion des Bootes, aller verwendeten Geräte, der Wathosen und Stiefel (Desinfektionsmittel: Bode Microbac® forte). Damit sollte einer möglichen Verschleppung des KHV von einem Teichgebiet zum anderen vorgebeugt werden.

#### 3.3.1 Untersuchung physikalisch-chemischer Parameter

Die Ermittlung des pH-Wertes, der Sauerstoffkonzentration sowie -sättigung und der Temperatur erfolgte mittels Sondenmessung. Tabelle 10 gibt einen Überblick über die verwendeten Geräte und Methoden.

Tabelle 10: Untersuchte physikalisch-chemische Parameter

Parameter	Methode	Anmerkungen/Gerätetyp
pH (vor Ort)	DIN 38404-5	WTW pH 196
Sauerstoff (vor Ort)	Elektrochemisch, DIN EN 25814	WTW OXI 340
Temperatur (vor Ort)	Ermittlung mit Sauerstoffgerät	

Die Messungen dieser abiotischen Parameter sollte in jedem Gewässer einmal vor der Branntkalkapplikation, einmal direkt nach der Branntkalkapplikation und dann dreimal alle zwei Tage erfolgen. Anschließend wurden die Messungen mindestens einmal im Monat weiter durchgeführt.

Die Parameter Sauerstoff, pH-Wert und Temperatur wurden pro Teich am Teichablauf und an drei Probestellen (PS) im Teich (Teichmitte, eine PS im Flachwasserbereich mit Gelegegürtel, eine PS im Flachwasserbereich ohne Gelegegürtel) gemessen.

Aufgrund der kurzen Vorplanungsphase war es im Jahr 2012 leider nicht möglich, die ursprünglich vorgesehenen Termine für die Messungen einzuhalten. Weil in einigen Teichen zum Zeitpunkt des Projektbeginns schon die Kalkung durchgeführt war, mussten in diesen Gewässern sowohl die Voruntersuchungen als auch die Messungen direkt nach der Kalkung ausfallen. Dies betraf die Ochsenteeiche 1 und 2 im Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen.

**Tabelle 11: Messungen der abiotischen Parameter pH-Wert, Sauerstoff, Temperatur und Sichttiefe 2012**

Untersuchungs-gewässer	Messungen vor der Kalkung	Messungen direkt nach der Kalkung	Monatliche Messungen
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	X	X	von März bis September
Pferdeteich	X	X	von März bis September
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	X	X	von März bis August
Rodeteich 6	X	X	von März bis August
Froschteich	nicht gekalkt	nicht gekalkt	von April bis September
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochsenteich 1	-	-	von Mai bis September
Ochsenteich 2	-	-	von Mai bis September
Delinkateich	X	X	von April bis September
Raklitzateich	X	X	von April bis September

Die Messung der Sichttiefe sollte ebenfalls einmal vor der Branntkalkapplikation und dannach mindestens einmal monatlich von Mai bis September erfolgen. Auch hier war es aufgrund des späteren Projektbeginns bei den beiden Ochsenteichen nicht möglich, eine Voruntersuchung zur Sichttiefe durchzuführen.

Tabelle 11 und Tabelle 12 geben einen Überblick über die durchgeführten Sonden- und Sichttiefemessungen.

Im Jahr 2013 konnten an allen untersuchten Teichen des Teichgebietes Biehla-Weißig die geplanten Untersuchungen durchgeführt werden.

**Tabelle 12: Messungen der abiotischen Parameter pH-Wert, Sauerstoff, Temperatur und Sichttiefe 2013**

Untersuchungs-gewässer	Messungen vor der Kalkung	Messungen direkt nach der Kalkung	Monatliche Messungen
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>			
Großer Baselteich	X	X	von April bis August
Mittelteich Weißig	X	X	von April bis August
Neuteich Weißig	X	X	von April bis August
Heikteich	X	X	von April bis August
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>			
Maaschingteich	X	X	von April bis August
Jesorteich	X	X	von April bis August
Altteich Biehla	X	X	von April bis August
Dammteich	X	X	von April bis August

### 3.3.2 Wasseranalytik

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte am Teichablauf. Sie wurde, soweit möglich, einmal vor der Branntkalkapplikation und anschließend einmal im Juli und einmal im September durchgeführt. Die Termine der Probenahme wurden zusammen mit den Terminen der Sondenmessungen gelegt. An den Ochsenteichen 1 und 2 musste die Voruntersuchung im Jahr 2012 aus genannten Gründen ausfallen. Bei den Rodeteichen 1 und 6 konnten im September 2012 keine Beprobungen stattfinden, weil die Teiche zu diesem Zeitpunkt bereits abgelassen waren. Gleiches galt für den Ochsenteich 1. Im Jahr 2013 fand die letzte Probenahme zur Wasserchemie Ende August statt, weil die meisten Teiche kurz danach abgefischt wurden.

Tabelle 13 gibt einen Überblick über analysierten chemischen Parameter und die verwendeten Verfahren. Tabelle 14 und Tabelle 15 enthalten alle Termine, an denen eine Wasserprobenahme erfolgte.

**Tabelle 13: Untersuchte chemische Parameter**

Parameter	Methodik
o-Phosphat	DIN EN ISO 6878-D11
Gesamtposphat	DIN EN 1189
Ammonium	DIN 38406-E5
Nitrit	DIN EN 26777-D10
Nitrat	DIN 38405-D29

**Tabelle 14: Probenahmeterminale 2012 – Praxisteiche**

Gewässer	Messungen vor der Kalkung	Messungen im Juli	Messungen im September
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	20.03.12	26.07.12	14.09.12
Pferdeteich	20.03.12	26.07.12	14.09.12
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	20.03.12	26.07.12	Teich nicht bespannt
Rodeteich 6	19.03.12	26.07.12	Teich nicht bespannt
Froschteich	04.04.12	26.07.12	14.09.12
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochsenteich 1	Teich schon gekalkt	26.07.12	17.09.12
Ochsenteich 2	Teich schon gekalkt	26.07.12	17.09.12
Delinkateich	10.04.12	26.07.12	Teich nicht bespannt
Raklitzateich	10.04.12	26.07.12	17.09.12

**Tabelle 15: Probenahmeterminale 2013 – Praxisteiche**

Gewässer	Messungen vor der Kalkung	Messungen im Juli	Messungen im August
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>			
Großer Baselteich	03.04.13	08.07.13	23.08.13
Mittelteich Weißig	03.04.13	08.07.13	22.08.13
Neuteich Weißig	03.04.13	08.07.13	23.08.13
Heikteich	03.04.13	08.07.13	23.08.13
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>			
Maaschingteich	03.04.13	08.07.13	23.08.13
Jesorteich	03.04.13	08.07.13	23.08.13
Altteich Biehla	03.04.13	08.07.13	23.08.13
Dammteich	03.04.13	08.07.13	23.08.13

### 3.3.3 Erfassung der Amphibienpopulation

Die Erfassung der Amphibien erfolgte qualitativ und halbquantitativ sowohl für früh als auch für spät laichende Arten. Die Untersuchungen sollten je Versuchs- und Kontrollteich an je zwei Terminen im Winter/Frühjahr unmittelbar nach Beginn der Laichwanderung erfolgen. Dabei wurde, soweit dies möglich war, ein Termin vor die Branntkalkapplikation, ein Termin

zur beziehungsweise unmittelbar nach die Branntkalkapplikation gelegt. Die Methodik der Untersuchungen orientierte sich am Standard-Methodenkatalog des LfULG. Der Nachweis der Amphibien erfolgte mit Hilfe von

- Sichtbeobachtungen, dem Absuchen geeigneter Strukturen (Ufer/Flachwasserzone),
- Sichtbeobachtungen mit Lampe (LED-Handscheinwerfer IVT PL-838-4 x 1W) nachts,
- Verhören (ohne Stimulierung),
- Keschern bzw. Reusenfang (KFR 60 x 30 rund, zweikehlig, 5 mm Maschenweite, 7 bzw. 10 pro Teich),
- Laich- und Larvensuche (im Rahmen der Tages- und Nachtbegehungen sowie Reusenfänge).

Stiefel und Fanggeräte (Kescher, Reusen) wurden zwischen den verschiedenen Einsätzen und Teichgruppen stets desinfiziert (VennoVet Super, Tauchdesinfektion, Konzentration 2 %, Einwirkzeit 2 bis 4 h). Durch je 2 Paar Stiefel und Kescher war eine pausenlose Bearbeitung mehrerer Teichgruppen (z. B. Biehla-Weißig oder Quolsdorf-Niederspree) möglich. Zudem wurden KHV-verdächtige Gewässer zuletzt begangen bzw. ein Betreten aktuell von Fischsterben betroffener Gewässer vermieden, weil innerhalb eines Begehungstermins nur eine Grobdesinfektion der Stiefel möglich war. Die Reusen wurden im Flachwasser so ausgebracht, dass eine Ecke herausragte (sonst ersticken adulte Amphibien, Wasserkäfer, Wasserwanzen, Ringelnattern und andere Beifänge) und mit Strick möglichst so fixiert, dass ein Untertauchen der Luftdecke durch Verschieben (Wind, Wasservogel, Wild, Fische) oder ein Reusenverlust verhindert wurde. Zur Verringerung der Prädation (Schwimmkäfer fressen oft Amphibien bzw. deren Larven) wurde je Reuse ca. 5 bis 10 g Schweineleber und/oder Dörrfisch (Seefisch wie Sardelle, um Übertragungsrisiko von Fischseuchen zu minimieren) beigegeben. Mit zweikehligen Kleinfischreusen (KFR, 30 x 60 cm, rund, nicht modifiziert) wurden alle 26 zu untersuchenden Teiche und weitere 12 Teiche im Sommer mittels Reusen über mindestens eine Nacht befangen, um über Fänge von Amphibienlarven Daten zum Artenspektrum und Bestandsgrößen zu erlangen. Diese Methode ist allgemein recht effektiv (Standardmethode für Molche, wie z. B. Kammolch) und ermöglicht zugleich eine bessere Beurteilung der Eignung des Gewässers für Amphibien (Artenspektrum und Dominanzen Kleinfische, Wasserkäfer). Im Zuge des Ausbringens und Abbaus der Reusen sind zudem wie bei regulären Tagesbegehungen Sichtbeobachtungen und Rufernachweise möglich.

Tabelle 16 gibt einen Überblick über die zur Erfassung der Frühlaicher erfolgten Tages- und Nachtbegehungen in den Teichgebieten Niederspree/ Quolsdorf, Hammerstadt und Biehla-Weißig.

**Tabelle 16: Erfassung der Frühlaicher mit Tages-/Nachtbegehungen**

Datum	von	bis	h	Leistung
18.03.2012	11:00	19:00	6	Niederspree Tagbegehung
19.03.2012	15:00	19:00	4	Niederspree Tagbegehung
28.03.2012	16:00	18:00	2	Hammerstadt Tagbegehung
28.03.2012	18:00	20:00	2	Niederspree Nachterfassung (Ruferzählung, Ablechterfassung)
28.03.2012	20:00	22:00	2	Hammerstadt Nachterfassung (Ruferzählung, Ablechterfassung)
28.03.2012	22:00	00:00	2	Niederspree Nachterfassung (Ruferzählung, Ablechterfassung)
11.04.2013	19:00	01:00	6	Biehla-Weißig Nachterfassung (Ruferzählung, Ablechterfassung)
16.04.2013	08:00	20:00	12	Biehla-Weißig Tagbegehung (Ruferzählung, Reusenaufbau)
17.04.2013	08:00	20:00	12	Biehla-Weißig Tagbegehung (Ruferzählung, Reusenabbau, Desinf.)

Tabelle 17 gibt einen Überblick über die zur Erfassung der Spätlaicher erfolgten Tages- und Nachtbegehungen in den Teichgebieten Niederspree/Quolsdorf, Hammerstadt und Biehla-Weißig.

Die verhältnismäßig geringe Begehungszahl in der relevantesten Phase (Frühlaicher) resultiert aus dem Umstand, dass die Kalkungen sofort nach Eisaufgang oder nach dem Ablassen der Teiche erfolgten, sodass die Erfassungsmöglichkeiten für Amphibien(laich) gering waren. Angesichts der recht schnell sinkenden pH-Werte war i. d. R. eine Kontrolle nach der Kalkung ausreichend, zumal in den gekalkten Gewässern keine Situation auftrat, in dem die hohen pH-Werte auf beobachtbaren Laich einwirkten.

In der Spätlaicher- und Larvalphase fanden umfangreiche Begehungen und Larvenfänge statt, um sich aus den Kalkungen ergebende Veränderungen der Amphibiengemeinschaften oder der Häufigkeiten zu prüfen.

Im Teichgebiet Niederspree fanden Begehungen an 7 Tagen (44,5 h – 6 Teiche; 7,4 h/T), im Teichgebiet Hammerstadt an 4 Tagen (31 h – 4 Teiche; 7,8 h/ T), in der VTA Königswartha an 5 Tagen (37 h – 9 Kleinteiche; 4,1 h/ T) und im Teichgebiet Biehla-Weißig an 5 Tagen (50 h – 8 Teiche; 6,2 h/ T) statt.

Die verschiedenen Zeitaufwände resultierten aus den Unterschieden mit Blick auf Gewässergrößen, Begehbarkeit und Kalkungsablauf in den verschiedenen Teichgebieten. Es ist festzuhalten, dass der Durchforschungsgrad in diesem Fall sogar negativ mit dem Zeitaufwand korreliert ist, weil die VTA außerordentlich gute Erfassungsbedingungen bot und auch das TG Biehla-Weißig besser prüfbar war als Niederspree.

**Tabelle 17: Erfassung der Spätlaicher Tages-/Nachtbegehungen**

Datum	von	bis	h	Leistung
25.04.2012	14:00	18:00	4	Hammerstadt Tagbegehung
25.04.2012	18:00	21:00	3	Niederspree Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
25.04.2012	21:00	00:00	3	Hammerstadt Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
05.05.2012	18:00	00:30	6,5	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
11.05.2012	20:00	00:30	4,5	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
13.05.2012	20:00	02:00	6	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
19.07.2012	10:00	21:00	11	Hammerstadt (Reusenaufbau 9 Gewässer)
19.07.2012	21:00	23:00	2	Hammerstadt Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
20.07.2012	06:00	13:00	7	Hammerstadt (Reusenabbau)
20.07.2012	13:00	18:30	5,5	Niederspree Tagesbegehung (Larven-/Jungtiersuche)
26.07.2012	12:00	22:00	10	VTA Desinfektion & Reusenaufbau
27.07.2012	08:00	15:00	7	VTA Reusenabbau & Desinfektion
27.07.2012	20:00	23:00	3	VTA Desinfektion/ Reusen verladen & zurück
08.08.2012	09:00	22:00	13	Niederspree (Reusenaufbau)
10.08.2012	08:30	17:30	9	Niederspree (Reusenabbau)
18.07.2013	12:30	20:30	8	Biehla-Weißig Tagbegehung (mit Reusenaufbau 8 Teiche)
19.07.2013	08:00	20:00	12	Biehla-Weißig Tagbegehung (mit Reusenabbau 8 Teiche, Desinf.)
20.08.2013	10:00	18:00	8	Biehla-Weißig Tagbegehung (mit Reusenaufbau 3 zus. Teiche)
26.08.2013	11:00	19:00	8	Biehla-Weißig Tagbegehung (mit Reusenabbau 3 zus. Teiche)
09.10.2013	17:30	18:00	0,5	zus. Stichprobe Randgraben Großteich Weißig

Zusätzliche Prüfungen weiterer – oft unbewirtschafteter – Gewässer (Niederspree: 6, Hammerstadt: 6, Biehla-Weißig: 6), die insbesondere klären sollten, welche Bedeutung die Praxisteiche für die lokalen Amphibienpopulationen besitzen, werden aufgrund teils abweichender Methodik (weniger Begehungen, teils nur Tagesbegehungen oder nur Reusenfänge) hier nicht aufgeführt. Die Erfassungsdaten sind in den Begehungsprotokollen aufgeführt, die Erkenntnisse fließen in die Auswertung ein.

Im Teichgebiet Hammerstadt waren die Untersuchungen im April weniger umfangreich, weil zwei der Teiche abgelassen wurden/waren und die bespannten Teiche zum Untersuchungsbeginn bereits gekalkt waren.

Im Teichgebiet Niederspree waren die besonnten Flachwasserbereiche der für Amphibien am ehesten geeigneten Teiche aufgrund ihrer breiten und teils moorigen Verlandungszone kaum begehbar.

Im Teichgebiet Biehla-Weißig bestand für einige der für Amphibien besonders wichtigen Bereiche (Rufergesellschaften Frühlaicher) der Untersuchungsteiche ein Betretungsverbot. Dies betrifft die Verlandungszone des Neuteiches, des Maaschingteiches und den Bruchwald am Dammteich. Insgesamt war die Begehbarkeit der Ufer relativ gut, wenngleich ein Ableuchten des Gewässerrandes wegen des Schilfröhrichts oder steiler Uferböschungen (Heikteich, Mittelteich, Baselteich) nur punktuell möglich war.

### 3.3.4 Erfassung der Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken)

Die Erfassung der Wirbellosenfauna orientierte sich an dem Standard-Methodenkatalog des LfULG für die Untersuchung von Libellen, Wasserkäfern und Wassermollusken. Die Untersuchungen sollten pro Teich dreimal erfolgen. Einmal vor der Branntkalkapplikation, einmal nach der Branntkalkapplikation und einmal im August. Zusätzlich erfolgte 2012 im Rahmen der Zooplanktonprobenahme im Herbst eine Beprobung des Freiwassers.

In jedem Untersuchungsgewässer wurden in Ufernähe mit Hilfe eines Keschers (Maschenweite 500 µm) alle Habitatstrukturen (z. B. emerse Makrophyten, Flachwasser, Totholz, Detritus/Laub) beprobt. Die Sammelzeit betrug dabei eine Stunde.

**Tabelle 18: Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) im Jahr 2012**

Gewässer	Beprobung vor der Kalkung	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im August
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	20.03.12	07.05.12	16.08.12
Pferdeteich	20.03.12	07.05.12	16.08.12
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	20.03.12	08.05.12	15.08.12
Rodeteich 6	19.03.12	08.05.12	15.08.12
Froschteich	28.03.12/keine Kalkung	10.05.12	17.08.12
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochsenteich 1	nicht möglich	16.05.12	22.08.12
Ochsenteich 2	nicht möglich	16.05.12	22.08.12
Delinkateich	21.03.12	09.05.12	20.08.12
Raklitzateich	21.03.12	09.05.12	20.08.12

Anschließend erfolgte die Aussammlung der Proben vor Ort, was im Schnitt noch einmal ca. 2 Stunden in Anspruch nahm. Es wurden nur Libellenlarven, Exuvien von Libellen, Käfer (Adulte und Larven) sowie Mollusken komplett in 96%igen Alkohol überführt und für die weitere Bestimmung mit ins Labor genommen. Die Organismen im Begleitfang wurden vor Ort den jeweiligen Ordnungen und Familien zugeordnet und anschließend in der Anzahl geschätzt.

Zusätzlich erfolgte, soweit das die Trübung der Teiche zuließ, eine Begehung der beprobten Uferlinie mit dem Sichtkasten. Damit sollten eventuell vorkommende größere Mollusken mit erfasst werden. Aufgrund der oft stärkeren Trübung der Gewässer und der damit fehlenden Grundsicht war dieses Vorgehen jedoch nur in wenigen Fällen und an wenigen Terminen möglich.

Weiterhin wurden emerse Makrophyten nach Exuvien der Libellenlarven abgesucht und einige adulte Libellen mit einem Streifnetz eingefangen. Ergänzende relevante Nachweise anderer Bearbeiter (Beifänge Reusen, Sichtbeobachtungen) werden qualitativ mit aufgeführt.

Im Labor erfolgte die Zählung und die Bestimmung der Benthosorganismen bis auf Artniveau. Eine Auflistung der Bestimmungsliteratur ist im Literaturverzeichnis enthalten. Anschließend werden die Tiere für eine längere Lagerung in frischen 96%igen Alkohol überführt.

Für die Ochsenteiche 1 und 2 war 2012 aufgrund der zu Projektbeginn schon erfolgten Kalkung keine Voruntersuchung mehr möglich. Im Jahr 2013 konnten an allen Teichen alle geplanten Untersuchungen zu den Wirbellosen Organismen durchgeführt werden.

Die Tabellen 18 bis 20 geben einen Überblick über die Termine der Beprobung der Wirbellosenfauna an den jeweiligen Untersuchungsgewässern sowie über die angewandten Häufigkeitsklassen.

**Tabelle 19: Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) im Jahr 2013**

Gewässer	Beprobung vor der Kalkung	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im August
<b>Kontrollteiche (Weißig)</b>			
Großer Baselteich	10.04.13	16.05.13	21.08.13
Mittelteich Weißig	10.04.13	16.05.13	21.08.13
Neuteich Weißig	11.04.13	22.05.13	22.08.13
Heikteich	11.04.13	22.05.13	22.08.13
<b>Untersuchungsteiche (Biehla)</b>			
Maaschingteich	04.04.13	23.05.13	20.08.13
Jesorteich	04.04.13	23.05.13	20.08.13
Altteich Biehla	08.04.13	30.05.13	21.08.13
Dammteich	08.04.13	30.05.13	20.08.13

**Tabelle 20: Häufigkeitsklassen für die Besiedlungsstärke der Wirbellosen**

Wert	Flächengröße
A	1
B	2
C	3 – 5
D	6 – 10
E	11 – 20
F	21 – 50
G	51 – 100
H	> 101

### 3.3.5 Erfassung der Biomasse der Bodentiere

Die Erfassung der Bodentiere (Nährtiere) sollte ursprünglich einmal vor der Branntkalkapplikation, einmal nach der Branntkalkapplikation und einmal im Herbst erfolgen.

Zum Beginn des Projekts war die Kalkung an den Ochsentischen bereits durchgeführt und die Kalkung der anderen Praxisteiche stand kurz bevor. Damit war es zeitlich nicht mehr möglich, das komplette Programm für die Voruntersuchungen durchzuführen. Aus diesem Grund musste auf eine Voruntersuchung der Bodentiere im Jahr 2012 verzichtet werden.

Die Untersuchungen nach der Kalkung wurden zusammen mit der Beprobung des Zooplanktons durchgeführt. Somit ergaben sich für die einzelnen Teiche folgende Probenahmeterminale (Tabelle 21).

Im Jahr 2013 wurde die Erfassung der Bodentiere nicht mehr durchgeführt, weil die Untersuchungen hier aus finanziellen Gründen auf das Nötigste beschränkt werden mussten.

Die Beprobung der Bodentiere wurde mit Hilfe eines Bodengreifers nach Birge-Ekmann durchgeführt. Dabei wurden pro Teich und Untersuchungstermin Greiferproben an vier repräsentativen Messstellen genommen und am Ufer zu einer Mischprobe vereinigt.

Die Lage der Untersuchungsstellen wurde mit Hilfe eines GPS aufgenommen. Somit konnten immer die gleichen Messstellen beprobt werden.

**Tabelle 21: Termine für die Beprobung der Bodentiere in Praxisteichen 2012**

Gewässer	Beprobung vor der Kalkung	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im Herbst
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	-	07.05.12	14.09.12
Pferdeteich	-	07.05.12	14.09.12
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	-	08.05.12	Teich nicht bespannt
Rodeteich 6	-	08.05.12	Teich nicht bespannt
Froschteich	-	18.05.12	14.09.12
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochsenteich 1	-	16.05.12	Teich nicht ausreichend bespannt
Ochsenteich 2	-	16.05.12	17.09.12
Delinkateich	-	16.05.12	Teich nicht bespannt
Raklitzateich	-	16.05.12	17.09.12

### 3.3.6 Erfassung des Zooplanktons

Die Erfassung des Zooplanktons sollte einmal vor der Brantkalkapplikation, einmal nach der Brantkalkapplikation sowie einmal im Herbst erfolgen. Tabelle 22 gibt die jeweiligen Untersuchungstermine an. Für die Ochsenteiche war aufgrund des früheren Kalkungstermins zum Projektbeginn keine Voruntersuchung mehr möglich. Im September waren sowohl der Ochsenteich 1 als auch der Delinkateich und beide Rodeteiche schon abgelassen, sodass hier keine Herbstprobenahme für das Zooplankton möglich war.

**Tabelle 22: Termine für die Beprobung des Zooplanktons in Praxisteichen 2012**

Gewässer	Beprobung vor der Kalkung	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im Herbst
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	20.03.12	07.05.12	14.09.12
Pferdeteich	20.03.12	07.05.12	14.09.12
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	20.03.12	08.05.12	Teich nicht bespannt
Rodeteich 6	19.03.12	08.05.12	Teich nicht bespannt
Froschteich	04.04.12 / keine Kalkung	18.05.12	14.09.12
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochsenteich 1	nicht möglich	16.05.12	Teich nicht ausreichend bespannt
Ochsenteich 2	nicht möglich	16.05.12	17.09.12
Delinkateich	10.04.12	16.05.12	Teich nicht bespannt
Raklitzateich	10.04.12	16.05.12	17.09.12

Bei der Probenahme wurden vier Netzzüge (Maschenweite je Messstelle 1 x 55 µm und 1 x 250 µm) (Netz mit Durchflusszähler) an vier verschiedenen Messstellen durchgeführt, welche anschließend zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Für die Ermittlung der beprobten Volumen wurden die Zählerstände des Durchflussmessers und die ungefähre Länge des Netzzuges (Grund bis Oberfläche) notiert.

Die Messstellen setzten sich für jeden Teich aus der Teichmitte, der tiefsten Stelle vor dem Teichablauf und zwei Flachwasserstellen (einmal geschützt und einmal ungeschützt) zusammen.

Die Auswertung der Zooplanktonproben erfolgte nur bezüglich der Cladoceren und Copepoden. Diese wurden qualitativ nach Gruppen getrennt. Zusätzlich wurde für jede dieser Gruppen die Biomasse (durch Vermessung der Tiere) bestimmt.

Im Jahr 2013 wurde die Erfassung des Zooplanktons nicht mehr durchgeführt, weil die Untersuchungen hier aus finanziellen Gründen auf das Nötigste beschränkt werden mussten.

### 3.3.7 Quantitative und Halbquantitative Erfassung des Phytoplanktons

Die Quantitative Bestimmung des Phytoplanktons erfolgte über das Chlorophyll. Es wurde eine Chlorophylluntersuchung vor der Kalkung und eine wenige Tage nach der Kalkung durchgeführt. Bei den Ochseiteichen musste die Chlorophylluntersuchung aufgrund des vorzeitigen Kalkungstermins entfallen.

**Tabelle 23: Termine der Chlorophyllprobenahme in Praxisteichen 2012**

Gewässer	Beprobung vor der Kalkung	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im Herbst
<b>Teichgruppe Quolsdorf</b>			
Mittelteich	20.03.12	29.03.12	02.04.12
Pferdeteich	20.03.12	29.03.12	02.04.12
<b>Teichgruppe Niederspree</b>			
Rodeteich 1	20.03.12	27.03.12	30.03.12
Rodeteich 6	19.03.12	27.03.12	30.03.12
Froschteich	04.04.12	-	-
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen</b>			
Ochseiteich 1	-	Woche von 12.–16.3.12	-
Ochseiteich 2	-	Woche von 12.–16.3.12	-
Delinkateich	10.04.12	23.04.12	26.04.12
Raklitzateich	10.04.12	23.04.12	26.04.12

Die Messung der Sichttiefe erfolgte einmal im Monat. Wenn die Sichttiefe unter 50 cm abfiel, wurde eine Phytoplanktonprobe genommen und halbqualitativ auf die Zusammensetzung (z. B. das Vorhandensein von Blaualgen) ausgewertet. Dieser Fall trat zweimal im Raklitzateich im Mai und Juni sowie einmal im Ochseiteich 2 ebenfalls im Juli auf.

Die Analyse der Phytoplanktonproben erfolgte halbquantitativ in 2 ml-Utermöhl-Kammern am Umkehrmikroskop (Sedival, Carl Zeiss Jena).

Im Jahr 2013 wurde auf eine quantitative Bestimmung des Phytoplanktons verzichtet.

### 3.3.8 Untersuchung der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft sowie der Teichbodenvegetation

Die Aufnahme der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft sowie der Teichbodenvegetation und deren qualitative und halbquantitative Beschreibung erfolgten mittels Artenlisten. Dabei wurden die Teiche jeweils 1 x monatlich von Mai bis September 2012 im Uferbereich (300 m Uferlinie x ca. 30 m Breite) und auf einer Diagonale durch den Teich (Aufnahme rechts- und links vom Boot) und ansonsten entsprechend der Vorgaben zur FFH-Ersterfassung untersucht.

Im Jahr 2013 erfolgte an zwei Terminen (Monate Juni und August) eine gleichartige Untersuchung von jeweils 4 Teichen mit Branntkalkapplikation sowie Kalkmergelapplikation im Biehla-Weißiger Teichgebiet.

Die Untersuchung erfolgte überwiegend mit dem Schlauchboot, je nach Wassertiefe wurden Teichrandabschnitte alternativ auch per Wathose abgeschritten. Der Teichboden wurde per Abharken mittels Teleskoprechen, die Teichoberfläche durch Sichtbeobachtung abgesucht. Bei den Untersuchungen wurden sowohl die Teiche als auch repräsentative Ausschnitte ihrer Makrophytenvegetation per Digitalkamera dokumentiert.

Die Erfassung der Gewässermakrophyten erfolgte auf der Grundlage der Arbeitsmaterialien zur Erstellung von FFH-Managementplänen, Technische und methodische Anforderungen (LfULG 2009; S. 21, Vorgaben für halbquantitative Erfassungen) folgendermaßen:

**Tabelle 24: Halbquantitative Erfassung (Artenliste mit Angabe zur bedeckten Fläche bzw. Häufigkeit)**

	Größe	Schätzskala	LRT
Stillgewässer	Gesamtfläche bzw. bei >1 ha repräsentativer Ausschnitt, mindestens 300 m Uferlänge	1 (ab „< 1qm“ bzw. Klasse C)	3130, 3140, 3150, 3160

**Tabelle 25: Schätzskala halbquantitative Artenlisten 1: Klassen zur Angabe der bedeckten Fläche**

Wert	Flächengröße
A	< 0,01m <sup>2</sup>
B	> 0,01-0,1 m <sup>2</sup>
C	> 0,1-1 m <sup>2</sup>
D	> 1,1-5 m <sup>2</sup>
E	6-25 m <sup>2</sup>
F	26-50 m <sup>2</sup>
G	51-100 m <sup>2</sup>
H	101-1.000 m <sup>2</sup>
K	1.001-10.000 m <sup>2</sup>
L	>10.000 m <sup>2</sup>

Bei den Schwimmblattpflanzen wurden auch Arten der Gewässerröhrichte (insbesondere *Sagittaria sagittifolia* und *Sparganium emersum*) nur insoweit berücksichtigt, als Schwimmblätter ausgebildet waren, bei *Oenanthe aquatica* nur submerse Formen. Auch wurden sowohl flottierende Wassermoose als auch Moose des Teichbodens erfasst. Nach Ablassen, welches im Beobachtungszeitraum nur bei einigen wenigen Teichen erfolgte (Rodeteich 1 und 6), konnte auch eine bereits gut entwickelte Teichbodenvegetation (Nanocyperion-Gesellschaften, insbesondere das Cypero-Limoselletum) aufgenommen werden.

Es erfolgt eine Darstellung bzw. Beschreibung der Vegetationseinheiten und eine naturschutzfachliche Bewertung. Die Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf emerse und submerse Makrophyten sowie Teichbodenvegetation, insbesondere auf naturschutzrechtlich relevante Arten, werden analysiert und dargestellt. Bestandteil wird eine umfassende Fotodokumentation der Teiche insgesamt und von Details der angetroffenen Vegetation. Die Nomenklatur der Gewässermakrophyten und Teichbodenbesiedler orientiert sich an SCHULZ (2013).

### 3.4 Ergebnisse

#### 3.4.1 Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Die Tabellen mit den Messwerten der Sauerstoffwerte und der Wassertemperatur befinden sich im Anhang in Anlage 1.

##### Mittelteich (Desinfektionskalkung)

Zur Voruntersuchung im März wurde im Mittelteich an allen vier Messstellen ein pH-Wert von 8,0 gemessen. Am 29.03.12 erfolgte die Kalkung mit 1 t/ha Branntkalk. Der pH-Wert, der am 30.03.12 vom Fischgesundheitsdienst (Mittlg. Kreba Fisch GmbH) an der Kalkrampe gemessen wurde, lag bei 12,2. Die pH-Werte, die ebenfalls am 30.03.12 von der IDUS GmbH in der Teichmitte, dem Teichablauf und in Ufernähe gemessen wurden, lagen relativ nah beieinander. Sie bewegten sich bei Werten zwischen 10,6 (Flachwasserbereich) und 10,5 bzw. 10,4 in der Teichmitte und dem Teichablauf. Nach 12 Tagen bewegten sich die Werte ungefähr bei pH 10 (9,8 bis 10,2). Im Mai lag der pH-Wert dann bei 9 und ging bis September auf einen Werte von 7,4 bis 7,5 zurück. Die Unterschiede zwischen den vier Messstellen waren den gesamten Untersuchungszeitraum über gering. Die vorhandenen Schilfgürtel waren eher gering ausgeprägt.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Entwicklung der pH-Werte im Mittelteich.

**Tabelle 26: pH-Wert-Messungen im Mittelteich 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Freiwasser ohne Schilf
20.03.2012	Voruntersuchung	8,0	8,0	8,0	8,0
29.03.2012	Kalkung	-	-	-	-
30.03.2012	1 Tag nach Kalkung	10,4	10,5	10,6	10,6
02.04.2012	4 Tage nach Kalkung	-	-	-	-
04.04.2012	6 Tage nach Kalkung	10,2	-	9,9	9,8
10.04.2012	12 Tage nach Kalkung	9,9	10,0	9,9	9,8
07.05.2012	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	9,0	9,0	9,0	8,9
14.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,1	8,2	8,1	8,5
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,8	8,1	7,8	7,9
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,0	8,1	7,9	8,0
14.09.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,5	7,5	7,4	7,4

Die ermittelten Sauerstoffkonzentrationen gingen von 14 mg/l im März auf 5,0 bis 6,9 mg/l im September zurück. Die Unterschiede in Sauerstoffkonzentrationen zwischen den ufernahen Flachwasserbereichen, dem Teichablauf und der Teichmitte waren relativ gering. Die Sauerstoffsättigung bewegte sich zwischen 122 und 123 % im März und 55 bis 75 % im September.

#### Pferdeteich (Desinfektionskalkung)

Zur Voruntersuchung wurde im Pferdeteich an allen vier Messstellen ein pH-Wert von 7,8 gemessen. Der Fischgesundheitsdienst ermittelte einen Tag nach dem Kalkungstermin an der Kalkrampe einen pH-Wert von 11,0. Die von der IDUS GmbH am gleichen Tag gemessenen Werte in der Teichmitte, dem Teichablauf und den beiden ufernahen Bereichen mit gering ausgebildetem Schilfgürtel bewegten sich zwischen 10,0 (Schilfgürtel) und 10,7 (Teichmitte). Zwölf Tage nach der Kalkung bewegten sich die pH-Werte an allen vier Messstellen zwischen 9,8 (Schilf) und 10,0 (Teichablauf). Die Werte zwischen dem Schilfgürtel und der Teichmitte bzw. dem Teichablauf lagen im gesamten Jahresverlauf relativ nah beieinander. Der Schilfgürtel des Gewässers wies nur eine geringe Ausprägung auf. Bis zum September ging der pH-Wert auf 7,4 bis 7,8 zurück.

**Tabelle 27: pH-Wert-Messungen im Pferdeteich 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Schilfgürtel 2 (gering ausgeprägt)
20.03.2012	Voruntersuchung	7,8	7,8	7,8	7,8
29.03.2012	Kalkung	-	-	-	-
30.03.2012	1 Tag nach Kalkung	10,2	10,7	10,0	10,3
02.04.2012	4 Tage nach Kalkung	-	-	-	-
04.04.2012	6 Tage nach Kalkung	10,0	-	10,0	9,4
10.04.2012	12 Tage nach Kalkung	10,0	9,9	9,9	9,8
07.05.2012	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	8,7	8,8	8,6	8,8
14.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,9	7,1	7,9	7,9
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,7	7,9	7,6	7,5
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,5	7,8	7,4	7,4
14.09.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,3	7,5	7,6	7,3

Die Sauerstoffkonzentration im Pferdeteich lag bei Werten zwischen 13 mg/l im März und 7,3 mg/l im September 2012 (siehe Anlage 1). Die Unterschiede zwischen den vier Messstellen waren dabei meistens gering. Die gemessene Sauerstoffsättigung bewegte sich im Pferdeteich zwischen 76 und 114 %.

### Rodeteich 1 (Desinfektionskalkung)

Die zur Voruntersuchung im Rodeteich 1 gemessenen pH-Werte lagen zwischen 7,9 (Schilfgürtel) und 8,2 (Teichmitte). Einen Tag nach der Kalkung wurde vom Fischgesundheitsdienst an der Kalkrampe ein pH-Wert von 11,2 gemessen. Einen und drei Tage später bewegten sich die Werte am Teichablauf, der Teichmitte und im Flachwasserbereich mit gering ausgeprägtem Schilfgürtel bei ca. pH 10,0. Im ausgeprägten Schilfbereich lag der pH-Wert dagegen noch bei 7,3 (1 Tag nach Kalkung) und 8,5 (3 Tage nach Kalkung). Von der Messung Anfang Mai bis August blieben die ermittelten pH-Werte immer in einem Bereich < 9,0. Tabelle 28 gibt einen Überblick über die Entwicklung der pH-Werte im Rodeteich 1 im Untersuchungszeitraum März bis August 2012.

**Tabelle 28: pH-Wert-Messungen im Rodeteich 1 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, geringer Schilfgürtel	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
20.03.2012	Voruntersuchung	8,1	8,2	8,1	7,9
27.03.2012	Kalkung	-	-	-	-
28.03.2012	1 Tag nach Kalkung	10,0	-	9,9	7,3
30.03.2012	3 Tage nach Kalkung	9,9	10,3	9,9	8,5
02.04.2012	6 Tage nach Kalkung	-	-	-	-
04.04.2012	8 Tage nach Kalkung	9,7	-	9,5	7,4
10.04.2012	14 Tage nach Kalkung	9,5	9,5	-	-
08.05.2012	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	7,7	7,8	7,6	7,6
15.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,1	7,7	7,1	7,1
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,5	8,4	8,3	7,2
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,4	8,3	8,2	7,0

Die Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 1 bewegte sich zwischen 4,2 und 15,1 mg/l. Die Sauerstoffsättigung lag bei 46 bis 128 %.

### Rodeteich 6 (Desinfektionskalkung)

Im März wurden zur Voruntersuchung im Rodeteich 6 pH-Werte von 7,4 bis 7,5 gemessen. Zum Kalkungstermin ermittelte der Fischgesundheitsdienst an der Kalkrampe einen pH-Wert von 11,2. Einen Tag nach der Kalkung bewegten sich die pH-Wert-Messungen in der Teichmitte, am Teichablauf und im Flachwasserbereich ohne ausgeprägten Schilfgürtel bei 10,0 bis 10,1. Im ausgeprägten Schilfgürtel wurde dagegen nur ein pH-Werte von 8,3 gemessen. Bei der Messung nach acht Tagen hatte sich der pH-Wert im Schilfgürtel weitgehend an die Werte der anderen Messstellen angeglichen, bewegte sich aber immer unter pH 10. Ab Mai lagen die gemessenen pH-Werte im Rodeteich 6 durchgehend bei ≤ 9. Tabelle 29 gibt einen Überblick über die Entwicklung der pH-Werte vom Rodeteich 6 im Untersuchungszeitraum 2012.

**Tabelle 29: pH-Wert-Messungen im Rodeteich 6 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, Flachwasser ohne Schilf	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
19.03.2012	Voruntersuchung	7,5	7,4	7,4	7,5
27.03.2012	Kalkung	-	-	-	-
28.03.2012	1 Tag nach Kalkung	10,1	-	10,3	8,3
30.03.2012	3 Tage nach Kalkung	10,1	10,0	10,1	8,9
02.04.2012	6 Tage nach Kalkung	-	-	-	-
04.04.2012	8 Tage nach Kalkung	9,8	-	9,7	9,5
10.04.2012	14 Tage nach Kalkung	9,5	9,5	-	-
08.05.2012	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	7,5	7,6	7,6	7,3
15.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,0	7,1	6,7	7,1
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	9,0	9,0	7,6	8,7
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,4	8,5	8,3	7,7

Die Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 6 bewegte sich zwischen 4,2 und 15,2 mg/l. Die Sauerstoffsättigung lag zwischen 42 und 142 % (siehe Anlage 1).

#### Delinkateich (Wasserkonditionierung)

Im Delinkateich wurden zur Voruntersuchung pH-Werte zwischen 7,9 (ausgeprägter Schilfgürtel) und 8,7 (Teichmitte) gemessen. Einen Tag nach der Kalkung zur Wasserkonditionierung bewegte sich der pH-Wert in der Teichmitte und am Teichablauf bei 9,4 bzw. 9,5. Im Uferbereich lagen die Werte dagegen zwischen 9,0 (gering ausgeprägter Schilfgürtel) und 7,5 (ausgeprägter Schilfgürtel). Sieben Tage nach der Kalkung lagen die Werte am Teichablauf und der Teichmitte bei 8,6 bis 8,5 und im gering und gut ausgeprägten Schilfgürtel bei 7,3 bis 7,2.

Im weiteren Jahresverlauf bis August wiesen alle vier Messstellen zu den Probenahmeterminen Werte von 7,0 < pH < 8,0 auf (Tabelle 30).

Die Sauerstoffkonzentration bewegte sich im Delinkateich zwischen 14,3 und 3,3 mg/l. Die niedrigsten Werte waren in Ufernähe im gering und im gut ausgeprägten Schilfgürtel zu verzeichnen. Die Sauerstoffsättigung bewegte sich zwischen 129 und 32 % (siehe Anlage 1).

**Tabelle 30: pH-Wert-Messungen im Delinkateich 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
10.04.2012	Voruntersuchung	8,5	8,7	7,9	8,3
23.04.2012	Kalkung	-	-	-	-
24.04.2012	1 Tag nach Kalkung	9,5	9,4	9,0	7,5
26.04.2012	3 Tage nach Kalkung	9,0	9,2	7,7	7,2
30.04.2012	7 Tage nach Kalkung	8,6	8,5	7,3	7,2
16.05.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,7	7,5	7,3	7,1
13.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,2	7,8	7,3	7,1
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,3	7,5	7,1	7,3
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,3	7,4	7,5	7,2

### Raklitzateich (Wasserkonditionierung)

Der Raklitzateich wies zur Voruntersuchung im April pH-Werte zwischen 7,4 (gut ausgeprägter Schilfgürtel) und 8,9 (Teichmitte) auf. Einen Tag nach der Kalkung bewegten sich die Werte zwischen 9,1 (ausgeprägter Schilfgürtel) und 9,4 (Teichablauf, Teichmitte). Sieben Tage nach der Kalkung waren die Werte in der Teichmitte und am Teichablauf wieder auf pH 8,4 und im Schilfgürtel auf 6,8 (ausgeprägter Schilfgürtel) bzw. 7,2 abgesunken. Von Mai bis September 2012 schwankten die pH-Werte dann zwischen 6,8 und 8,5, wobei die Werte im gering und im gut ausgeprägten Schilfgürtel meist etwas geringer waren als in der Teichmitte und am Teichablauf (Tabelle 31).

**Tabelle 31: pH-Wert-Messungen im Raklitzateich 2012**

Datum	Bemerkung	Teich-ablauf	Teich-mitte	Ufernähe ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe-geringer Schilfgürtel
10.04.2012	Voruntersuchung	8,7	8,9	7,4	-	8,8
23.04.2012	Kalkung	-	-	-	-	-
24.04.2012	1 Tag nach Kalkung	9,4	9,4	9,1	-	9,2
26.04.2012	3 Tage nach Kalkung	9,0	9,2	8,8	7,3	8,0
30.04.2012	7 Tage nach Kalkung	8,4	8,4	6,8	6,8	7,2
16.05.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	7,9	6,9	6,8	7,6
13.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	8,0	7,6	7,0	7,2
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,7	8,3	-	7,9	7,7
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,5	8,5	7,3	7,1	7,4
17.09.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,3	7,2	7,3	7,1	7,1

Die gemessene Sauerstoffkonzentration bewegte sich im Raklitzateich zwischen 14,9 und 2,8 mg/l. Die ermittelte Sauerstoffsättigung lag bei 132 bis 26 %. Während sich die gemessenen Sauerstoffwerte in der Teichmitte und am Teichablauf meist auf einem relativ guten Niveau bewegten, waren sie besonders in den Bereichen mit gut ausgeprägtem Schilfgürtel oft deutlich geringer (siehe Anlage 1).

### Ochsenteich 1 (Wasserkonditionierung)

Im Ochsenteich 1 konnte keine Voruntersuchung stattfinden, weil hier die Kalkung zur Wasserkonditionierung bereits vor Projektbeginn erfolgte. Zwischen Mai und September 2012 wurden in dem Teich pH-Werte von 7,1 bis 8,5 ermittelt. Die Unterschiede zwischen den vier Messstellen waren dabei meist relativ gering. Tabelle 32 gibt einen Überblick über die im Untersuchungszeitraum 2012 gemessenen pH-Werte im Ochsenteich 1.

**Tabelle 32: pH-Wert-Messungen im Ochsenteich 1 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	7,6	7,3	7,5
13.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,9	7,9	7,1	7,9
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	7,6	7,6	7,5
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,5	8,5	8,0	8,5
17.09.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,4	-	7,5	7,5

Die gemessenen Sauerstoffwerte bewegten sich im Ochsenteich 1 zwischen 3,8 und 9,9 mg/l. Die Sauerstoffsättigung schwankte zwischen 39 und 108 %. Die geringsten Sauerstoffwerte wurden im ausgeprägten Schilfgürtel gemessen. Die Messstellen Bereich mit gering ausgeprägtem Schilfgürtel, Teichablauf und Teichmitte wiesen meist eher geringe Unterschiede auf (siehe Anlage 1).

### Ochsenteich 2 (Wasserkonditionierung)

Im Ochsenteich 2 fand die Kalkung zur Wasserkonditionierung ebenfalls schon vor dem Projektbeginn im März statt. Aus diesem Grund konnten auch hier keine Voruntersuchungen mehr durchgeführt werden. Die pH-Werte bewegten sich von Mai bis September 2012 zwischen 7,2 und 9,0 (Tabelle 33).

**Tabelle 33: pH-Wert-Messungen im Ochsenteich 2 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Typhagürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.2012	Nachuntersuchung	7,6	7,3	7,2	7,3
13.06.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,8	9,0	8,3	6,9
26.07.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	7,4	7,5	7,2
16.08.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,7	7,6	7,8	7,4
17.09.2012	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,5	7,4	7,3	7,3

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen lagen im Ochsenteich 2 zwischen 4,2 und 9,5 mg/l. Die Sauerstoffsättigung schwankte zwischen 46 und 106 % (siehe Anlage 1).

### Froschteich (Kontrolle)

Weil im Froschteich keine Kalkung stattfand, wurde er von April bis September durchgehend nur einmal monatlich untersucht. Die gemessenen pH-Werte bewegten sich im gesamten Untersuchungszeitraum größtenteils zwischen 6 und 7. Die Unterschiede zwischen den vier Messstellen im Schilf und im Freiwasser waren meistens relativ gering. Tabelle 34 bildet alle im Froschteich im Untersuchungszeitraum April bis September 2012 erfassten pH-Werte ab.

**Tabelle 34: pH-Wert-Messungen im Froschteich 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Typhagürtel
04.04.12	Untersuchung	6,3	6,3	6,3	6,3
18.05.12	Untersuchung	6,9	6,9	6,9	6,9
15.06.12	Untersuchung	6,6	6,4	6,6	6,4
26.07.12	Untersuchung	6,2	6,3	6,2	6,3
16.08.12	Untersuchung	7,1	6,6	6,6	6,7
14.09.12	Untersuchung	6,5	6,5	6,5	7,0

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Froschteich bewegten sich zwischen 3,7 und 11,0 mg/l. Die Sauerstoffsättigung lag bei 39 bis 112 % (siehe Anlage 1).

Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen die Entwicklung des pH-Wertes in den Teichen im Teichgebiet Niederspree. Es wurden beispielhaft die Messungen in der Teichmitte (Abbildung 17) und die Messungen im Uferbereich mit ausgeprägtem Schilfgürtel (Abbildung 18) dargestellt. Die rot eingekreisten Termine stellen die ersten drei Messungen direkt nach der Desinfektionskalkung dar.

Im Froschteich (Kontrollteich) lagen die pH-Werte im Vergleich zu den anderen Untersuchungsteichen im gesamten Zeitraum von April bis September auf einem deutlich niedrigeren Niveau.

In den bewirtschafteten und mit Desinfektionskalkung behandelten Teichen wurden kurz nach der Kalkung vom Fischgesundheitsdienst an der Kalkrampe jeweils pH-Werte zwischen 11 und 12 gemessen. Bei den Messungen der IDUS GmbH wurde zu keinem Termin der pH-Wert 11 erreicht. In der ersten Woche nach der Kalkung fiel der pH-Wert sehr schnell auf 10 oder knapp darunter ab. Ca. einen Monat nach der Desinfektionskalkung wurde der pH-Wert 9 bei den Messungen nicht mehr überschritten.

In den Rodeteichen wurde im Juli ein erneuter Anstieg des pH-Wertes festgestellt (in Rodeteich 6 bis pH 9,0), welcher auf photosynthetische Prozesse zurückgeführt werden kann.

Beide Rodeteiche wiesen im Vergleich zum Mittelteich und zum Pferdeteich in einigen Bereichen einen gut ausgeprägten Schilfgürtel auf. In beiden Gewässern erfolgte im Bereich des ausgeprägten Schilfgürtels der Anstieg des pH-Wertes nach der Desinfektionskalkung im Vergleich zu den anderen Messstellen deutlich versetzt und erreichte auch deutlich geringere Werte. So wurden im Rodeteich 6 im ausgeprägten Schilfbereich immer pH-Werte unter 10 und im Rodeteich 1 immer pH-Werte unter 9 gemessen (siehe Abbildung 18). Im Pferde- und Mittelteich, die nur gering ausgeprägte Schilfgürtel aufwiesen, waren die Unterschiede zwischen den Messstellen dagegen deutlich geringer.

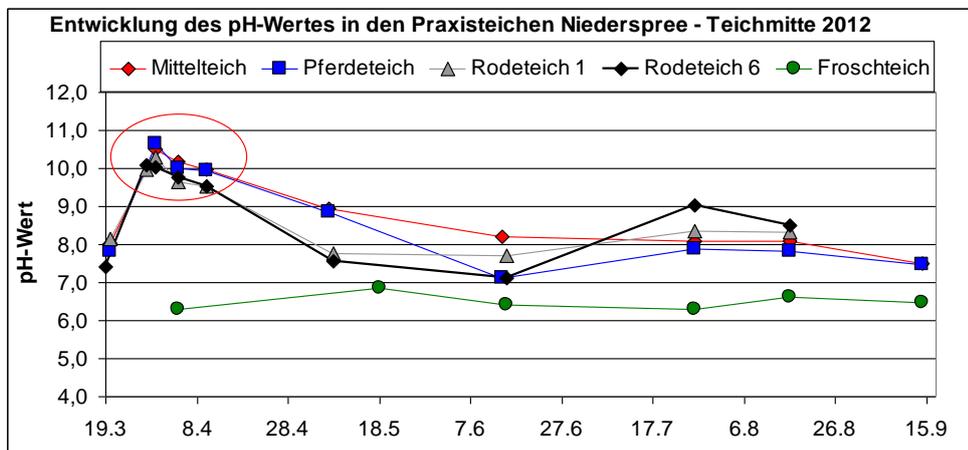


Abbildung 17: Entwicklung des pH-Wertes in der Teichmitte in den Praxisteichen in Niederspree mit Desinfektionskalkung und dem Froschteich als Kontrollteich 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung

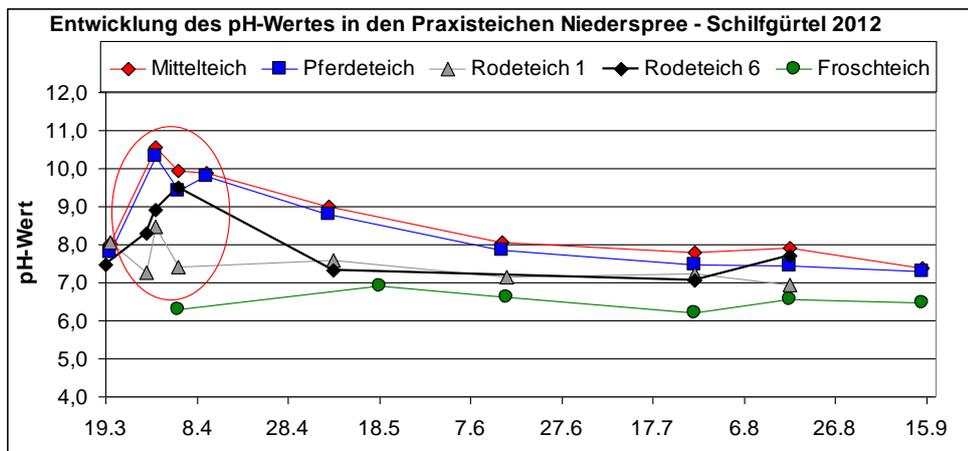


Abbildung 18: Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen in Niederspree mit Desinfektionskalkung und dem Froschteich als Kontrollteich 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung

Abbildung 19 und Abbildung 20 stellen den Verlauf des pH-Wertes in den Teichen des Teichgebietes Hammerstadt dar. Beispielhaft wurden hier die am Teichablauf und die im Bereich mit einem ausgeprägten Schilfgürtel gemessenen Werte abgebildet. Die Teiche wurden in diesem Teichgebiet zur Wasserkonditionierung gekalkt. Die rot eingekreisten Messwerte wurden direkt nach der Kalkung ermittelt. In den Ochsenteichen war die Wasserkonditionierung zum Termin des Projektstarts bereits erfolgt. Aus diesem Grund war hier keine Voruntersuchung oder Messung direkt nach der Kalkung möglich. Die höchsten pH-Werte wurden im Delinka- und im Raklitzteich einen Tag nach dem Kalkungstermin mit 9,5 bzw. 9,4 gemessen. Damit blieben die pH-Werte deutlich unter denen im Teichgebiet Niederspree mit der Desinfektionskalkung. Direkt zur Kalkung wurde keine Messung durchgeführt. In der ersten Woche nach der Kalkung fielen die Werte in beiden Gewässern und an allen vier Messstellen wieder deutlich unter pH 9.

Im Juni stiegen die ermittelten pH-Werte im Ochsensteich 2 in der Teichmitte aufgrund von Photosynthese nochmal auf 9,0 an. Ansonsten bewegten sich die Werte bis September in allen Untersuchungsteichen bei einem pH-Wert < 9. Die Messungen im ausgeprägten Schilfbereich wiesen etwas geringere Schwankungsbreiten und geringere pH-Werte auf als an den anderen Messstellen. In Abbildung 20 wird sichtbar, dass im Fall des Delinkateiches der pH-Wertanstieg komplett abgepuffert wurde und im Fall des Raklitzateiches der pH-Wert geringer anstieg und deutlich schneller wieder abfiel.

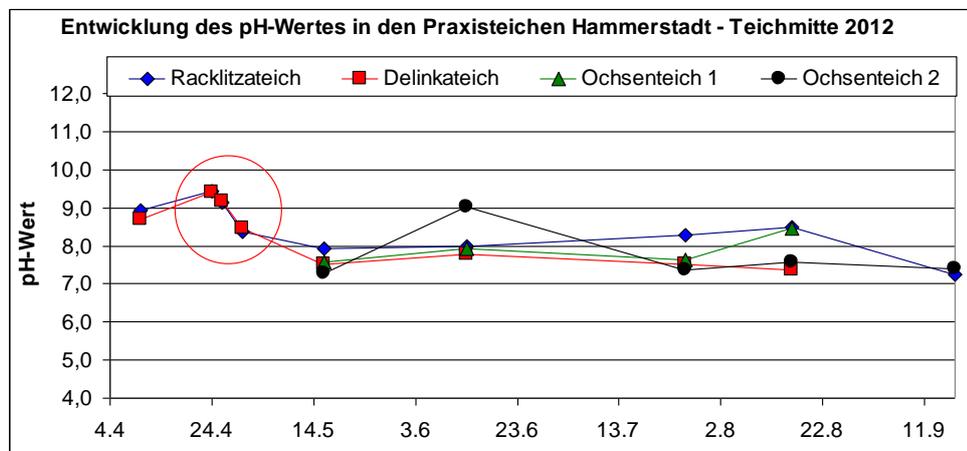


Abbildung 19: Entwicklung des pH-Wertes in der Teichmitte in den Praxisteichen Hammerstadt mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung

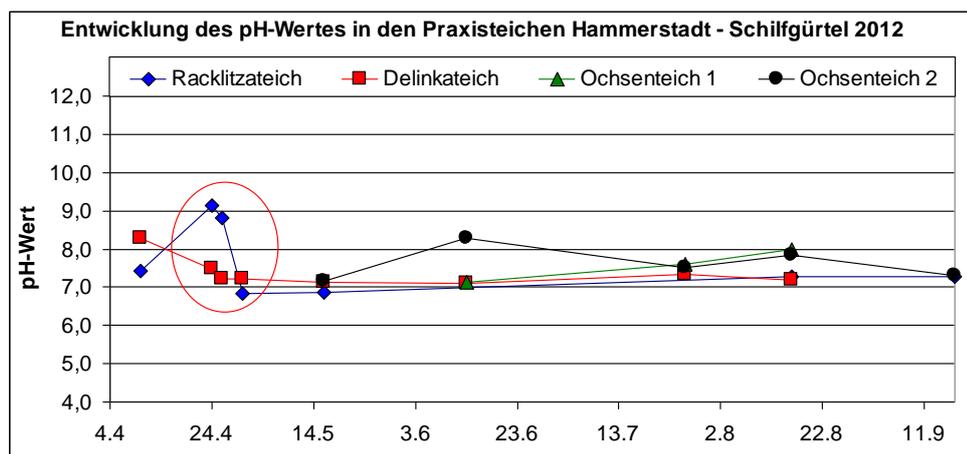


Abbildung 20: Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen Hammerstadt mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2012, roter Kreis: Messungen wenige Tage nach der Kalkung

### 3.4.2 Wasseranalytik im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Die nachfolgenden Tabellen geben einen Überblick über die in den Teichen der Teichgebiete Niederspree und Hammerstadt ermittelten chemischen Parameter. Eine Düngung fand nur im Ochsensteich 1 (mit Stallmist) statt.

Das **Orthophosphat** war bei den Voruntersuchungen im März/April in allen Teichen auf einem relativ niedrigen Niveau (0,004 bis 0,012 mg/l P). Leicht erhöhte Werte wies nur der Mittelteich mit 0,021 mg/l P auf. Bei allen Teichen mit Desinfektionskalkung wurde im Mai eine geringe bis mäßige Zunahme der Orthophosphatwerte beobachtet. Diese könnte jahreszeitlich und durch nährstoffreichere Zuflüsse aus Weißem Schöps und der Dammlache bedingt sein. Dass die Erhöhung der Orthophosphatwerte zusätzlich durch die mineralisationsfördernde Wirkung des Kalks auf das Sediment unterstützt wurde, ist ebenfalls möglich. Beim Froschteich und den Teichen mit Kalkung zur Wasserkonditionierung (Raklitzateich und Delinkateich) ist von April bis Mai 2012 eher eine leichte Abnahme der Werte feststellbar. Zum September hin blieben die Orthophosphatwerte in allen Teichen entweder auf gleichem Niveau oder nahmen wieder ab. Die erhöhten Orthophosphatwerte im Ochsensteich 1 im Mai (0,163 mg/l P) konnten auf die Düngung mit Stallmist zurückgeführt werden.

Die Werte für das **Gesamtposphat** nahmen in den meisten Teichen mit Kalkung von März/April bis Mai 2012 zu. Sie bewegten sich im Mai zwischen 0,022 mg/l P (Froschteich) und 0,119 mg/l P (Raklitzateich). Die einzige Ausnahme bildete hier der Rodeteich 6, welcher im März (0,118 mg/l P) schon höhere Gesamtposphatwerte aufwies als im Mai (0,084 mg/l P). Im unbewirtschafteten Froschteich, der keiner Kalkung unterzogen wurde, blieb der Gesamtposphatwert von April bis Mai und auch im weiteren Jahresverlauf auf vergleichbarem, niedrigem Niveau. Diese Unterschiede könnten zum einen damit begründet werden, dass der Peisker Graben den Froschteich mit relativ nährstoffarmem Wasser speist. Zum anderen könnten in den Teichen mit Kalkzugabe auch produktionsfördernde Wirkungen des Kalks eine Rolle spielen.

In den bewirtschafteten Fischteichen waren die Gesamtposphatwerte einer sehr unterschiedlichen Fluktuation unterworfen, die sich durch die Unterschiede in der Planktonproduktion (Phytoplankton, Zooplankton) erklären lassen. Im Mai sind in den meisten Teichen, verbunden mit dem Auftreten großer filtrierender Zooplankter (Daphnien), auch die höchsten Sichttiefen zu verzeichnen. Durch den Fraßdruck der Fische kommt es jedoch zu einer Abnahme des großen Zooplanktons und damit verbunden zu einer Zunahme der Phytoplanktonbiomasse, was sich in höheren Gesamtposphorwerten niederschlägt. Die Sichttiefen nehmen in dieser Zeit wieder ab. Ausnahmen bilden hier Teiche, wie z. B. der Raklitzateich, bei dem es nur zur Entwicklung kleinerer Zooplanktonarten kam (eventuell durch Fraßdruck). Bei diesem Gewässer traten höhere Sichttiefen erst im Juni auf und die Gesamtposphorwerte nahmen zum Juli hin ab.

Zwischen den beiden Teichgruppen mit Desinfektionskalkung und Kalkung zur Wasserkonditionierung konnten keine klaren Unterschiede ausgemacht werden, die mit den verschiedenen Kalkzugaben erklärbar wären.

Die erhöhten Gesamtposphatwerte im Ochsenteach 1 im Mai (0,181 mg/l P) konnten auf die Düngung mit Stallmist zurückgeführt werden.

Die gemessenen Werte für **Ammonium** bewegten sich teilweise unterhalb der Nachweisgrenze (< 0,017 mg/l N) und erreichten Werte bis zu 0,38 mg/l N (Rodeteich 6). Zwischen den Teichen war bezüglich des Ammoniuns kein Unterschied feststellbar, der auf die verschiedenen Kalkzugaben zurückgeführt werden kann.

Die höchsten **Nitratwerte** zeigten sich in allen Gewässern im März/April mit Werten zwischen 0,87 mg/l N (Raklitzateich) und 3,5 mg/l N (Rodeteich 1). Im weiteren Jahresverlauf nahmen die Nitratwerte ab. Zwischen den Teichen konnten keine Unterschiede festgestellt werden, die mit den verschiedenen Kalkzugaben in Zusammenhang stehen.

Die **Nitritwerte** lagen in allen untersuchten Teichen auf einem relativ hohen Niveau. Die höchsten Werte wies der Rodeteich 1 im Mai mit 0,175 mg/l N auf. Es konnte kein deutlicher Zusammenhang zwischen der Art der Kalkzugabe und der Nitritkonzentration im Gewässer festgestellt werden. Nach der Broschüre „Karpfenteichwirtschaft: Bewirtschaftung von Karpfenteichen – Gute fachliche Praxis“ des LfULG sind für Karpfen Nitritwerte von 0,02 mg NO<sup>2</sup>-l (bzw. entspricht 0,006 mg/l N) als kritischer oberer Bereich anzusehen, die nur kurzzeitig toleriert werden können. Dieser kritische Bereich wurde in jedem der Teiche an mindestens einem Termin überschritten.

### Teiche mit Desinfektionskalkung

**Tabelle 35: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Mittelteich 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
20.03.12	Voruntersuchung	0,021	0,03	< 0,017	2,1	0,015
07.05.12	Nachuntersuchung	0,037	0,08	0,24	0,58	0,125
26.07.12	Nachuntersuchung	0,002	0,105	< 0,017	< 0,03	< 0,001
14.09.12	Nachuntersuchung	0,015	0,303	0,29	0,03	0,002

**Tabelle 36: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Pferdeteich 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
20.03.12	Voruntersuchung	0,004	0,026	< 0,017	2,5	0,012
07.05.12	Nachuntersuchung	0,006	0,036	0,12	0,92	0,114
26.07.12	Nachuntersuchung	< 0,002	0,074	< 0,017	< 0,03	< 0,001
14.09.12	Nachuntersuchung	< 0,002	0,209	0,02	< 0,03	< 0,001

**Tabelle 37: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Rodeteich 1 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
20.03.12	Voruntersuchung	0,006	0,054	0,09	3,5	0,032
08.05.12	Nachuntersuchung	0,019	0,069	0,35	0,73	0,175
26.07.12	Nachuntersuchung	< 0,002	0,069	0,02	0,23	0,01

**Tabelle 38: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Rodeteich 6 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
19.03.12	Voruntersuchung	0,012	0,118	0,08	3,4	0,026
08.05.12	Nachuntersuchung	0,042	0,084	0,38	1,1	0,141
26.07.12	Nachuntersuchung	0,005	0,052	0,04	0,68	0,024

### Teich ohne Kalkung

**Tabelle 39: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Froschteich 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
04.04.12	Untersuchung	0,006	0,023	< 0,017	1,7	0,005
18.05.12	Untersuchung	0,002	0,022	0,02	0,28	0,004
26.07.12	Untersuchung	< 0,002	0,03	0,02	0,63	0,01
14.09.12	Untersuchung	< 0,002	0,025	0,15	0,64	0,018

### Teiche mit Kalkung zur Wasserkonditionierung

**Tabelle 40: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Raklitzeteich 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
10.04.12	Voruntersuchung	0,004	0,036	0,02	0,87	0,015
16.05.12	Nachuntersuchung	0,002	0,119	0,02	0,24	0,018
26.07.12	Nachuntersuchung	0,002	0,078	< 0,017	< 0,03	0,003
17.09.12	Nachuntersuchung	0,002	0,1	< 0,017	0,36	0,012

**Tabelle 41: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Delinkateich 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
10.04.12	Voruntersuchung	0,006	0,04	0,03	0,98	0,017
16.05.12	Nachuntersuchung	0,002	0,07	0,02	< 0,03	0,006
26.07.12	Nachuntersuchung	0,003	0,079	0,04	0,05	0,004

**Tabelle 42: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Ochsenteach 1 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
16.05.12	Nachuntersuchung	0,163	0,181	0,29	< 0,03	0,009
26.07.12	Nachuntersuchung	0,091	0,201	0,02	0,04	0,002
17.09.12	Nachuntersuchung	0,042	0,152	0,03	0,04	0,001

**Tabelle 43: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Ochsenteach 2 2012**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
16.05.12	Nachuntersuchung	0,023	0,094	0,02	< 0,03	0,003
26.07.12	Nachuntersuchung	0,036	0,266	< 0,017	0,11	0,002
17.09.12	Nachuntersuchung	0,003	0,102	0,06	0,07	< 0,001

### 3.4.3 Messung der Sichttiefen im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Tabelle 44 und Tabelle 45 sowie Abbildung 21 und Abbildung 22 zeigen die im Jahr 2012 in den Teichgebieten Niederspree und Hammerstadt gemessenen Sichttiefen. Die grau hinterlegten Felder stellen die Termine mit Grundsicht dar. Zwischen der Entwicklung der Sichttiefen und den unterschiedlichen Kalkzugaben konnte kein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. In den meisten Teichen zeigten sich im Mai zusammen mit dem Auftreten großer filtrierender Cladoceren (*Daphnia* sp.) die größten Sichttiefen. Durch Fraßdruck kommt es im weiteren Jahresverlauf wieder zu einer Abnahme der größeren filtrierenden Zooplanktonformen und damit zu einer Zunahme der Phytoplanktonproduktion sowie einer Abnahme der Sichttiefen. Eine Ausnahme bildet beispielsweise der Raklitzateich, der ganzjährig nur kleine Cladocerenarten (*Bosmina* sp., *Chydorus* sp.) aufwies.

**Tabelle 44: Messungen der Sichttiefe (in m) im Teichgebiet Niederspree 2012**

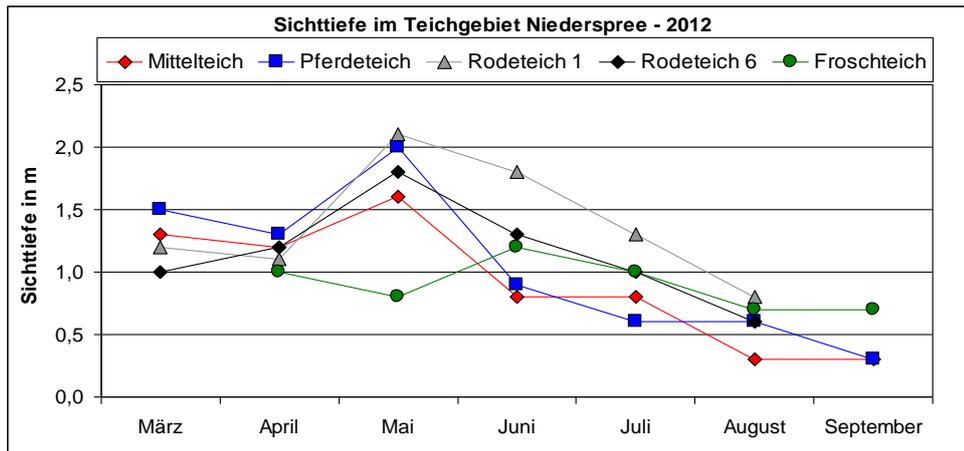
. = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht

Monat	Bemerkung	Mittelteich	Pferdeteich	Rodeteich 1	Rodeteich 6	Froschteich
März	Voruntersuchung	1,3	1,5	1,2	1	.
April	Nachuntersuchung	1,2	1,3	1,1	1,2	1,0
Mai	Nachuntersuchung	1,6	2,0	2,1	1,8	0,8
Juni	Nachuntersuchung	0,8	0,9	1,8	1,3	1,2
Juli	Nachuntersuchung	0,8	0,6	1,3	1	1,0
August	Nachuntersuchung	0,3	0,6	0,8	0,6	0,7
September	Nachuntersuchung	0,3	0,3	.	.	0,7

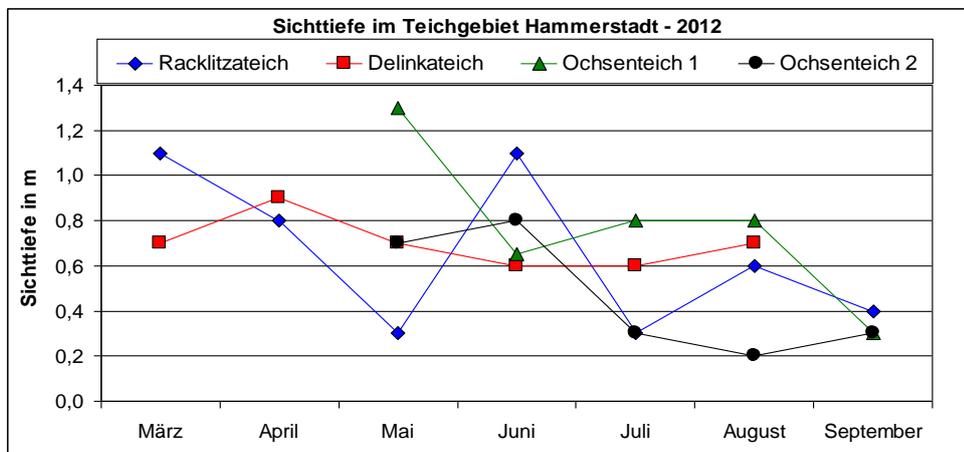
**Tabelle 45: Messungen der Sichttiefe (in m) im Teichgebiet Hammerstadt 2012**

. = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht

Monat	Bemerkung	Raklitzteich	Delinkateich	Ochsenteich 1	Ochsenteich 2
März	Voruntersuchung	1,1	0,7	.	.
April	Nachuntersuchung	0,8	0,9	.	.
Mai	Nachuntersuchung	0,3	0,7	1,3	0,7
Juni	Nachuntersuchung	1,1	0,6	0,7	0,8
Juli	Nachuntersuchung	0,3	0,6	0,8	0,3
August	Nachuntersuchung	0,6	0,7	0,8	0,2
September	Nachuntersuchung	0,4	.	0,3	0,3



**Abbildung 21: Sichttiefe im Teichgebiet Niederspree 2012**



**Abbildung 22: Sichttiefe im Teichgebiet Hammerstadt 2012**

### 3.4.4 Quantitative Erfassung des Phytoplanktons im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Tabelle 46 dokumentiert die vor und kurz nach der Kalkung gemessenen Chlorophyllwerte in den Teichen des Teichgebiets Niederspree und Hammerstadt. Nach der Desinfektionskalkung und nach der Kalkung zur Wasserkonditionierung war in jedem Teich eine deutliche Abnahme der Chlorophyllwerte zu verzeichnen.

**Tabelle 46: Messungen von Chlorophyll a im Teichgebiet Niederspree und Hammerstadt vor und kurz nach der Kalkung 2012**

Gewässer	Bemerkung	Voruntersuchung	Nachuntersuchung
Rodeteich 1	Nachuntersuchung 3 Tage nach Kalkung	24,9 µg/l	10,1 µg/l
Rodeteich 6	Nachuntersuchung 3 Tage nach Kalkung	43,5 µg/l	15,3 µg/l
Mittelteich	Nachuntersuchung 4 Tage nach Kalkung	9,5 µg/l	0,7 µg/l
Pferdeteich	Nachuntersuchung 4 Tage nach Kalkung	18,6 µg/l	2,4 µg/l
Froschteich	keine Kalkung	12,3µg/l	keine Kalkung
Delinkateich	Nachuntersuchung 3 Tage nach Kalkung	21,2 µg/l	18,6 µg/l
Raklitza-teich	Nachuntersuchung 3 Tage nach Kalkung	14,2 µg/l	6,7 µg/l

### 3.4.5 Halbqualitative Erfassung der Phytoplanktonanalysen im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Im Mittelteich wurden beide Termine im August und im September mit Sichttiefen unter 50 cm durch eine Blaualgenblüte (Cyanobacteria) geprägt. Der Anteil der Cyanobakterien lag bei 30 bis 45 %. Als zweite dominante Gruppe traten Grünalgen (Chlorophyta) mit einem Anteil an der Biomasse von 20 bis 28 % auf. Die anderen Teiche wurden an den Terminen mit Sichttiefen unter 50 cm in erster Linie von Grünalgen (Chlorophyta) dominiert, welche mit Anteilen von 35 bis 50 % an der Biomasse auftraten. Blaualgen (Cyanobacteria) waren im September im Pferdeteich (Niederspree) und im Ochsensteich 1 (Hammerstadt) in relevanten Mengen (20 % Anteil an Biomasse) und im Mai im Raklitzateich (10 % Anteil an Biomasse) vertreten.

**Tabelle 47: Phytoplankton in den Teichgebieten Niederspree/Hammerstadt bei Sichttiefen > 50 cm**

Gewässer	Datum Sichttiefe < 50 cm	Anteil der häufigsten Gruppen an der Biomasse		
Mittelteich	16.08.12	Cyanobacteria 45 %	Chlorophyta 20 %	Euglenophyceen 15 %
Mittelteich	14.09.12	Cyanobacteria 30 %	Chlorophyta 28 %	
Pferdeteich	14.09.12	Chlorophyta 40 %	Cyanobacteria 20 %	
Raklitzateich	16.05.12	Chlorophyta 40 %	Bacillariophyceen 40 %	Cyanobacteria 10 %
Raklitzateich	26.07.12	Chlorophyta 35 %	Cryptophyceen 22 %	Euglenophyceen 20 %
Raklitzateich	17.09.12	Chlorophyta 43 %	Cryptophyceen 15 %	Euglenophyceen 15 %
Ochsensteich 1	17.09.12	Chlorophyta 50 %	Cyanobacteria 20 %	
Ochsensteich 2	16.08.12	Chlorophyta 45 %	Euglenophyceen 25 %	Bacillariophyceen 10 %
Ochsensteich 2	26.07.12	Chlorophyta 45 %	Euglenophyceen 20 %	Cryptophyceen 16 %
Ochsensteich 2	17.09.12	Chlorophyta 40 %	Euglenophyceen 30 %	

### 3.4.6 Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter im TG Weißig-Biehla 2013

#### Großer Baselteich

Die gemessenen pH-Werte im Großen Baselteich bewegten sich von April bis August zwischen 6,8 und 7,8. Im Schilfgürtel wurden meistens etwas geringere Werte gemessen als an den anderen drei Messstellen. Die Unterschiede zwischen den Messstellen waren aber größtenteils gering. Tabelle 48 gibt einen Überblick über die Entwicklung der 2013 im Großen Baselteich gemessenen pH-Werte.

**Tabelle 48: pH-Wert-Messungen im Großen Baselsee 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	7,3	6,8	-	7,3
29.05.13	Nachuntersuchung	7,3	7,1	7,8	7,3
19.06.13	Nachuntersuchung	7,4	6,9	8,1	7,4
08.07.13	Nachuntersuchung	7,2	6,9	7,3	7,3
23.08.13	Nachuntersuchung	7,0	7,0	7,2	7,1

Im Großen Baselsee wurden von April bis August 2013 Sauerstoffkonzentrationen zwischen 13,8 (April) und 5,0 mg/l (August) gemessen. Die Sauerstoffsättigung bewegte sich zwischen 103 und 54 %.

### Mittelsee Weißig

Im Mittelsee Weißig wurden von April bis August 2013 pH-Werte zwischen 7,2 und 9,9 gemessen (Tabelle 49). Größtenteils bewegten sich die Werte zwischen pH 7 und pH 8. Der sehr hohe Wert von 9,9 trat bei der Voruntersuchung im April am Teichablauf auf. Möglicherweise sind diese hohen Werte mit einer erhöhten photosynthetischen Aktivität zu erklären. Die Teichmitte war zu diesem Termin noch gefroren. Im Schilfgürtel lagen die pH-Werte meistens etwas unter denen der restlichen Messstellen.

Die Sauerstoffkonzentration wurde im Mittelsee Weißig mit Werten zwischen 2,9 und 15,9 mg/l und die Sauerstoffsättigung mit 30 bis 118 % gemessen (siehe Anlage 1). Der niedrige Wert von 2,9 mg/l Sauerstoff und 30 % Sättigung wurde im August am Teichablauf gemessen. Zu diesem Zeitpunkt war das Gewässer schon relativ weit abgelassen.

**Tabelle 49: pH-Wert-Messungen im Mittelsee Weißig 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	9,9	8,4	-	8,9
29.05.13	Nachuntersuchung	7,7	8,2	9,3	7,6
19.06.13	Nachuntersuchung	7,8	7,4	8,1	7,8
08.07.13	Nachuntersuchung	7,7	7,3	7,8	7,2
22.08.13	Nachuntersuchung	7,4	-	-	-

### Neusee Weißig

Im Neusee Weißig wurden von April bis August 2013 pH-Werte zwischen 6,9 und 9,1 gemessen (Tabelle 50). Die Unterschiede zwischen den Messstellen waren größtenteils gering. Die einzige Ausnahme bildeten hier die pH-Werte vom Juli, die von 6,9 im Schilfgürtel bis 9,1 in der Teichmitte schwankten. Der Anstieg des pH-Wertes von 9,1 kann vermutlich wieder auf erhöhte photosynthetische Aktivitäten im Gewässer zurückgeführt werden.

**Tabelle 50: pH-Wert-Messungen im Neusee Weißig 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	7,8	7,2	-	7,5
29.05.13	Nachuntersuchung	7,6	7,6	7,5	7,6
19.06.13	Nachuntersuchung	7,5	7,6	7,8	7,5
08.07.13	Nachuntersuchung	8,2	6,9	9,1	8,9
23.08.13	Nachuntersuchung	7,4	7,0	7,4	7,4

Die Sauerstoffkonzentrationen im Neusee Weißig bewegten sich zwischen 14,0 und 1,8 mg/l und die Sauerstoffsättigung zwischen 105 und 20 % (siehe Anlage 1). Die niedrigsten Werte traten im Juli im Schilfgürtel auf.

### Heikteich

Im Heikteich wurden von April bis August pH-Werte zwischen 7,4 und 8,6 gemessen (Tabelle 51). Die Messstelle im Schilfgürtel wies meistens etwas geringere pH-Werte auf. Die Unterschiede waren aber größtenteils eher gering.

**Tabelle 51: pH-Wert-Messungen im Heikteich 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	8,1	7,7	-	7,9
29.05.13	Nachuntersuchung	7,7	7,5	7,7	7,7
19.06.13	Nachuntersuchung	7,4	7,3	8,2	7,8
08.07.13	Nachuntersuchung	7,9	7,9	8,6	8,5
23.08.13	Nachuntersuchung	7,5	7,4	7,9	7,7

Die Sauerstoffkonzentrationen wurden im Heikteich mit Werten zwischen 5,7 und 14,9 mg/l gemessen. Die Sauerstoffsättigung bewegte sich zwischen 61 und 131 % (Anlage 1).

### Maaschingteich

Die Voruntersuchungen im Maaschingteich ergaben Werte von 7,0 (Flachwasserbereich ohne Schilf) bis 7,8 (Ablauf). Die Teichmitte war zum Zeitpunkt der Voruntersuchungen noch gefroren. Am Tag der Desinfektionskalkung wurde vom Teichwirt (Herr Stecher) im Gewässer ein pH-Wert von 11,1 gemessen. Bei den Messungen direkt nach der Desinfektionskalkung (vier Tage später) wurden in der Teichmitte und im Flachwasserbereich ohne Schilf noch pH-Werte zwischen 10,0 und 10,3 gemessen (Tabelle 52). Am Teichablauf war vier Tage nach der Desinfektionskalkung nur noch ein pH-Wert von 9,5 messbar. Im Schilfgürtel lagen die gemessenen pH-Werte direkt nach der Kalkung (ab vier Tage später) immer unter pH 7. Ab Mai bis August 2013 blieben die ermittelten pH-Werte im Maaschingteich immer unter 9. In den Wochen nach der Desinfektionskalkung waren zwischen dem Schilfgürtel und den anderen Messstellen im Gewässer noch deutliche Unterschiede bezüglich des pH-Werts feststellbar. Ab Mai wurde der Unterschied dann deutlich geringer.

**Tabelle 52: pH-Wert-Messungen im Maaschingteich 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	7,8	7,2	-	7,0
06.04.13	Kalkung	-	-	-	-
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	9,5	6,6	10,3	10,2
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	9,3	6,5	10,2	10,0
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	9,5	6,8	9,7	9,6
29.05.13	Nachuntersuchung	8,0	7,3	8,4	8,6
19.06.13	Nachuntersuchung	7,9	7,4	8,1	7,9
08.07.13	Nachuntersuchung	7,4	7,4	7,5	7,4
23.08.13	Nachuntersuchung	7,5	7,1	7,6	7,5

Die Sauerstoffkonzentrationen vom Maaschingteich lagen bei 14,8 bis 1,4 mg/l, die Sauerstoffsättigung lag zwischen 112 und 15 % (Anlage 1). Die niedrigsten Werte traten im August im Schilf bzw. im Juli am Teichablauf und im Flachwasserbereich ohne Schilf auf.

### Jesorteich

Im Jesorteich wurden vor der Desinfektionskalkung Anfang April pH-Werte zwischen 7,5 und 8,3 gemessen (Tabelle 53). Der Teich war zu diesem Termin noch in der Mitte zugefroren. Am Tag der Desinfektionskalkung wurde vom T im Gewässer ein pH-Wert von 10,3 gemessen. Vier Tage nach der Kalkung bewegten sich die ermittelten Werte im Teich von pH 10,1 bis 10,6. Auch neun Tage nach der Desinfektionskalkung lagen die pH-Werte an allen Messstellen noch um 10. Zwischen Mai und Juni wurden im Jesorteich pH-Werte von 9,0 bis 9,3 gemessen. Zwischen den Messstellen traten kaum

Unterschiede auf. Von Juli bis August bewegten sich die pH-Werte meistens zwischen 7 und 8. Tabelle 53 gibt einen Überblick über die Entwicklung des pH-Wertes im Jesorteich 2013.

**Tabelle 53: pH-Wert-Messungen im Jesorteich 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	8,3	7,5	-	8,3
06.04.13	Kalkung	-	-	-	-
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,4	10,1	10,6	10,5
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,3	9,9	10,3	10,2
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,1	10,1	10,2	10,1
29.05.13	Nachuntersuchung	9,3	9,0	9,3	9,3
19.06.13	Nachuntersuchung	9,3	9,0	9,3	9,3
08.07.13	Nachuntersuchung	7,9	7,7	8,4	8,1
23.08.13	Nachuntersuchung	7,4	7,5	8,0	7,7

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen bewegten sich im Jesorteich von April bis August 2013 zwischen 15,6 (April) und 4,3 (August) mg/l. Die Sauerstoffsättigung lag bei 46 bis 163 % (siehe Anlage 1).

### Altteich Biehla

Die Voruntersuchungen ergaben im Altteich Biehla pH-Werte zwischen 6,6 und 8,8. Die Teichmitte war zum ersten Probenahmetermin noch gefroren. Am 18.04. wurde eine zweite Voruntersuchung durchgeführt, die pH-Werte zwischen 8,6 und 9,6 ergab. Zu diesem Termin waren die Nachbarteiche Damnteich und Großteich Biehla bereits gekalkt. Die hohen pH-Werte waren vermutlich durch den Wasserzufluss aus diesen beiden Nachbarteichen beeinflusst. Die Desinfektionskalkung des Altteichs-Biehla erfolgte am 19.04.13. Bei den Messungen drei, fünf und sieben Tage nach der Kalkung bewegten sich die Messwerte noch um pH 10. Die einzige Ausnahme war hier der Flachwasserbereich ohne Schilfgürtel, der am 26.04.13 einen Wert von pH 7,9 aufwies. Die Unterschiede zwischen den Messstellen konnten in den meisten Fällen eher als gering bezeichnet werden. Ab Mai lagen die ermittelten pH-Werte immer unter 9.

**Tabelle 54: pH-Wert-Messungen im Altteich Biehla 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	8,8	7,4	-	6,6
18.04.13	Voruntersuchung	9,6	8,6	9,6	8,8
19.04.13	Kalkung	-	-	-	-
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,3	9,8	10,3	9,9
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,4	10,3	10,5	9,9
26.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,6	9,6	10,5	7,9
29.05.13	Nachuntersuchung	8,8	8,0	8,9	8,5
19.06.13	Nachuntersuchung	8,2	7,9	8,4	7,8
08.07.13	Nachuntersuchung	8,0	7,5	7,9	7,4
23.08.13	Nachuntersuchung	7,3	7,3	7,4	7,4

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen bewegten sich im Altteich Biehla zwischen 2,4 (August) und 16,8 mg/l (April). Die Sauerstoffsättigung lag bei 26 bis 133 % (siehe Anlage 1).

### Dammteich

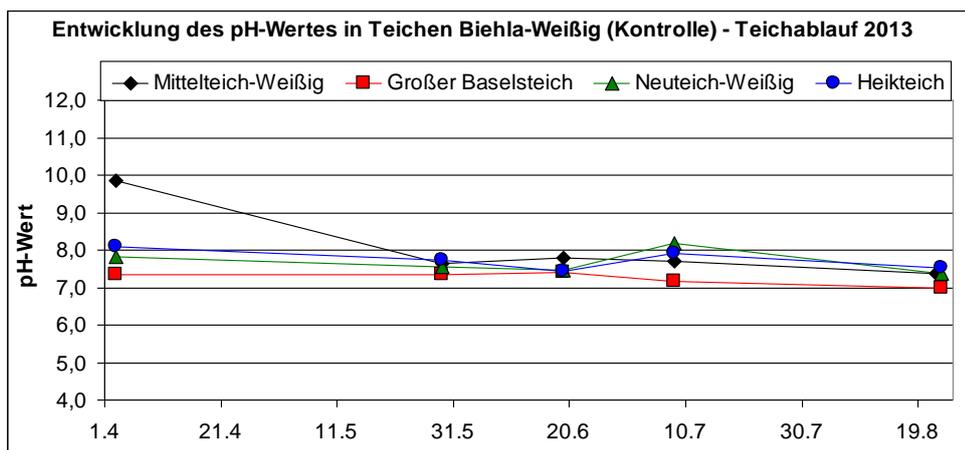
Im Dammteich waren die pH-Werte bereits bei den Voruntersuchungen am Teichablauf und im Flachwasserbereich ohne ausgeprägten Schilfgürtel sehr hoch (Tabelle 55), weil das Wasser aus dem Großteich Biehla, der zu diesem Zeitpunkt bereits mit Branntkalk gekalkt war, in den Dammteich geleitet wurde. Die Teichmitte war zum Zeitpunkt der Voruntersuchung noch mit Eis bedeckt, weshalb hier an diesem Termin keine Messungen durchgeführt werden konnten. Am Tag der Desinfektionskalkung wurde vom Bewirtschafter im Teich ein pH-Wert von 12,2 gemessen. Drei bis neun Tage nach der Desinfektionskalkung zeigten im Dammteich alle vier Messstellen pH-Werte über 10 (aber < 11). Im Mai bis August bewegten sich die gemessenen Werte immer zwischen pH 7 und 8. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen waren eher gering.

**Tabelle 55: pH-Wert-Messungen im Dammteich 2013**

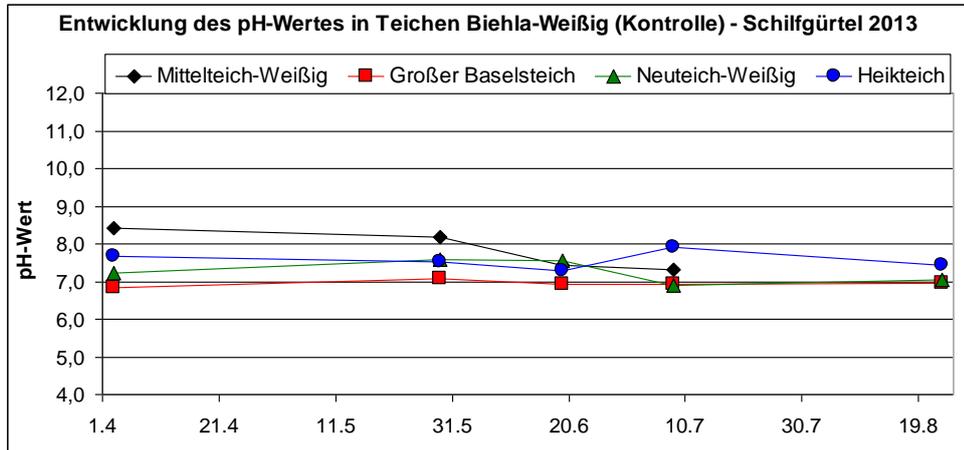
Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	10,0	8,5		10,2
15.04.13	Kalkung	-	-	-	-
18.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,7	10,4	10,6	10,3
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,4	10,3	10,4	10,3
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,3	10,2	10,3	10,2
29.05.13	Nachuntersuchung	7,5	7,6	7,7	7,7
19.06.13	Nachuntersuchung	7,5	7,5	7,7	7,5
08.07.13	Nachuntersuchung	7,3	7,3	7,2	7,2
23.08.13	Nachuntersuchung	7,3	7,3	7,4	7,2

Die im Dammteich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen bewegten sich von April bis August zwischen 13,0 und 1,9 mg/l. Die Sauerstoffsättigung lag bei 99 bis 21 % (siehe Anlage 1). Die niedrigsten Werte traten im Mai, Juli und August auf. Die Unterschiede zwischen den Messstellen waren meistens gering.

Abbildung 23 und Abbildung 24 zeigen die Entwicklung des pH-Wertes in den Kontrollteichen im Teichgebiet Biehla-Weißig. Es wurden beispielhaft die Messungen am Teichablauf (Abbildung 23) und die Messungen im Uferbereich mit ausgeprägtem Schilfgürtel (Abbildung 24) dargestellt.



**Abbildung 23: Entwicklung des pH-Wertes im Teichablauf in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2013**



**Abbildung 24: Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgürtel in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Wasserkonditionierung 2013**

Insgesamt lagen die gemessenen pH-Werte der vier Kontrollteiche recht nah beieinander und wiesen nur geringe Schwankungen auf. Eine Ausnahme bildete hier der Teichablauf vom Mittelteich zur Voruntersuchung. An diesem Termin wurde ein pH-Wert von 9,9 gemessen. Diese erhöhten Werte kommen vermutlich durch Primärproduktion zustande. Weil die Nachbarteiche vom Mittelteich Weißig zu diesem Zeitpunkt ungekalkt waren, ist hier ein Einfluss durch Zuflüsse aus gekalkten Nachbarteichen ausgeschlossen. Die gemessenen pH-Werte bewegten sich bei den Kontrollteichen im Untersuchungszeitraum April bis August 2013 größtenteils zwischen 7 und 8.

Abbildung 25 und Abbildung 26 zeigen die Entwicklung des pH-Wertes in den Teichen mit Desinfektionskalkung im Teichgebiet Biehla-Weißig. Es wurden beispielhaft die Messungen am Teichablauf (Abbildung 25) und die Messungen im Uferbereich mit ausgeprägtem Schilfgürtel (Abbildung 26) dargestellt. Die rot eingekreisten Termine stellen die ersten drei Messungen direkt nach der Desinfektionskalkung dar.

Nach der Desinfektionskalkung war in allen Teichen ein deutlicher pH-Anstieg zu erkennen. Die Ausnahme bildete hier der Dammteich, der schon zum Termin der Voruntersuchung durch den Zufluss des Wassers vom bereits mit Branntkalk gekalkten Großteich Biehla am Teichablauf und im Uferbereich ohne ausgeprägten Schilfgürtel einen pH-Werte im Bereich 10 aufwies. Nach der Desinfektionskalkung war der Anstieg nur noch gering. Zum Kalkungstermin lag der pH-Wert im Dammteich bei 12,2, im Maaschingteich bei 11,1 und im Jesorteich bei 10,3. Bei allen vier Teichen bewegten sich die drei bis vier Tage nach der Desinfektionskalkung gemessenen pH-Werte alle unter 11. Im Maaschingteich wurden die hohen pH-Werte vom Schilfgürtel gut abgepuffert. Die gemessenen Werte blieben im gesamten Untersuchungszeitraum unter pH 9. Im Dammteich und im Alteich Biehla stellten sich im Schilfgürtel die höheren pH-Werte deutlich später ein als im Freiwasser und erreichten hier Höchstwerte von 10,4 (Dammteich) bzw. 9,8 (Alteich Biehla).

**Bei den Teichen mit der Desinfektionskalkung bewegten sich die gemessenen pH-Werte ab Mai 2013 immer deutlich unter 10.**

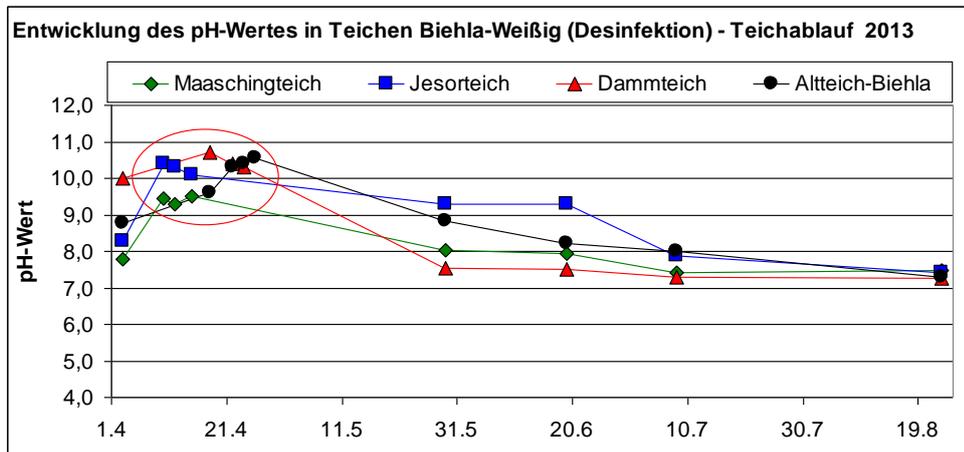


Abbildung 25: Entwicklung des pH-Wertes im Teichablauf in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Desinfektion 2013

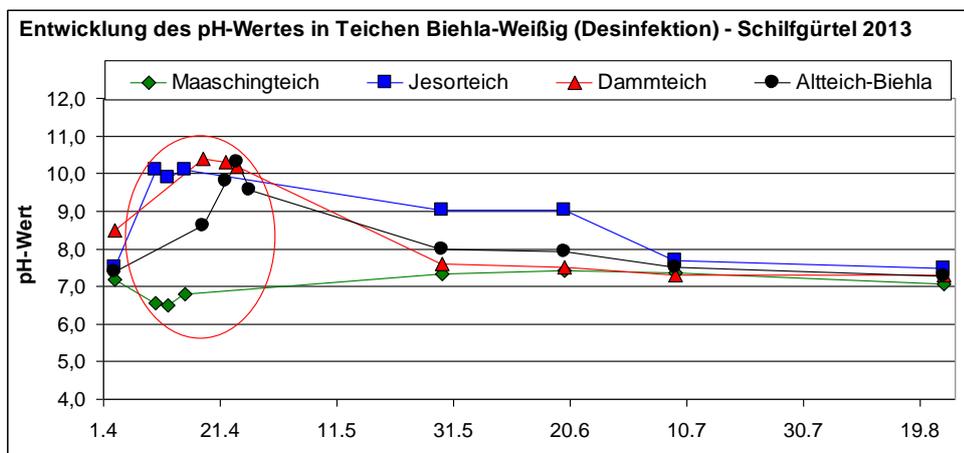


Abbildung 26: Entwicklung des pH-Wertes im Schilfgrteel in den Praxisteichen Biehla-Weißig mit Kalkung zur Desinfektion 2013

### 3.4.7 Wasseranalytik im TG Weißig-Biehla 2013

Die Tabellen 56 bis 63 geben einen Überblick über die in den Teichen vom Teichgebiet Biehla-Weißig ermittelten chemischen Parameter. Eine Düngung fand in keinem der Gewässer statt.

Das **Orthophosphat** war bei den Voruntersuchungen im April in allen Teichen auf einem relativ niedrigen Niveau. Die Werte bewegten sich zwischen 0,003 mg/l P (Dammteich) und 0,011 mg/l P (Heiketeich). Bei allen Kontrollteichen mit Kalkung zur Wasserkonditionierung nahm der Orthophosphatwert im Mai etwas ab (siehe Tabelle 55 und Tabelle 56) oder blieb auf einem vergleichbar niedrigen Niveau (siehe Tabelle 53 und Tabelle 54). Alle Teiche mit Desinfektionskalkung wiesen im Mai einen leichten bis deutlichen Anstieg der Orthophosphatwerte auf ein miges Niveau auf. So stiegen beispielsweise im Alteich Biehla und im Jesorteich die Werte von 0,004 mg/l P bzw. 0,006 mg/l P auf 0,162 mg/l P bzw. 0,163 mg/l P an. Zum August hin sank in allen acht Teichen der Orthophosphatwert wieder.

Das **Gesamtposphat** war im April bei allen Teichen noch relativ niedrig. Die Werte bewegten sich bei den Kontrollteichen zwischen Werten von 0,026 mg/l P und 0,08 mg/l P und bei den Untersuchungsteichen mit Desinfektionskalkung zwischen 0,023 mg/l P und 0,108 mg/l P. Bei allen Teichen war von April zu Mai ein deutlicher Anstieg dieser Werte zu verzeichnen. Die Erhöhung der Gesamtposphatwerte in den Teichen mit Desinfektionskalkung fiel dabei allerdings deutlich höher aus als in den Teichen mit Kalkung zur Wasserkonditionierung. Der Anstieg der Gesamtposphatwerte kann vor allem mit dem jahreszeitlich bedingten Anstieg der Produktion begründet werden. Der deutliche Unterschied zwischen den Teichen mit Desinfektionskalkung und den Teichen mit Kalkung zur Wasserkonditionierung liegt vermutlich in der mineralisierenden Wirkung des Kalks auf das Sediment begründet, was zu

einer besseren Remineralisierung des Sediments, damit einer Freisetzung von Nährstoffen und letztlich zu einer Erhöhung der Produktion im Gewässer führt. Die Desinfektionskalkung erfolgte bereits im Zeitraum Anfang bis Mitte April, während die Kalkung zur Wasserkonditionierung erst im Mai durchgeführt wurde. Somit war die Remineralisation nach der Brantkalkzugabe bei den Messungen bereits weiter fortgeschritten.

Bei den ermittelten Werten für das **Ammonium** konnten zwischen den Kontrollteichen und den Teichen mit Desinfektionskalkung keine deutlichen Unterschiede ausgemacht werden. Die höchsten Werte wies der Jesorteich mit 0,510 mg/l N auf. Nach Auskunft des Bewirtschafters (Herr Stecher) wird in dieses Gewässer Abwasser eingeleitet, was möglicherweise die Ursache für diese erhöhten Werte sein kann.

Beim **Nitrat** konnten ebenfalls zwischen den Teichen mit und den Teichen ohne Desinfektionskalkung keine relevanten Unterschiede festgestellt werden. Die einzige Ausnahme bildeten auch hier wieder die hohen Werte im Jesorteich.

Bei den Werten für **Nitrit** konnten zwischen den Teichen keine Unterschiede festgestellt werden, die einen eindeutigen Bezug zur Desinfektionskalkung aufweisen. Bei insgesamt vier Teichen lagen schon die Startwerte vor den Kalkungen relativ hoch. Betroffen waren hier besonders der Damnteich und der Jesorteich, die im April Konzentrationen von 0,015 mg/l N aufwiesen. Aber auch der Heikteich (Kontrollteich) und der Altteich Biehla wiesen beide mit 0,007 mg/l N im April relativ hohe Nitritwerte auf. In den beiden letztgenannten Gewässern sanken die Werte in den Monaten Mai bis August allerdings wieder auf einen Wert von 0,002 mg/l N.

Nach FÜLLNER et al. (2007) sind für Karpfen Nitritwerte von 0,02 mg NO<sup>2</sup>-/l (bzw. entspricht 0,006 mg/l N) als kritischer oberer Bereich anzusehen, die nur kurzzeitig toleriert werden können. Im Jesorteich wurden diese Werte von April bis Juli überschritten, was ebenfalls mit der eventuell vorhandenen Einleitung von Abwasser erklärt werden kann.

### Teiche mit Kalkung zur Wasserkonditionierung

**Tabelle 56: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Großen Baselteich 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,004	0,047	< 0,017	< 0,03	0,004
29.05.13	Nachuntersuchung	0,004	0,082	0,050	< 0,03	0,002
08.07.13	Nachuntersuchung	0,006	0,107	< 0,017	0,26	0,003
23.08.13	Nachuntersuchung	0,003	0,159	0,011	0,06	0,002

**Tabelle 57: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Mittelteich Weißig 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,005	0,026	< 0,017	0,07	0,002
29.05.13	Nachuntersuchung	0,004	0,051	0,030	0,03	0,002
08.07.13	Nachuntersuchung	0,003	0,102	< 0,017	0,04	0,001
22.08.13	Nachuntersuchung	< 0,002	0,248	0,023	< 0,03	0,002

**Tabelle 58: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Neuteich Weißig 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt-phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,010	0,069	0,200	< 0,03	< 0,001
29.05.13	Nachuntersuchung	0,005	0,059	0,040	< 0,03	< 0,001
08.07.13	Nachuntersuchung	0,018	0,117	< 0,017	0,12	0,002
23.08.13	Nachuntersuchung	0,010	0,158	0,037	0,13	0,002

**Tabelle 59: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Heiketeich 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt- phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,011	0,08	0,110	0,27	0,007
29.05.13	Nachuntersuchung	0,007	0,062	0,030	0,03	0,002
08.07.13	Nachuntersuchung	0,077	0,282	< 0,017	0,07	0,002
23.08.13	Nachuntersuchung	0,039	0,41	0,091	0,09	0,003

**Teiche mit Desinfektionskalkung****Tabelle 60: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Maaschingteich 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt- phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,005	0,108	0,040	< 0,03	0,004
29.05.13	Nachuntersuchung	0,011	0,204	0,040	< 0,03	0,002
08.07.13	Nachuntersuchung	0,126	0,346	0,060	0,32	0,003
23.08.13	Nachuntersuchung	0,049	0,308	0,016	0,03	0,002

**Tabelle 61: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Jesorteich 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt- phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,004	0,046	0,030	2,50	0,015
29.05.13	Nachuntersuchung	0,162	0,229	0,510	1,10	0,212
08.07.13	Nachuntersuchung	0,242	0,362	0,100	0,15	0,018
23.08.13	Nachuntersuchung	0,034	0,237	0,016	0,04	0,002

**Tabelle 62: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Altteich Biehla 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt- phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,006	0,052	0,03	0,28	0,007
29.05.13	Nachuntersuchung	0,163	0,281	0,16	< 0,03	0,002
08.07.13	Nachuntersuchung	0,11	0,375	0,017	0,11	0,002
23.08.13	Nachuntersuchung	0,011	0,421	0,014	0,1	0,002

**Tabelle 63: Parameter der Wasseranalytik am Teichablauf im Dammteich 2013**

Datum	Bemerkung	o-Phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Gesamt- phosphat PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Ammonium NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Nitrat NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrit NO <sub>2</sub> -N (mg/l)
03.04.13	Voruntersuchung	0,003	0,023	0,05	0,85	0,015
29.05.13	Nachuntersuchung	0,111	0,207	0,6	< 0,03	0,017
08.07.13	Nachuntersuchung	0,084	0,165	0,05	0,08	0,004
23.08.13	Nachuntersuchung	0,012	0,108	0,022	< 0,03	0,002

### 3.4.8 Sichttiefen im TG Weißig-Biehla 2013

Tabelle 64 (Kontrollteiche) und Tabelle 65 (Teiche mit Desinfektionskalkung) sowie Abbildung 27 und Abbildung 28 geben einen Überblick über die gemessenen Sichttiefen in den Teichen des Teichgebiets Biehla-Weißig.

Im Mittelteich Weißig konnte im August keine Messung der Sichttiefe mehr erfolgen, weil das Gewässer dafür schon zu weit abgelassen war. Der Große Baselseich war im April noch zu weit zugefroren, sodass hier ebenfalls die Messung der Sichttiefe ausfallen musste. Alle grau hinterlegten Felder in den Tabellen stellen die Termine mit Grundsicht dar.

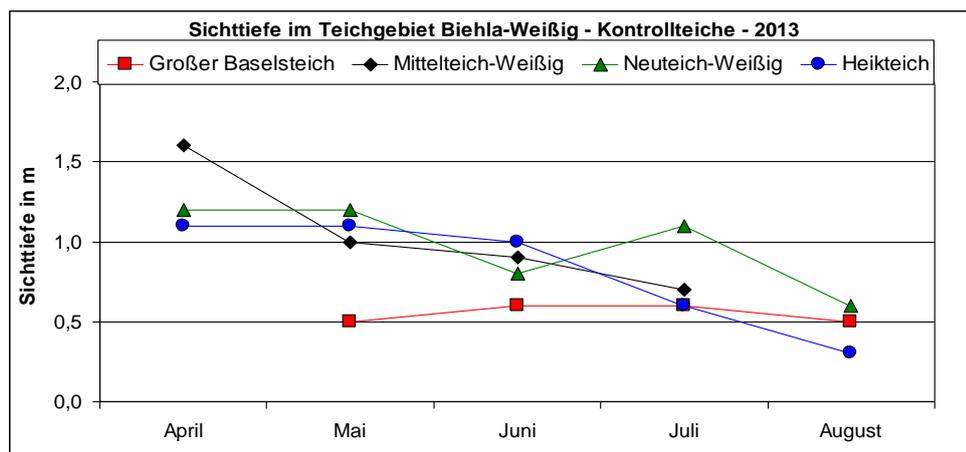
Zwischen den beiden Teichgruppen mit Desinfektionskalkung und mit Kalkung zur Wasserkonditionierung konnte kein deutlicher Unterschied in den Sichttiefen festgestellt werden. Tendenziell nahm in allen Teichen die Sichttiefe im Jahresverlauf ab, was mit der jahreszeitlich bedingten Primärproduktion bzw. der Zunahme des Algenwachstums in Verbindung gebracht werden kann.

**Tabelle 64: Messungen der Sichttiefe (in m) in den Kontrollteichen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013**  
 . = nicht gemessen, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht

Monat	Bemerkung	Großer Baselseich	Mittelteich Weißig	Neuteich Weißig	Heikteich
April	Voruntersuchung	.	1,6	1,2	1,1
Mai	Nachuntersuchung	0,5	1,0	1,2	1,1
Juni	Nachuntersuchung	0,6	0,9	0,8	1,0
Juli	Nachuntersuchung	0,6	0,7	1,1	0,6
August	Nachuntersuchung	0,5	.	0,6	0,3

**Tabelle 65: Messungen der Sichttiefe (in m) in den Untersuchungsteichen mit Desinfektionskalkung im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013, grau hinterlegte Zellen = Grundsicht**

Monat	Bemerkung	Maaschingteich	Jesorteich	Altteich Biehla	Dammteich
April	Voruntersuchung	1,0	1,7	1,4	1,3
Mai	Nachuntersuchung	0,5	1,2	0,5	1,3
Juni	Nachuntersuchung	0,6	1,0	0,6	1,2
Juli	Nachuntersuchung	0,5	0,9	0,6	0,9
August	Nachuntersuchung	0,4	0,4	0,4	0,7



**Abbildung 27: Sichttiefen in den Kontrollteichen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013**

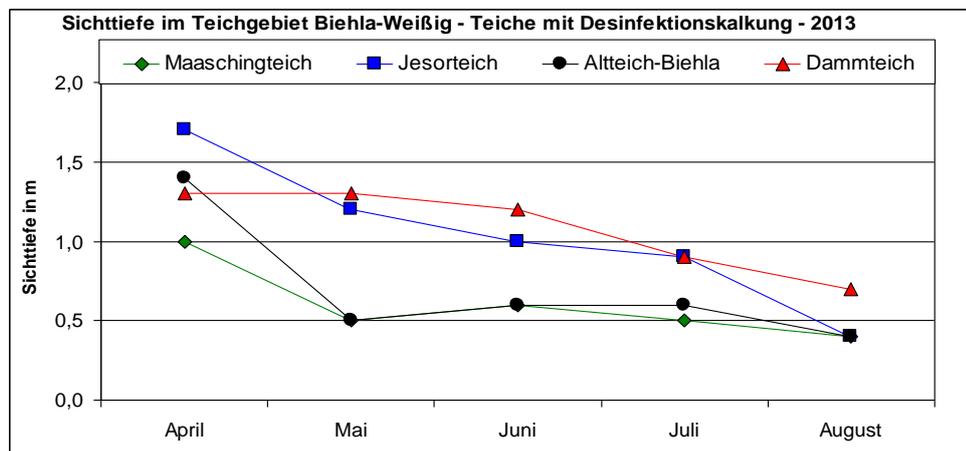


Abbildung 28: Sichttiefen in Teichen mit Desinfektionskalkung im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013

### 3.4.9 Halbqualitative Phytoplanktonanalysen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013

Im August wurden in allen Teichen, außer dem Dammteich (Desinfektionskalkung) und dem Heikteich (Kontrollteich), Sichttiefen unter 50 cm gemessen. Aus diesem Grund erfolgte in diesem Monat auch die Beprobung des Phytoplanktons. Bei allen untersuchten Teichen setzte sich im August 2013 das Phytoplankton vorrangig aus Blaualgen (Cyanobacteria) und Grünalgen (Chlorophyta) zusammen. Die Anteile an der Biomasse lagen für die Grünalgen bei 30 bis 55 % und für die Blaualgen bei 25 bis 40 %.

Die Ausnahme bildete der Jesorteich, wo aus dem hohen Anteil an Grünalgen (30 %) auch die Bacillariophyceen (30 %) und die Cryptophyceen (18 %) dominierten.

Tabelle 66: Phytoplankton im Teichgebiet Biehla-Weißig bei Sichttiefe < 50 cm

Gewässer	Datum Sichttiefe < 50 cm	Anteil der häufigsten Gruppen an der Biomasse		
Großer Baselteich	23.08.13	Cyanobacteria 40 %	Chlorophyta 40 %	Bacillariophyceen 15 %
Mittelteich Weißig	23.08.13	Chlorophyta 35 %	Cyanobacteria 30 %	Cryptophyceen 15 %
Heikteich	23.08.13	Chlorophyta 55 %	Cyanobacteria 25 %	Cryptophyceen 10 %
Maaschingteich	23.08.13	Cyanobacteria 30 %	Chlorophyta 30 %	Bacillariophyceen 20 %
Jesorteich	26.07.12	Chlorophyta 30 %	Bacillariophyceen 30 %	Cryptophyceen 18 %
Altteich Biehla	17.09.12	Chlorophyta 40 %	Cyanobacteria 25 %	Cryptophyceen 15 %

### 3.4.10 Untersuchung der Amphibienpopulation im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Aufgrund der im Laufe der Erfassung offensichtlich werdenden Probleme wurden weitere Gewässer im Umfeld betrachtet (Stichproben, um Artenspektrum, Raumnutzung und Aktivität/Erfassungswahrscheinlichkeit zu klären). Dabei bestätigte sich, dass einige Amphibienarten eher unbewirtschaftete Gewässer außerhalb der Fischteiche nutzen und somit trotz Präsenz im Gebiet in den Teichen nicht nachweisbar sind.

Zu Detaildaten, Erläuterungen, zur Fotodokumentation und Ergebnisdiskussion sei auf die Begehungsprotokolle im Anhang verwiesen. Die zur Wahrung der Übersichtlichkeit verwendeten üblichen Abkürzungen werden hingegen zur besseren Lesbarkeit der Tabellen durch Fachfremde an dieser Stelle nochmals erläutert:

- AD Adulti, adulte/geschlechtsreife Individuen
- JU Juvenes, juvenile/nicht geschlechtsreife Individuen
- LV Larven
- LB Laichballen
- R Rufer (unbestimmte Teilmenge der im Gewässer anwesenden Männchen, > 5 % meist Schätzwert)

EK	Erdkröte ( <i>Bufo bufo</i> )
MF	Moorfrosch ( <i>Rana arvalis</i> )
GF	Grasfrosch ( <i>Rana temporaria</i> )
TF	Teichfrosch ( <i>Pelophylax kl. esculentus</i> ), teils können sich darunter auch <i>P. lessonae</i> verbergen
TM	Teichmolch ( <i>Lissotriton vulgaris</i> , syn. <i>Triturus vulgaris</i> )
KM	Kammolch ( <i>Triturus cristatus</i> )
RBU	Rotbauchunke ( <i>Bombina bombina</i> )
LF	Laubfrosch ( <i>Hyla arborea</i> )
KN	Knoblauchkröte ( <i>Pelobates fuscus</i> ), auch KnKr

Termine nach der Kalkung sind grau hinterlegt.

### Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf

Als Begehung kurz nach der etwa für den 24.03.2012 geplanten Kalkung war der Termin am 28.03. vorgesehen. Aufgrund der gegenüber der Information abweichenden Ausführungszeit waren jedoch am 27.03. nur die Rodeteiche gekalkt worden, während Mittel- und Pferdeteich erst am 29.03. gekalkt wurden. Dies wurde erst im Zuge der Auswertung bekannt. Angesichts fehlender Beobachtungsobjekte (Laich) ist die Aussagekraft gering, weil zum Termin quasi keine Rufaktivität vorlag (an übrigen Teichen fast ausschließlich Sichtbeobachtungen). In den Praxisteichen waren keine Braunfrosch-Laichgesellschaften anzutreffen, diese Arten nutzten flachere, eher fischfreie Gewässer im Umfeld, wie Nachweise großer Laichgesellschaften in Moor- und Bruchwaldweihern belegen. Bei nur punktuell prüfbareren Ufer und leise rufenden Arten sowie bei Arten, bei denen durch Sichtbeobachtungen auffiel, dass die Rufaktivität nur einen (kleinen) Teil der anwesenden Männchen widerspiegelte, konnten weder feste Werte noch klar begrenzte Größenklassen angegeben werden. Die oft geringen Individuenzahlen (der Bearbeiter kennt die Rodeteiche aus den 1990er-Jahren, vgl. aber auch Erfassungen 1999 für PEP und 2009 für KHV-Studie) hängen damit zusammen, dass die früheren Erfassungen die Maximalwerte von mehreren Begehungen aufführen, während 2012 je nur eine Begehung während der jeweiligen Laichphase erfolgte. Die Ruferzahlen z. B. bei der RBU sind innerhalb der sich teils über drei bis vier Monate erstreckenden Paarungszeit sehr uneinheitlich, auch verlagert sich das Rufgeschehen einer Art innerhalb einer Teichgruppe oft räumlich. Ein Bestandsrückgang ist aus den Werten also nicht ablesbar. Die Hauptlaichphase der Erdkröte mit entsprechender Rufaktivität lag offenbar nach der Begehung am 28.03. und somit auch nach den Kalkungen.

**Tabelle 67: Ergebnisse Amphibien Niederspree/Quolsdorf**

Datum	Froschteich	Kl. Tiefzug	Rodeteich 1	Rodeteich 2	Mittelteich	Pferdeteich	Notiz
18.03.2012	keine Prüfung	keine Prüfung	-	-	-	-	Tagesbeg.
19.03.2012	21-50 AD MF 20 LB MF	-	-	-	-	-	Tagesbeg.
28.03.2012	-	-	-	-	3 AD EK	40 AD EK 3 R MF	Nachtbeg.
25.04.2012	5-10 R KN 8 TF/KWF	keine Prüfung	>50 R KN 1 R EK 21-100 RBU 5-10 R LF	>10 R KN <20 RBU 2 R LF	ca. 5 R KN 8 TF	ca. 10 R KN 3 TF	Nachtbeg., TF noch nicht/ kaum rufend, LF ebenso?
20.07.2012	21-50 TF/KWF	keine Prüfung	>20 TF	>20 TF	>5 TF	>5 TF	Tagesbeg.
08.08.2012	-	-	-	-	-	-	Reusenfang
10.08.2012	-	-	-	-	-	-	Reusenfang

### 19.03.2012

Nach der Anlaufberatung wurde der Kleine Tiefzug und der Froschteich umlaufen. Die Moorfrösche zeigten volle Ruf- und Laichaktivität, waren aber nur auf 20 bis 50 m hörbar (je nach Windrichtung und Nebengeräuschen). Im Froschteich wurden zwei Moorfrosch-Rufergruppen mit je 10 bis 20 Tieren festgestellt, ein erreichbarer Laichplatz wies etwa 20 frische Laichballen auf. Im direkt angrenzenden Fraunteich waren zwei Moorfrosch-Rufer feststellbar, weiter entfernt ggf. 100 bis 200 ad. Moorfrosch (unzugänglich im Schilfröhricht, nicht einsehbar), in der Moorlache im Wald hinter der Schwarzen Lache zwei Moorfrosch-Rufergruppen mit je 50 bis 100 Tieren. Im Kleinen Tiefzug waren an den zugänglichen Stellen

keine Amphibien feststellbar. Die für Moorfrosch und Grasfrosch attraktiven Bereiche (Verlandungszone/Bruch- bzw. Moorwald) waren trotz mehrerer Versuche nicht begehbar.

### 28.03.2012

Im Pferdeteich wurden an den Zufahrtsrampen in der SW-Ecke je etwa 20 Erdkröten gesichtet, die reglos am Grund verharrten und keine Rufaktivität zeigten. Entsprechend dürften in den Teichen bereits hunderte oder tausende Erdkröten präsent sein, aufgrund dunklem Grund, Wassertrübung und Wassertiefe sind sie jedoch auch mit gutem Handscheinwerfer nicht erfassbar. Drei zaghaft rufende Moorfrösche deuten an, dass auch diese Art zum Begehungstermin sicher häufiger als feststellbar war. Es war insgesamt zu windig und zu kühl.

### 25.04.2012

Bei der abendlichen Begehung mit dem Schwerpunkt der westlichen Teiche wurde an Rodeteichen eine gute Rufaktivität festgestellt, an Mittel- und Pferdeteich gelangen hingegen fast keine Beobachtungen. Entscheidend dürfte hier die Gewässerstruktur sein: Die Rodeteiche sind windgeschützt und besitzen eine zum Teil recht breite Röhrichtzone und flutendes Material, Mittel- und Pferdeteich hingegen sind mit schmaler Röhrichtzone, eher steilen Ufern und deutlichem Wellenschlag für Amphibien (außer der Erdkröte) wenig geeignet. Die noch nicht rufenden Teichfrösche waren meist nur beim Ableuchten erfassbar.

### 20.07.2012

Bei der Begehung mit dem Schwerpunkt der östlichen Teiche gelangen in den Gewässern keine Amphibiennachweise. Durch Jahreszeit und Witterung bedingt waren nicht einmal Rufer festzustellen. Eine Nutzung der moorigen Feuchtgebiete im Untersuchungsgebiet als Landhabitat (z. B. Moorfrosch) konnte nicht festgestellt werden. Die Amphibienreproduktion ist wegen der Nährstoffarmut und den niedrigen pH-Werten auf die klassischen Moorarten *R. arvalis* und *R. lessonae* beschränkt, welche wohl auch eher die Verlandungszonen der Teiche nutzen.

### 08./10.08.2012

Unter den 95 Fängen befanden sich keine Amphibien oder deren Larven. Dies ist mit Blick auf Molche (Kammolch-Larven), aber auch Teichfrosch, Kleinen Wasserfrosch etc. erstaunlich. Ob Amphibien innerhalb der Reusen von parallel gefangenen Fischen gefressen wurden, ist unbekannt. Bei den zwei Begehungen (Auf- und Abbau der Reusen) gelangen auch keine Sichtbeobachtungen von Larven oder Jungtieren im Wasser. In Pferde- und Mittelteich wären zu diesem Zeitpunkt Fänge von Teichfrosch-Larven (und ersten Jungtieren) zu erwarten gewesen, in den übrigen Teichen zudem Molche und Rotbauchunken. Hier ist jedoch von einem Prädationsdruck durch Barsch und Hecht auszugehen, der ggf. eine Abwesenheit der genannten Arten bewirkt. Weil sowohl die gekalkten als auch die ungekalkten Teiche ohne Amphibiennachweis waren, ist keine Aussage im Sinne der Fragestellung möglich. Die Moorklache im Wald hinter der Schwarzen Lache fiel im Frühjahr als Moorfrosch-Laichgewässer auf, im Sommer waren im angrenzenden Wald auch Jungtiere der Art zu finden. Für weniger spezialisierte Amphibienarten dürfte das Gewässer hingegen zu sauer sein.

### Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen

**Tabelle 68: Ergebnisse Amphibien Hammerstadt**

Datum	Ochsenteich 1	Ochsenteich 2	Raklitzteich	Delinkateich	Notiz
28.03.2012	s. u.	1 LB MF/GF	abgelassen	ablaufend	Tagesbegehung
28.03.2012	10-20 R MF 10 R KK 2 R EK	2 AD EK 1 AD MF 1 R KN 10-20 R RBU	abgelassen	ablaufend	Nachtbegehung - starke Anwanderung auf Straßen der Umgebung (v. a. KN) trotz Trockenheit
25.04.2012	-	-	-	-	Tagesbegehung
25.04.2012	-	101-500 R RBU 1 R TF	-	1 R EK	Nachtbegehung
19.07.2012	-	-	-	-	Reusenaufbau
19.07.2012	-	-	-	-	Nachtbegehung
20.07.2012	169 LV KN	11 LV KN 10 JU RBU	-	2 LV TF	Reusenabbau & Desinfektion - Beifänge siehe Anhang

Der Ochseiteich 1 (östlicher Teich) wies nur am Nordufer eine breitere Röhrlichtzone auf. Hier konzentrierten sich somit die Amphibiennachweise. Es zeigte sich wieder, dass Jungkarpfen und Larven der Knoblauchkröte aufgrund sehr ähnlicher Ansprüche und (ab einer bestimmten Größe der Kaulquappen, die wohl nicht umsonst die größten der einheimischen Arten sind) fehlendem Prädationsrisiko gut gemeinsam aufwachsen können.

Am 28.03.2012 war ein einzelner Braunfrosch-Laichballen bereits unbestimmte Zeit unbestimmten pH-Werten ausgesetzt gewesen, die ggf. kalkungsbedingt erhöht waren. Deutliche Schäden waren nicht erkennbar. Dies war der einzige Fall in den 26 Untersuchungsteichen, in denen kalkungsbedingt erhöhte pH-Werte auf beobachtbaren Amphibienlaich einwirkten. Weil es sich hier aber nur um eine Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung und nicht um eine Desinfektionskalkung handelte, war dies für die eigentliche Fragestellung nicht von Bedeutung.

Der Ochseiteich 2 (westlicher Teich) wies eine >50 % des Teiches umfassende teils lichte Röhrlichtzone auf.

Der Raklitzateich weist am Ostufer und im Süden eine homogen dichte Röhrlichtzone auf, die bereits aufgrund eines vorgelagerten breiten Grabens nicht erreichbar war. Im Röhrlicht riefen vor dem Ablassen im Frühjahr Moorfrösche, nach der Wiederbespannung und Kalkung konnten keine Amphibien mehr festgestellt werden. Im Gewässer war die Dichte räuberischer Fischarten jedoch besonders hoch.

Der Delinkateich wies vor allem an seinem langen Ostufer eine breite, kürzlich gemähte Röhrlichtzone auf. Solche Flächen sind nicht nur für Erdkröte und Teichfrosch, sondern auch für Knoblauchkröte, Rotbauchunke und Laubfrosch sehr attraktiv. Ob dieses Potenzial aufgrund des Ablassens im Frühjahr, aufgrund der Kalkung oder aufgrund angrenzender großflächiger Bauarbeiten nicht genutzt wurde, ist unklar. Die Erfassung war aufgrund einer Höckerschwan-Brut gerade in diesem Bereich nur eingeschränkt möglich. Der Delinkateich wies eine ähnlich hochwertige Röhrlichtzone wie der Ochseiteich 2 auf. Nach der – für die Kalkung erfolgenden – Frühjahrsabfischung war jedoch nur eine viel geringere Bedeutung für Amphibien nachweisbar.

Der zum Teil verschüttete Hirschteich wurde zusätzlich geprüft. Hier lebten Amphibienarten, die in den Untersuchungsteichen nicht nachweisbar waren.

Weil die Kalkung bereits in der Woche vom 12. bis 16.03. erfolgt war (bei Beratung am 16.03.2012 war dies weder den Vertretern des AG noch denen des AN bekannt, der Bewirtschafter informierte darüber wohl erst später), konnte keine Untersuchung vor der Kalkung erfolgen. Am 28.03.2012 wurde ein Braunfrosch-Laichballen in eher ungeschützter Lage gefunden, der randlich einige verpilzte Eier aufwies, jedoch > 80 % sich bereits länglich entwickelter vitaler Larven enthielt. Weil die Hauptlaichphase von Moor- und Grasfrosch in der Teichlausitz 2012 erst nach der Kalkung einsetzte, war dieser Laichballen wohl nicht mehr den kalkungsbedingten pH-Werten ausgesetzt. Durch das Ablassen von Raklitz- und Delinkateich in der Frühlaicherphase konnten auch an diesen Teichen keine Amphibiendaten erhoben werden. Am 18. bzw. 19.03. waren hier im Rahmen einer Vorbegehung Moorfrosch-Rufer aufgefallen. Die Kalkung war nach Neubespannung vorgesehen und erfolgte am 23.04., auch dieser Termin wurde nicht rechtzeitig bekanntgegeben. Somit konnten in der TG Hammerstadt keine Untersuchungen zu den direkten Effekten der Desinfektionskalkung erfolgen. Die beiden in der ersten Märzhälfte gekalkten Teiche wiesen später eine gute Reproduktion später laichender Arten (Knoblauchkröte, Rotbauchunke) auf. Die beiden im März abgelassenen und nach Neubespannung am 23. April gekalkten Teiche waren hingegen ganz bzw. fast amphibienfrei (nur zwei Larven einer Art, also nur 1 % der Larven der früher gekalkten Teiche). Die Ursache muss nicht in der Kalkung an sich liegen, vielmehr ist es wahrscheinlich, dass die Amphibien in der Ablass- und Anstauphase alternative Gewässer gewählt haben. Auch die vermutlich niedrigere Wassertemperatur der neu bespannten Teiche, die Lage der Reusenstandorte, die Art des Fischbesatzes oder die Gewässerstruktur können eine Rolle spielen. Letztlich war zu beobachten, dass die bezüglich der Gewässerstruktur anspruchsvollere Rotbauchunke nur in der großen Verlandungszone des Ochseiteichs 2 und dem bewirtschaftungsfreien Hirschteich laichte, während Teichmolch und Laubfrosch nur in letzterem Gewässer beobachtet wurde (was beim Laubfrosch sicher auch an der Lage der Begehungstermine lag).

Es bestätigte sich die Erfahrung, dass in gut strukturierten Teichen aufgrund der räumlichen Trennung ein paralleles Vorkommen von Fischen und anspruchsvolleren Amphibienarten möglich ist.

Für die Amphibien besonders interessant waren die fischfreien Kleingewässer (Grabentümpel am Ochsentich 1, v. a. aber Resttümpel Hirschteich). Insbesondere Rotbauchunke und Laubfrosch präferieren derartige Gewässer, während die Knoblauchkröte ähnlich wie die Erdkröte größere Gewässer bevorzugt, selbst wenn diese fischereilich genutzt werden. Molche bzw. deren Larven waren in den Fischteichen nicht festzustellen.

### 3.4.11 Teichgebiet Biehla-Weißig

**Tabelle 69: Ergebnisse Amphibien Biehla-Weißig**

Datum	Damm-T.	Alt-T.	Maasching	Jesor-T.	Heik-T.	Neu-T.	Mittel-T.	Basels-T.	Notiz
11.04.2013	-	-	1,0 EK	-	-	-	-	-	Nacht
15.04.2013	8 AD TF 5 JU TF	2-5 R MF 1 R EK 2-5 TF	2 R EK	1+ RBU 1 R RBU 2 AD EK 1 AD GF	2-5 TF	2-5 TF 1 R RBU 51-100 MF	2-5 TF	2-5 TF	Tag
17.04.2013	4 AD KN 2 AD RBU 1 AD TF	19 AD KN 2 AD EK	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	Reusenfang 1
17.04.2013	20 R RBU 20 TF	1 R KN 5 TF	6 R EK	10-20 KN 30 RBU 2-5 TF 17 EK	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	keine Prüfung	Sicht und Verhören
19.07.2013	1 AD TF	8 LV TF 1 AD TF 1 AD TM	-	3 LV KN 5 LV TF 1 AD TF	-	5 LV KN 2 LV TF 1 AD RBU 5 AD TF	1 AD TF	-	Reusenfang 2

Die Ergebnisse der Begehungen am 20. und 26.08.2013 sowie am 09.10.2013 werden nur im Anhang dargestellt, weil diese sich auf zusätzlich bearbeitete Vergleichsteiche beziehen. Nebenbeobachtungen sind ebenfalls dem Anhang zu entnehmen.

#### 11.04.2013

Die Anwanderung hat gerade begonnen (im Gebiet auf Wegen v. a. EK, zudem 1 TM und 1 LF). Braunfrosch-Rufergesellschaften oder im Laichgewässer rufende EK fehlen noch. Die ersten Individuen sind bereits im Gewässer (Teichfrösche haben ggf. im Gewässer überwintert). Eine Erfassbarkeit ist noch nicht gegeben. Auch die geringe Zahl überfahrener Amphibien während der An- und Abfahrt (Dresden – Biehla) zeigt, dass die Wanderung erst zaghaft begonnen hat. Entsprechend Wettervorhersage ist mit einer deutlichen Verstärkung in den nächsten Tagen zu rechnen, sodass am Sonntag/Montag eine weitere Begehung sinnvoll erscheint. Die Teiche der Teichgruppe Weißig wurden nach den Ergebnissen an der Teichgruppe Biehla nur punktuell geprüft, weil eine intensive Kontrolle auch angesichts des aufkommenden trockenen Windes nicht sinnvoll war.

#### 15.04.2013

Am Jesorteich wurden Amphibien fast ausschließlich in Tümpeln am Teichrand festgestellt, die zwar zum gleichen Wasserkörper gehörten, aber strukturell günstiger (sind für Fische kaum erreichbar, flacher, vegetationsreicher, leichter erwärmbar, kein Wellenschlag).

Die Rufergesellschaft am Neuteich befand sich in der weder zu Fuß noch per Boot erreichbaren Röhrlichtzone in der nordöstlichen Bucht, für die überdies ein Betretungsverbot der UNB bestand.

Die Mengenangaben erfolgten in den üblichen Kategorien (vgl. Amphibienatlas, MBCS), insofern genauere Aussagen keine genauere Beurteilung zulassen. Die Teichfrösche zeigten noch keine Rufaktivität, bei den Funden handelt es sich um Sichtbeobachtungen vom Ufer abspringender Tiere.

Am Vormittag wurden Dammteich und Neuteich gekalkt, am Nachmittag der Altteich. Im Dammteich wurde ein am Morgen in Dresden-Pillnitz entnommener Braunfrosch-Laichballen eingebracht. Weil auch in den zwei zuletzt gekalkten Untersu-

chungsteichen noch kein Laich abgesetzt war (dem Anschein nach existiert auch in keinem der vier betrachteten Biehlaer Teichen eine Braunfrosch-Laichgesellschaft), war dies die einzige Chance, im Gelände den Effekt der Kalkung auf Amphibienlaich zu beobachten.

Nachdem das Frühjahr 2013 spät einsetzte, überschritt sich nun die Aktivität früher und mäßig später Arten (GF, MF, EK, KN, WK, RBU), die Teichfrösche aber schwiegen. Erfassungstechnisch war dies recht günstig. In Dresden laichten die Springfrösche am 15.04. noch, während die Wechselkröten bereits intensiv riefen.

Am Abend wurden im Dammteich und im Alteich je 10 Kleinfischreusen ausgebracht. Die möglichen Fänge (Amphibien, Wasserinsekten, Kleinfische) sollten dann auf Schädigungen untersucht werden. Diese Methode erschien sinnvoll, weil nach der Kalkung stark geschädigte oder tote Individuen ggf. nicht gefangen werden können (Absinken, Rückzug in Verstecke, Prädation), während sich vitale Fänge auch aus frisch zugewanderten Individuen rekrutieren könnten (noch laufende Einwanderung!).

Es war erkennbar, dass die Kalkung an Kleinfischen und Wasserinsekten (Imagines, Larven nicht beobachtet) offenbar keine starken Schäden bewirkt. Im Maasching- und Jesorteich konnten diese Artengruppen am 13. und 15. in großer Zahl gesichtet werden. Allerdings wurde wohl der erforderliche pH-Wert auch hier nicht erreicht (nur um pH 10, mdl. Mitteilung STECHER am 15.04.).

An zusätzlich betrachteten Gewässern gelangen folgende Amphibiennachweise: Alter Teich (TG Weißig): 1,1 EK; Neuer Teich (TG Biehla): 51-100 KnKr (starke Rufaktivität unter Schwimm-Matten aus gemäßigtem Röhricht), 6-10 TF, 1 EK; überschwemmte Wiese östlich Weißiger Großteich bzw. westlich Röcknitzbrücke: 51-100 R KnKr, 1 R RBU; die Bruchwaldtümpel am Jesorteich noch ohne Amphibien.

#### 17.04.2013

Die Fangzahlen (5 x Einzeltier/Art, darunter mehrere Arten, die über Verhören/Sicht häufig nachgewiesen wurden) zeigen, dass 20 „Reusentage“ pro Gewässer keine repräsentativen Ergebnisse liefern können. Bemerkenswert ist, dass das ermittelte Artenspektrum und die Mengenverhältnisse sehr gut mit den Nebenbeobachtungen bei der Ableuchterfassung übereinstimmen. Für die Molche ist noch keine sichere Aussage möglich, weil diese ggf. noch gar nicht angewandert sind. Alle gefangenen Tiere (mit Ausnahme einer Knoblauchkröte im Dammteich, die aber keine Hautveränderungen o. ä. aufwies) waren vital und wiesen keine sichtbaren Schäden auf. Insofern dürften die in den Uferzonen der Gewässer erreichten pH-Werte keinen negativen Einfluss auf adulte Amphibien haben. Ob dies auch auf sensible Stadien (Laich, Larven) zutrifft, lässt sich nicht sagen. Auch weichen die pH-Werte in den von der direkten Kalkung ausgenommenen und zudem schlamm- und vegetationsreichen Uferzonen ggf. von den Werten im Freiwasser ab.

#### 19.07.2013

Unter den 283 Fängen befanden sich nur 23 Amphibien (Larven, Jungtiere). Trotz des durch den späten Fangtermin bedingten geringen Anteils an Amphibienlarven lässt sich aus den Fängen (vgl. Anhang) das verschiedene Potenzial der Gewässer für Amphibien erkennen.

Aus den Amphibien-Fangzahlen lässt sich die Aussage ableiten, dass die (spät laichenden) Arten Knoblauchkröte und Teichfrosch auch in den gekalkten Teichen erfolgreich reproduzierten.

In Basels- und Mittelteich wurden keine Amphibienlarven festgestellt, was sicher am Barschbestand liegt (im Mittelteich wurden zwei bis drei Teichfrosch-Larven gesehen, in den Reusen werden diese aber Beute der Barsche). Im Heiketeich lagen die Reusen in einer ungünstigen Situation für Amphibienlarven (besonderer Flachwasserbereich fehlt hier eher). Basels- und Mittelteich sind auch strukturell für anspruchsvollere Amphibienarten wenig geeignet. Im Maaschingteich konnten die interessantesten Bereiche nicht geprüft werden (Horstschutzzone).

Zum Vergleich der Bedeutung der gekalkten Teiche bzw. der Fischteiche insgesamt mit nicht oder anders bewirtschafteten Gewässern wurden Ende August auch die Kiesgrube, der Steinteich und der Hutungsteich geprüft. In der Kiesgrube waren

keine Amphibien nachzuweisen, was angesichts des Fraßdruckes (hohe Dichte an Barsch, Hecht, Kamberkrebs) verständlich ist.

Im Steinteich gelang der Nachweis von 6 Kammolch-Larven. Dies ist der einzige Kammolch-Nachweis, der in den 36 im Zuge des KHV-Projektes 2012/2013 per Reusenfang geprüften Gewässern gelang. Auch in Verbindung mit der im Vergleich zur Gewässerdichte auffälligen Seltenheit von Teich- und Bergmolch in den teichwirtschaftlich geprägten Bereichen des Lausitzer Teich- und Heidegebietes gibt dies zu denken. Im Uferbereich wurden zudem 6 Teichfrosch-Larven, 23 Rotbauchunken-Larven, 1 ad. und 1 juv. RBU gefangen sowie >100 junge Rotbauchunken gesichtet. Auch im Hutungsteich wurden 1 juv. RBU und 6 ad. TF gefangen sowie viele junge Rotbauchunken und einige junge Teichfrösche beobachtet.

#### 3.4.12 Erfassung des Zooplanktons im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

In den Ochsentichen konnte keine Voruntersuchung durchgeführt werden, weil in diesen Gewässern zum Projektbeginn schon eine Kalkung erfolgt war.

Die in den Teichen in Niederspree ermittelten Biovolumen der Crustaceen waren schon bei den Voruntersuchungen im März/April deutlich höher als die Werte (0,095 – 0,574 mm<sup>3</sup>/l) in den Teichen in Hammerstadt (0,025 – 0,033 mm<sup>3</sup>/l). Die einzige Ausnahme bildete hier der Froschteich (0,062 mm<sup>3</sup>/l), in dem das Zooplankton auch zum Termin der Voruntersuchung deutlich geringere Werte erreichte als bei den anderen Teichen in Niederspree. Die unterschiedlich hohen Werte können möglicherweise mit einer unterschiedlichen Nährstoffversorgung der Teiche über die Zuflüsse erklärt werden. Im Mai nahm die Zooplanktonbiomasse in den Untersuchungsteichen in Niederspree ebenfalls deutlich höhere Werte an als im Teichgebiet Hammerstadt. Im Froschteich stieg die Biomasseproduktion der Crustaceen zwar ebenfalls an, erreichte aber deutlich geringere Werte (0,251 mm<sup>3</sup>/l). Eine Zunahme der Zooplanktonproduktion war jedoch jahreszeitlich bedingt in jedem der untersuchten Teiche zu verzeichnen.

Im September waren Rodeteich 1, Rodeteich 6, Ochsentich 1 und Delinkateich zum Probenahmetermin bereits abgelassen.

Im Froschteich (0,163 mm<sup>3</sup>/l) sowie Rahlitzateich und Ochsentich 2 war zum September hin wieder eine deutliche Abnahme der Zooplanktonproduktion (0,064 mm<sup>3</sup>/l – 0,158 mm<sup>3</sup>/l) zu verzeichnen. Im Mittelteich und Pferdeteich (TG Niederspree) kam es dagegen zu einer weiteren Zunahme der Crustaceenbiomassen (7,753 mm<sup>3</sup>/l – 17,512 mm<sup>3</sup>/l). Bei den Anteilen der Cladoceren und der Copepoden an der Biomasseproduktion konnten zwischen den Teichgebieten keine deutlichen Unterschiede festgestellt werden. In Mittelteich, Pferdeteich und Rodeteich 6 dominierten zu allen drei Untersuchungsterminen die Cladoceren, welche sich im März/April und im Herbst vorrangig aus kleineren Cladoceren (*Bosmina* sp.) und im Mai aus größeren Arten (*Daphnia* sp.) zusammensetzten. Im Rahlitzateich nahmen die Cladoceren nur im September den höheren Anteil an der Crustaceenbiomasse ein. Ansonsten dominierten die Copepoden. Die Cladoceren setzten sich hier ganzjährig aus kleineren Arten wie *Bosmina* sp. und *Chydorus* sp. zusammen. Im Froschteich wiesen die Cladoceren im Mai und im September die höheren Anteile an der Biomasseproduktion auf. Auch hier waren ganzjährig eher kleinere Arten zu finden (*Bosmina* sp., Chydorinae).

Die nachfolgenden Tabellen 67 bis 69 geben einen Überblick über die 2012 in allen untersuchten Teichen ermittelten Zooplanktonbiomassen, Abundanzen und die Anteile der Biomassen von Cladoceren und Copepoden.

Die ermittelten Unterschiede in der Zooplanktonproduktion können vermutlich in erster Linie mit der unterschiedlichen Nährstoffsituation der Gewässer und dem unterschiedlichen Fraßdruck durch die Fische erklärt werden. Ein Zusammenhang mit der Desinfektionskalkung konnte nicht nachgewiesen werden.

**Tabelle 70: Biovolumen des Crustaceenzooplanktons in den Teichgebieten Niederspree, Quolsdorf und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden**

Gewässer	Biovolumen des Crustaceenplanktons in mm <sup>3</sup> /l			Mittelwert	
	März/April	Mai	September	BV in mm <sup>3</sup> /l	TM in g/m <sup>3</sup>
<b>Teichgebiet Niederspree Kalkung mit CaO</b>					
Mittelteich	0,512	2,549	17,512	6,858	0,69
Pferdeteich	0,119	<b>5,994</b>	7,753	4,622	0,46
Rodeteich 1	0,095	5,911	.	.	.
Rodeteich 6	0,574	<b>4,157</b>	.	.	.
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen Kalkung zur Wasserkonditionierung</b>					
Ochsenteich 1	.	3,581	.	.	.
Ochsenteich 2	.	2,626	0,064	.	.
Delinkateich	0,033	0,560	.	.	.
Raklitzateich	0,025	<b>1,385</b>	0,158	0,523	0,05
<b>Teichgebiet Niederspree Kontrollteich</b>					
Froschteich	0,062	0,251	0,163	0,159	0,02

**Tabelle 71: Biovolumen der Cladoceren und der Copepoden in den Teichgebieten Niederspree und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden**

Gewässer	Biovolumen des Crustaceenplanktons in mm <sup>3</sup> /l					
	März/April		Mai		September	
	Cladoceren	Copepoden	Cladoceren	Copepoden	Cladoceren	Copepoden
<b>Teichgebiet Niederspree Kalkung mit CaO</b>						
Mittelteich	0,371	0,141	2,210	0,339	14,889	2,623
Pferdeteich	0,075	0,044	5,797	0,197	7,094	0,659
Rodeteich 1	0,035	0,060	5,542	0,369	.	.
Rodeteich 6	0,468	0,106	3,905	0,252	.	.
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen Kalkung zur Wasserkonditionierung</b>						
Ochsenteich 1	.	.	3,445	0,136	.	.
Ochsenteich 2	.	.	1,447	1,179	0,015	0,050
Delinkateich	0,007	0,026	0,379	0,181	.	.
Raklitzateich	0,009	0,016	0,449	0,936	0,089	0,069
<b>Teichgebiet Niederspree Kontrollteich</b>						
Froschteich	0,004	0,058	0,182	0,068	0,126	0,037

**Tabelle 72: Abundanzen des Crustaceenzooplanktons in den Teichgebieten Niederspree und Hammerstadt – Voruntersuchungen vor Kalkung im März/April 2012, . = es konnte keine Probenahme durchgeführt werden**

Gewässer	Abundanzen in Ind./l		
	März/April	Mai	September
<b>Teichgebiet Niederspree Kalkung mit CaO</b>			
Mittelteich	147	735	1954
Pferdeteich	31	414	889
Rodeteich 1	9	76	.
Rodeteich 6	78	99	.
<b>Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen Kalkung zur Wasserkonditionierung</b>			
Ochsensteich 1	.	17	.
Ochsensteich 2	.	64	70
Delinkateich	40	35	.
Raklitzateich	23	67	73
<b>Teichgebiet Niederspree Kontrollteich</b>			
Froschteich	73	10	73

### 3.4.13 Untersuchung der Biomassen der Bodentiere im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

Die Bodentiere setzten sich bei allen Teichen in erster Linie aus Chironomiden und Oligochäten zusammen. Tendenziell waren das Biovolumen in den Teichen mit Desinfektionskalkung höher als in den Teichen mit Kalkung zur Wasserkonditionierung. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant, weil der Pferdeteich im Mai beispielsweise ein niedrigeres Biovolumen der Bodentiere aufwies als der Raklitzateich und mit dem Ochsensteich 2 auf einem vergleichbaren Niveau lag. Im September waren die Werte vom Pferdeteich deutlich niedriger als von allen anderen beprobten Gewässern. Die Schwankungen und Unterschiede innerhalb der Teichgruppen waren sehr groß. Im Mai wies der Froschteich die niedrigsten Werte für das Biovolumen der Bodentiere auf. Im September stiegen die Biomassen der Bodennährtiere im Froschteich an.

Eine Beeinträchtigung der Bodennährtiere durch die Desinfektionskalkung konnte nicht beobachtet werden (Tabelle 73).

**Tabelle 73: Biovolumen der Bodennährtiere in cm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> TG Niederspree/Hammerstadt bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012; gelb = Mittelwert, . = nicht gemessen, weil Teich bereits trocken**

Gewässer	Mai	September
<b>Desinfektionskalkung</b>	19,66	4,05
Mittelteich	25,80	7,77
Pferdeteich	6,56	0,32
Rodeteich 1	21,45	.
Rodeteich 6	24,85	.
<b>Wasserkonditionierung</b>	6,49	2,35
Delinkateich	1,43	.
Raklitzateich	1,66	1,70
Ochsensteich 1	1,66	.
Ochsensteich 2	6,22	3,00
<b>Kontrollteich</b>	1,08	3,00
Froschteich	1,08	3,00

### 3.4.14 Untersuchung der Wirbellosenfauna 2012

#### Teiche mit Desinfektionskalkung

Im **Mittelteich** konnten an den drei Begehungsterminen 2012 insgesamt 10 Molluskenarten nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich ausschließlich um Schnecken. Muscheln wurden zu keinem der Termine im Teich nachgewiesen. Im August konnte das größte Artenspektrum gefunden werden. Die Exemplare von *Stagnicola* sp. konnten anhand von gehäuseanatomischen Merkmalen nicht sicher bis zur Art bestimmt werden. Nach dem MaP Niederspree (LfULG 2004) wurde 1999 im Gebiet *Stagnicola corvus* nachgewiesen. Diese ist nach der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestuft.

**Tabelle 74: Mollusken im Mittelteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Planorbarius corneus	A	A	A
Stagnicola sp.	E	F	D
Radix balthica			A
Gyraulus albus			E
Gyraulus sp.			C
Anisus vortex			D
Hippeutis complanatus			D
Planorbis planorbis			C
Physa fontinalis			C
Lymnaea stagnalis			B

Insgesamt wurden im Mittelteich 5 verschiedene Libellenarten nachgewiesen. Weil es sich in vielen Fällen um Larven handelte, die sich in einem noch recht frühen Stadium befanden und folglich nicht bestimmt werden konnten, war oft nur die Zuordnung zu den Familien möglich. Einzelexemplare von *Lestes sponsa* und *Orthetrum cancellatum* konnten im Mai bzw. im August nachgewiesen werden. *Ischnura* sp. wurde im August mit einigen Exemplaren gefunden. Die größten Abundanzen erreichten Vertreter der Familie Coenagrionidae im August, welche jedoch ebenfalls nur auf dem Niveau der Familie benannt werden konnten. Libellen konnten erst ab Mai im Gewässer gefunden werden. Im März wurden noch keine Libellen nachgewiesen.

**Tabelle 75: Libellen im Mittelteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Lestes sponsa		A	
Ischnura elegans			E
Coenagrionidae			H
Libellulidae		F	A
Aeshnidae		D	
Orthetrum cancellatum			A

Im Mittelteich wurden sieben verschiedene Schwimmkäferarten nachgewiesen. Die größten Vorkommen konnten im Mai gefunden werden. Als in dieser Liste als gefährdet eingestuftes Taxon trat *Laccophilus poecilus* auf. Von den Gattungen *Graphoderus* sp. und *Dytiscus* sp. konnten nur Larven und an keinem der Termine adulte Tiere gefunden werden.

**Tabelle 76: Schwimmkäfer im Mittelteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Agabus undulatus	A		
Agabus (Larve)		C	
Graphoderus sp. (Larve)	C	D	B
Dytiscus sp. (Larve)	B	F	
Hyphydrus ovatus			
Hygrotus impressopunctatus		A	
Laccophilus sp. (Larve)		A	
Laccophilus poecilus		C	
Noterus clavicornis		F	C

Im **Pferdeteich** wurden 2012 im März, Mai und August insgesamt 7 Molluskenarten nachgewiesen, welche sich auch in diesem Gewässer nur aus Schnecken zusammensetzten. Muscheln fehlten, wurden jedoch auch nicht vor der Kalkung im Gewässer gefunden.

**Tabelle 77: Mollusken im Pferdeteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Planorbarius corneus	B		
Stagnicola sp.	E	G	A
Radix auricularia		A	
Gyraulus albus	C	E	E
Anisus vortex	F	E	
Hippeutis complanatus		A	C
Lymnaea stagnalis			A

Im Pferdeteich kann sicher mit dem Vorkommen von sechs verschiedenen Libellenlarven gerechnet werden. Bei vielen Vertretern der Familien Coenagrionidae, Aeshnidae und Libellulidae handelte es sich um noch jüngere Larvenstadien, die nicht näher bestimmt werden konnten. Zur Voruntersuchung im März konnten noch keine Libellen im und am Gewässer gefunden werden, was vermutlich mit der Auswinterung des Teichs erklärt werden kann. Die größten Vorkommen zeigten sich im Mai.

**Tabelle 78: Libellen im Pferdeteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Lestes sponsa		B	
Ischnura elegans		C	C
Erythromma najas		A	
Coenagrionidae		A	F
Libellulidae		D	
Aeshnidae		F	
Orthetrum cancellatum			C

Im Pferdeteich wurden 2012 mindestens neun verschiedene Schwimmkäfer nachgewiesen. Die Gattungen *Graphoderus* sp. und *Dytiscus* sp. konnten wieder nur als Larvenstadium gefunden werden. Arten, die in der Roten Liste als gefährdet eingestuft wurden, waren nicht vorhanden.

**Tabelle 79: Schwimmkäfer im Pferdeteich 2012**

Taxon	März	Mai	August
Agabus undulatus	A	B	
Agabus (Larve)		C	
Graphoderus sp. (Larve)		A	
Dytiscus sp. (Larve)		E	
Hyphydrus ovatus	B	B	
Hyphydrus sp. (Larve)			A
Hygrotus impressopunctatus		A	
Hydaticus stagnalis	A		
Hydroporus sp.	A		
Laccophilus hyalinus		A	
Noterus clavicornis	C	F	

Beide Rodeteiche wurden im Managementplan Niederspree dem LRT 3150 der eutrophen Stillgewässer zugeordnet.

Im **Rodeteich 1** wurden insgesamt bei allen drei Begehungen 12 verschiedene Molluskenarten nachgewiesen. *Stagnicola* sp. konnte aufgrund der Gehäusemerkmale und den teilweise noch geringen Größen wieder nur bis zur Gattung bestimmt werden. Ansonsten waren keine Arten der Roten Liste Sachsens vorhanden. Für die nachgewiesenen Arten konnte keine Beeinträchtigung durch die im März stattgefundene Desinfektionskalkung nachgewiesen werden. Muscheln waren im Gewässer nicht vorhanden.

**Tabelle 80: Mollusken im Rodeteich 1 2012**

Taxon	März	Mai	August
Acroluxus lacustris		D	F
Anisus vortex			C
Gyraulus albus	A	G	D
Gyraulus crista		E	
Hippeutis complanatus		E	B
Lymnaea stagnalis		B	D
Lymnaeidae (sehr klein)			B
Physidae (sehr klein)		A	
Physa fontinalis			B
Physella acuta			E
Planorbis planorbis	D	B	
Planorbarius corneus			A
Planorbidae (sehr klein)		B	C
Radix balthica			C
Stagnicola sp.	A	C	D

Der Rodeteich 1 wies im Jahr 2012 mindestens 8 Libellenarten auf. Dabei handelte es sich um Arten, die bereits im Managementplan Niederspree für dieses Gewässer erwähnt wurden. Die Beobachtungsdaten stammten aus dem Jahr 1999. *Aeshna cyanea*, *Aeshna mixta*, *Erythromma najas*, *Ischnura elegans* und *Lestes sponsa* konnten im Jahr 2012 für den Rodeteich 1 bestätigt werden. Neu nachgewiesen wurden *Brachytron pratense*. *Somatochlora metallica* wurde im Managementplan Niederspree für den Nachbarteich (Rodeteich 6) aufgeführt. Die im Erfassungsbogen des

Managementplans vorhandenen Arten *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum*-Arten und *Enallagma cyathigerum* konnten dagegen 2012 nicht wiedergefunden werden. Das bedeutet jedoch nicht, dass diese Arten nicht mehr im Gewässer vorhanden sind. Aufgrund der geringen Anzahl an Begehungsterminen ist es nicht unwahrscheinlich, dass einige Arten übersehen wurden. Zum anderen konnten die Beprobungen selten zu Zeiten mit günstigen Flugbedingungen für die Libellen durchgeführt werden, weshalb hier nur Larven, die eine ausreichende Größe hatten und Exuvienfunde bestimmt werden konnten.

Zur Voruntersuchung im März konnten noch keine Libellen gefunden werden, was vermutlich daran lag, dass der Teich im Winter trockenlag und erst seit Februar/März wieder bespannt wurde. Die meisten Taxa wurden erst im August nachgewiesen.

**Tabelle 81: Libellen im Rodeteich 1 2012**

Taxon	März	Mai	August
Aeshnidae		H	
Aeshna sp.			A
Aeshna cyanea			D
Aeshna mixta			B
Anax sp.			A
Brachytron pratense			F
Coenagrionidae			D
Erythromma najas			B
Ischnura elegans			C
Somatochlora metallica			D
Lestes sponsa		G	
Libellulidae		H	

Der Rodeteich 1 erwies sich mit insgesamt mindestens 16 verschiedenen Schwimmkäferarten im Vergleich zum Pferdeteich und Mittelteich als relativ artenreich. *Graphoderus* sp. und *Dytiscus* sp. waren wieder nur als Larvenstadien auffindbar. Die meisten Taxa konnten im Mai nachgewiesen werden. *Colymbetes fuscus* und *Laccophilus poecilus* konnten nur zur Voruntersuchung im März gefunden werden. *Laccophilus poecilus* ist in der Roten Liste der Wasserkäfer in Sachsen als gefährdet eingestuft und wurde im März mit einer geringen bis mäßigen Häufigkeit im Gewässer nachgewiesen.

Im Managementplan ist für den Rodeteich 1 nur *Hyphydrus ovatus* als einzige Wasserkäferart erwähnt. Dieses Taxon wurde auch im Jahr 2012 zu allen drei Terminen nachgewiesen.

**Tabelle 82: Schwimmkäfer im Rodeteich 1 2012**

Taxon	März	Mai	August
Agabus undulatus	C	D	A
Agabus sp. (Larve)		E	
Colymbetes fuscus	A		
Dytiscus sp. (Larve)		D	
Graphoderus sp. (Larve)		C	B
Graptodytes pictus		A	
Hyphydrus ovatus	A	E	E
Hyphydrus sp. (Larve)			A
Hygrotus impressopunctatus		A	
Hygrotus inaequalis		A	
Hydroporus sp.		C	
Laccophilus minutus		B	
Laccophilus poecilus	C		
Noterus clavicornis	E	H	C
Noterus crassicornis		D	
Rhantus frontalis		A	
Rhantus suturalis			A
Rhantus sp.		A	

Der **Rodeteich 6** wies 10 verschiedene Molluskenarten auf. Die meisten Taxa wurden im Mai und im August nachgewiesen. Muscheln konnten auch in diesem Gewässer zu keinem Termin gefunden werden. Besonders häufig trat *Anisus vortex* auf. Im März zur Voruntersuchung wurden nur *Planorbis planorbis* und *Stagnicola* sp. gefunden, welche auch zu den beiden nachfolgenden Begehungen wieder nachgewiesen werden konnten.

**Tabelle 83: Mollusken im Rodeteich 6 2012**

Taxon	März	Mai	August
Acroluxus lacustris		A	F
Anisus vortex		C	H
Gyraulus albus		B	A
Gyraulus crista		B	
Gyraulus sp.			B
Lymnaea stagnalis		B	D
Physella acuta			D
Planorbis planorbis	C	E	D
Planorbarius corneus		A	C
Stagnicola sp.	B	D	A

Bei den Libellen konnten im Rodeteich 6 mindestens 7 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Die Arten wurden im August gefunden. Im Managementplan Niederspree wurden für den Rodeteich 6 12 Libellenarten nachgewiesen. Von diesen Arten konnten *Erythromma najas*, *Lestes sponsa* und *Ischnura elegans* sowie *Somatochlora metallica* bestätigt werden. *Aeshna yanea* und *Aeshna mixta* konnten 2012 nur für den Nachbarsteich Rodeteich 1 nachgewiesen werden. *Sympetrum*-Arten und *Orthetrum cancellatum* wurden 2012 auch im Rodeteich 6 nicht gefunden.

**Tabelle 84: Libellen im Rodeteich 6 2012**

Taxon	März	Mai	August
Aeshnidae		D	D
Aeshna sp.			C
Aeshna grandis			A
Brachytron pratense			C
Coenagrionidae			F
Erythromma najas			G
Ischnura elegans			A
Sympecma fusca / paedisca			A
Somatochlora metallica			A
Lestes sponsa		G	
Libellulidae		H	

**Tabelle 85: Schwimmkäfer im Rodeteich 6 2012**

Taxon	März	Mai	August
Agabus undulatus	B	A	
Agabus sp. (Larve)		E	
Colymbetes fuscus		B	
Colymbetes sp. (Larve)		E	
Cybister lateralimarginalis		A	
Dytiscus sp. (Larve)		C	
Graphoderus sp. (Larve)		D	
Hydaticus sp. (Larve)		A	
Hydroporinae (Larve)		A	
Hyphydrus sp. (Larve)			A
Hygrotus impressopunctatus	A	D	
Hyphydrus ovatus	B		
Laccophilus minutus			A
Laccophilus poecilus		E	B
Noterus clavicornis		F	B
Rhantus frontalis		A	
Rhantus sp.	A	B	

Im Rodeteich 6 traten 2012 mindestens 14 verschiedene Schwimmkäferarten auf. Die meisten davon wurden im Mai nachgewiesen. Die in der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestufte Art *Laccophilus poecilus* konnte im Mai und August mit geringer bis mäßiger Häufigkeit im Gewässer gefunden werden. Die in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet eingestufte Art *Cybister lateralimarginalis* (Gelbrandkäfer) wurde im Mai als Einzelfund nachgewiesen. Von *Graphoderus* sp., *Dytiscus* sp. und *Hydaticus* sp. waren nur die Larvenstadien nachweisbar.

Insgesamt wurden in beiden Rodeteichen deutlich mehr Arten nachgewiesen als im Mittelteich und im Pferdeteich. Beide letztgenannten Gewässer wiesen einen wesentlich geringer ausgeprägten Röhrichtgürtel und eine deutlich geringere Besiedlung mit submersen Makrophyten auf, was die unterschiedlichen Artenzahlen mit Sicherheit beeinflusste.

### Kontrollteich ohne Kalkung und ohne Bewirtschaftung

Der **Froschteich** wird über den Peisker Graben von relativ nährstoffarmem Wasser gespeist. Der Teich gehörte vor ein paar Jahren mit zum benachbarten Fraunteich, wurde aber davon abgetrennt, um die im Gewässer vorhandenen Vorkommen des Froschkrauts zu schützen. Seitdem wird das Gewässer nicht bewirtschaftet. Es findet kein Fischbesatz und keine Kalkung statt. Bis zum Jahr 2012 erfolgte auch kein Schilfschnitt, was die Entwicklung einer ausgeprägten Röhricht- und Verlandungszone bedingte. Im Jahr 2012 wurde das Röhricht teilweise geschnitten, um einer Verlandung des Gewässers entgegenzuwirken.

Im Froschteich wurden mindestens 11 Molluskenarten nachgewiesen. Weil hier keine Kalkung stattfand, erfolgten die Beprobungen nur im Mai und August. Die im Mai und August gefundene *Viviparus contectus* wird in der Roten Liste der Wassermollusken Sachsens als stark gefährdet eingestuft. Sie wurde im Mai mit geringer und im August mit mäßiger Häufigkeit nachgewiesen. Die häufigsten Vorkommen zeigten in beiden Monaten *Acroluxus lacustris* und *Anisus vortex*. Für den Fraunteich wurde im Managementplan Niederspree nur *Gyraulus albus* als einziges Taxon der Wassermollusken aufgeführt. Die Erfassungsdaten stammten aus dem Jahr 1999. Diese Art konnte auch im Jahr 2012 für den Froschteich nachgewiesen werden.

**Tabelle 86: Mollusken im Froschteich 2012**

Taxon	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	F	F
<i>Anisus vortex</i>	G	G
<i>Gyraulus albus</i>	C	D
<i>Hippeutis complanatus</i>	C	D
<i>Lymnaea stagnalis</i>		B
<i>Planorbarius corneus</i>	C	C
Planorbidae (sehr klein)		A
<i>Radix balthica</i>	C	E
<i>Radix</i> sp. (Juvenil)		C
<i>Stagnicola</i> sp.	D	E
<i>Viviparus contectus</i>	C	D
<i>Musculium lacustre</i>		A
<i>Pisidium</i> sp.	B	

Der Froschteich wies 2012 mindestens 10 verschiedene Libellenarten auf. Die Vertreter der Familie Coenagrionidae waren oft nur als junge Larvenstadien zu finden, weshalb hier keine nähere Bestimmung erfolgen konnte. Etwas häufigere Vorkommen zeigten *Brachytron pratense* und *Erythromma najas*.

**Tabelle 87: Schwimmkäfer im Froschteich 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	F	E
Aeshna sp.		D
Aeshna grandis		B
Brachytron pratense	C	F
Coenagrionidae	E	H
Coenagrion sp.		H
Coenagrion puella / pulchellum	B	
Enallagma cyathigerum	A	
Erythromma najas	E	E
Ischnura elegans	D	A
Lestes sponsa	B	A
Libellula quadrimaculata	A	A
Libellulidae	F	C
Somatochlora metallica	A	
Sympettrinae vulgatum / striolatum	A	

Im Froschteich leben mindestens 10 verschiedene Schwimmkäferarten. *Laccophilus poecilus* konnte als in Sachsen gefährdet eingestufte Art im August mit geringer Häufigkeit nachgewiesen werden. Dieses Taxon wurde bereits im Managementplan Niederspree im Fraunteich gefunden. *Rhantus notaticollis* wurde in der Roten Liste der Wasserkäfer Sachsens als potenziell gefährdet eingestuft. Die Art konnte im August im Froschteich als Einzelexemplar gefunden werden. Etwas häufiger traten *Ilybius fenestratus* und *Noterus clavicornis* auf. Die letztgenannte Art trat auch schon 1999 im Fraunteich auf.

**Tabelle 88: Libellen im Froschteich 2012**

Taxon	Mai	August
Graphoderus sp. (Larve)	A	
Graphoderus cinereus		A
Hyphydrus ovatus	A	C
Hygrotus impressopunctatus		A
Ilybius fenestratus	C	D
Laccophilus poecilus		B
Noterus clavicornis		D
Porhydrus lineatus	A	
Rhantus frontalis		A
Rhantus suturalis		C
Rhantus notaticollis		A

### Teiche mit Kalkung zur Wasserkonditionierung

Der **Delinkateich** wies teilweise einen gut ausgebildeten Röhrichtgürtel auf. Im Delinkateich wurden 13 verschiedene Molluskenarten nachgewiesen. An Muscheln traten Pisidien und *Musculium lacustre* auf. Die häufigsten Arten waren *Anisus vortex* und *Hippeutis complanatus*. Auch *Planorbarius corneus* und die in der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestufte *Viviparus contectus* wurden zu allen drei Terminen häufiger nachgewiesen.

**Tabelle 89: Mollusken im Delinkateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Acroluxus lacustris		E	E
Anisus vortex		F	H
Gyraulus albus	A	B	A
Hippeutis complanatus		F	F
Lymnaea stagnalis	F	D	A
Lymnaeidae (sehr klein)		A	
Physidae (sehr klein)	B		C
Physa fontinalis		E	C
Planorbarius corneus	G	E	E
Planorbidae (sehr klein)			B
Radix auricularia	D		
Radix balthica	A		
Stagnicola sp.	A	A	D
Viviparus contectus	F	C	D
Musculium lacustre	C		
Pisidium sp.	D		

Der Delinkateich wies mindestens 6 verschiedene Libellenlarven auf. *Somatochlora flavomaculatum* wird in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet und *Aeshna isosceles* als gefährdet eingestuft.

**Tabelle 90: Libellen im Delinkateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae		A	
Aeshna sp.			A
Aeshna cyanea			B
Aeshna isosceles	A		
Coenagrion puella / pulchellum		B	C
Coenagrionidae	C	E	G
Erythromma najas	F	C	C
Ischnura elegans	C	C	E
Somatochlora flavomaculata			E

Im Delinkateich kamen mindestens 11 verschiedene Schwimmkäferarten vor. Im April zur Voruntersuchung konnten noch keine Schwimmkäfer nachgewiesen werden. Die Taxa *Hydaticus transversalis* und *Laccophilus poecilus* werden in Sachsen als gefährdet eingestuft.

**Tabelle 91: Schwimmkäfer im Delinkateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Colymbetes sp. (Larve)		A	
Dytiscus sp. (Larve)		A	
Graphoderus sp. (Larve)		C	B
Hyphydrus ovatus		H	F
Hyphydrus sp. (Larve)			D
Hygrotus impressopunctatus		A	
Hydaticus transversalis		A	
Hydroporus sp.			B
Ilybius fenestratus		B	D
Laccophilus poecilus		A	
Noterus clavicornis	A	H	B
Noterus crassicornis	A	C	

Im **Raklitzateich** wurden bei den drei Begehungen 2012 13 verschiedene Molluskenarten nachgewiesen. *Viviparus contectus* war als in Sachsen als stark gefährdet eingestufte Art an allen drei Terminen mit mäßiger Häufigkeit zu finden. Als häufigste Arten traten *Anisus vortex* und *Planorbis planorbis* auf, die im August im Gewässer massenhaft auftraten. Ebenfalls relativ häufig waren *Planorbarius corneus* und *Hippeutis complanatus*.

**Tabelle 92: Mollusken im Raklitzateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Acroluxus lacustris	C	E	F
Anisus vortex	B	F	H
Gyraulus albus	B	C	C
Hippeutis complanatus		G	F
Lymnaea stagnalis	A	F	F
Physa fontinalis		A	D
Planorbarius corneus	C	E	G
Planorbis planorbis	A	C	H
Radix balthica	A		E
Stagnicola sp.	D	E	G
Viviparus contectus	C	E	E
Musculium lacustre		A	E
Pisidium sp.			C

Der Raklitzateich wies mindestens 9 verschiedene Libellenarten auf. Viele Tiere der Coenagrioniden und Aeshniden konnten nur in jungen Larvenstadien nachgewiesen werden, weshalb hier keine nähere Bestimmung möglich war. Die im August nachgewiesene *Somatochlora flavomaculatum* wird in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet eingestuft. Die größte Artenvielfalt trat im August auf.

**Tabelle 93: Libellen im Raklitzateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae		D	
Aeshna sp. (nicht ausgewachsen)			C
Aeshna cyanea			B
Brachytron pratense			C
Coenagrion puella / pulchellum	D		
Coenagrionidae	F	E	G
Cordulia aena			D
Erythromma najas	F	A	
Ischnura elegans	D	B	
Libellula quadrimaculata			A
Lestes sponsa		C	
Somatochlora flavomaculata			E

Im Raklitzateich wurden 2012 mindestens 10 verschiedene Schwimmkäferarten nachgewiesen. Von den Gattungen *Dytiscus* sp. und *Agabus* sp. konnten nur die Larvenstadien gefunden werden. Die Artenvielfalt im Mai und August war deutlich größer als im April.

**Tabelle 94: Schwimmkäfer im Raklitzateich 2012**

Taxon	April	Mai	August
Agabus sp. (Larve)		D	
Colymbetes sp. (Larve)		B	
Dytiscus sp. (Larve)		E	
Graphoderus cinereus			A
Graphoderus sp. (Larve)		D	
Hyphydrus ovatus		F	G
Hyphydrus sp. (Larve)			E
Hydaticus seminiger			C
Hydaticus sp. (Larve)		D	
Hydroporus sp.		A	
Noterus clavicornis	D	G	D
Noterus crassicornis	C	G	E
Rhantus suturalis			A

Im **Ochsenteich 1** wurden an beiden Probenahmeterminen insgesamt 13 Molluskenarten nachgewiesen. Die größten Häufigkeiten entwickelte *Anisus vortex*, die im August massenhaft auftrat. Ebenfalls sehr häufig kam im August *Planorbis planorbis* vor. Die in Sachsen als stark gefährdet eingestufte *Viviparus contectus* war an beiden Terminen mit geringer bis mäßiger Häufigkeit zu finden. Die größte Artenvielfalt wies das Gewässer bei den Proben im August auf.

**Tabelle 95: Mollusken im Ochsesteich 1 2012**

Taxon	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	C	A
<i>Anisus vortex</i>	F	H
<i>Gyraulus albus</i>	A	F
<i>Gyraulus</i> sp.		D
<i>Hippeutis complanatus</i>	E	D
<i>Lymnaea stagnalis</i>	D	D
<i>Planorbarius corneus</i>	A	F
<i>Planorbis planorbis</i>	F	G
Planorbidae (sehr klein)		D
<i>Radix auricularia</i>		A
<i>Radix balthica</i>		E
<i>Radix</i> sp.	A	B
<i>Stagnicola</i> sp.	D	D
<i>Viviparus contectus</i>	C	C
<i>Musculium lacustre</i>	E	E

Im Ochsesteich 1 traten mindestens 7 verschiedene Libellenlarven auf. Einige Tiere konnten nur in noch jüngeren Larvenstadien nachgewiesen werden, weshalb hier keine sichere Bestimmung einer Gattung oder Art möglich war.

**Tabelle 96: Libellen im Ochsesteich 1 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	F	B
<i>Aeshna</i> sp. (nicht ausgewachsen)		B
<i>Aeshna cyanea</i>		B
Coenagrionidae		F
<i>Erythromma najas</i>		C
Libellulidae (sehr klein)	D	C
<i>Lestes sponsa</i>	F	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	A	B
<i>Sympecma fusca/paedisca</i>		A
<i>Sympetrum vulgatum / sanguinea</i>		C

Der Ochsesteich 1 wies mindestens 13 Schwimmkäferarten auf. *Laccophilus poecilus* wird in der Roten Liste Sachsen als gefährdet eingestuft. Von *Dytiscus* sp., *Colymbetes* sp. und *Agabus* sp. konnten nur die Larvenstadien gefunden werden. Die größten Häufigkeiten wiesen *Noterus clavicornis* und *Noterus crassicornis* auf.

**Tabelle 97: Schwimmkäfer im Ochsesteich 1 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus sp. (Larve)	C	
Colymbetes sp. (Larve)	F	
Dytiscus sp. (Larve)	C	
Graphoderus cinereus		B
Graphoderus sp. (Larve)	E	B
Hyphodrus ovatus		D
Hydroporus sp.	B	
Laccophilus minutus	A	
Laccophilus poecilus		D
Ilybius sp.	C	
Noterus clavicornis	E	G
Noterus crassicornis	D	F
Rhantus sp. (Larve)	C	
Rhantus frontalis	C	
Rhantus suturalis	A	

Im **Ochsesteich 2** wurden 2012 mindestens 13 verschiedene Arten der Mollusken nachgewiesen. Am häufigsten waren Pisidien und *Anisus vortex*, welche jeweils im August massenhaft auftraten. Ebenfalls häufiger kamen *Hippeutis complanatus* und *Musculium lacustre* vor. Die in Sachsen als stark gefährdet eingestufte Art *Viviparus contectus* trat nur vereinzelt auf.

**Tabelle 98: Mollusken im Ochsesteich 2 2012**

Taxon	Mai	August
Acroluxus lacustris		B
Anisus vortex	E	H
Gyraulus albus		A
Hippeutis complanatus	F	E
Lymnaea stagnalis	D	
Physidae (sehr klein)		C
Planorbarius corneus	C	E
Planorbis planorbis	E	F
Radix ovata		A
Stagnicola sp.	D	D
Viviparus contectus	A	B
Musculium lacustre	E	E
Pisidium sp.	D	H

Im Ochsesteich 2 wurden mindestens 7 verschiedene Libellenlarven nachgewiesen. Die im August massenhaft auftretenden Coenagrioniden konnten als Larvenstadium nicht näher bestimmt werden. Im Mai trat *Lestes sponsa* relativ häufig auf.

**Tabelle 99: Libellen im Ochsensteich 2 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	C	A
Aeshna sp. (nicht ausgewachsen)		B
Aeshna cyanea		C
Brachytron pratense		A
Chalcolestes viridis	D	
Coenagrionidae		H
Erythromma najas		A
Libellulidae (sehr klein)	E	
Lestes sponsa	F	
Sympetrum vulgatum / sanguinea		D

Im Ochsensteich 2 kamen mindestens 14 verschiedene Schwimmkäferarten vor. Die im Mai als Einzelexemplar gefundene Art *Hygrotus decoratus* und die etwas häufigere Art *Laccophilus poecilus* sind in Sachsen als gefährdet eingestuft.

**Tabelle 100: Schwimmkäfer im Ochsensteich 2 2012**

Taxon	Mai	August
Acilius sp. (Larve)	A	
Agabus sp. (Larve)	C	A
Agabus undulatus	B	
Colymbetes sp. (Larve)		C
Dytiscus sp. (Larve)	C	
Graphoderus cinereus	B	
Graphoderus sp. (Larve)	E	B
Hydaticus sp. (Larve)	A	
Hygrotus decoratus	A	
Hyphydrus sp. (Larve)		C
Hyphydrus ovatus	D	C
Laccophilus poecilus	D	
Ilybius fuliginosus	B	
Ilybius sp.	A	
Noterus clavicornis	A	D
Noterus crassicornis		A
Rhantus suturalis	A	

### 3.4.15 Auswertung der Erfassung Wirbellosenfauna im TG Niederspree/Hammerstadt 2012

**Tabelle 101: Gesamtartenanzahl der untersuchten Gruppen der Wirbellosen 2012**

Gruppe	Mi	Pf	Ro1	Ro6	De	Ra	O 1	O2	F
Wassermollusken	10	7	12	10	13	13	13	13	11
Libellen	5	6	9	8	6	9	7	7	10
Schwimmkäfer	7	9	16	14	11	10	13	14	10

Mi = Mittelteich, Pf = Pferdeteich, Ro1 = Rodeteich 1, Ro6 = Rodeteich 6, O1 = Ochsentech 1, O2 = Ochsentech 2, F = Froschteich

In den Artenzahlen und der Artenzusammensetzung konnten bei den Untersuchungen im Teichgebiet Hammerstadt und Niederspree 2012 keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teichgruppen mit Desinfektionskalkung und mit Kalkung zur Wasserkonditionierung festgestellt werden, die auf die unterschiedlichen Kalkmengen zurückgeführt werden könnten.

Bei den Artenzahlen der Mollusken konnten zwischen den beiden Teichgruppen mit einer Kalkung keine klaren Unterschiede festgestellt werden. Im Froschteich wurden etwas weniger Molluskenarten nachgewiesen, was hier möglicherweise auch auf die Unterschiede in der Wasserqualität zurückgeführt werden kann. Der Froschteich wird durch nährstoffärmeres und eisenhydroxidhaltiges Wasser mit etwas niedrigeren pH-Werten aus dem Peisker Graben gespeist.

**Tabelle 102: Gesamtartenlisten der Mollusken im TG Niederspree und TG Hammerstadt (Mai/August 2012)**

Taxon	Teichgruppe mit Desinfektionskalkung	Teichgruppe mit Wasserkonditionierung	Kontrolle
Acroluxus lacustris	X	X	X
Anisus vortex	X	X	X
Gyraulus albus	X	X	X
Gyraulus crista	X		
Gyraulus sp.	X	X	
Hippeutis complanatus	X	X	X
Lymnaea stagnalis	X	X	X
Physa fontinalis	X	X	
Physella acuta	X		
Planorbarius corneus	X	X	X
Planorbis planorbis	X		
Radix auricularia	X	X	
Radix balthica	X	X	X
Radix ovata		X	
Stagnicola sp.	X	X	X
Viviparus contectus		X	X
Musculium lacustre		X	X
Pisidium sp.		X	X
<b>Artenzahl Mollusken</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>11</b>

Die Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten war in allen Teichen eher gering. Insgesamt fanden pro Jahr nur drei Begehungen statt, welche aus zeitlichen Gründen oft nicht bei günstigen Flugwetterbedingungen für die Libellen durchgeführt werden konnten. Aus diesem Grund musste in erster Linie auf die Bestimmung größerer Larvenstadien und gefundener Exuvien zurückgegriffen werden. Eine nähere Bestimmung kleinerer Larvenstadien ist anhand der heute vorhandenen Schlüssel nicht möglich. Bei dem nur eingeschränkten Untersuchungsprogramm und der Tatsache, dass die Tiere im Gewässer sehr inhomogen verteilt sind, ist es gut möglich, dass Arten übersehen wurden. Zum anderen handelte

es sich bei den meisten Teichen um Gewässer, die im Winter vor der Untersuchung trockenlagen. Auch das schränkt die Artendiversität erheblich ein.

Zwischen den Teichgruppen konnten keine deutlichen Unterschiede in den Artenzahlen und der Artenzusammensetzung festgestellt werden, die auf die Kalkung zurückgeführt werden könnten.

**Tabelle 103: Gesamtartenlisten Libellen im TG Niederspree und TG Hammerstadt (Mai/August 2012)**

<b>Taxon</b>	<b>Teichgruppe mit Desinfektionskalkung</b>	<b>Teichgruppe mit Wasserkonditionierung</b>	<b>Kontrolle</b>
<b>Odonata</b>			
Aeshna cyanea	X	X	
Aeshna grandis	X		X
Aeshna isosceles		X	
Aeshna mixta	X		
Anax sp.	X		
Brachytron pratense	X	X	X
Chalcolestes viridis		X	
Coenagrion puella / pulchellum		X	X
Coenagrionidae	X	X	X
Enallagma cyathigerum			X
Erythromma najas	X	X	X
Ischnura elegans	X	X	X
Libellula quadrimaculata		X	
Lestes sponsa	X	X	X
Orthetrum cancellatum	X	X	
Somatochlora flavomaculata		X	
Somatochlora metallica	X		X
Sympecma fusca / paedisca	X	X	
Sympetrum vulgatum / sanguinea		X	
Sympetrinae vulgatum / striolatum			X
<b>Artenzahl Odonata</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>10</b>

Zwischen den beiden Teichgruppen mit Kalkung konnte kein deutlicher Unterschied in der Artenvielfalt festgestellt werden. Auffällig waren die deutlich geringeren Artenzahlen im Froschteich, was wiederum an der anderen Wasserqualität liegen könnte. Weiterhin handelte es sich beim Froschteich um nur ein Gewässer, während sich die anderen Teichgruppen aus jeweils vier Teichen zusammensetzten.

**Tabelle 104: Gesamtartenlisten der Schwimmkäfer ab Mai für die 2012 beprobten Teiche der TG Niederspree und Hammerstadt**

<b>Taxon</b>	<b>Teichgruppe mit Desinfektionskalkung</b>	<b>Teichgruppe mit Wasserkonditionierung</b>	<b>Kontrolle (ohne Kalkung)</b>
<b>Dytiscidae</b>			
Acilius sp. (Larve)		X	
Agabus undulatus	X	X	
Agabus sp. (Larve)	X	X	
Colymbetes fuscus	X		
Colymbetes sp. (Larve)		X	
Cybister lateralimarginalis	X		
Dytiscus sp. (Larve)	X	X	
Graphoderus cinereus		X	X
Graphoderus sp. (Larve)	X	X	X
Graptodytes pictus	X		
Hydaticus sp. (Larve)	X	X	
Hydaticus stagnalis			
Hydaticus seminiger		X	
Hydaticus transversalis		X	
Hydrovatus cuspidatus	X		
Hydroporus sp.	X	X	
Hygrotus decoratus		X	
Hygrotus impressopunctatus	X	X	X
Hygrotus inaequalis	X		
Hyphydrus ovatus	X	X	X
Hyphydrus sp. (Larve)	X	X	
Ilybius fenestratus		X	X
Ilybius fuliginosus.		X	
Ilybius sp.		X	
Laccophilus sp. (Larve)	X		
Laccophilus hyalinus	X		
Laccophilus minutus	X	X	
Laccophilus poecilus	X	X	X
Noterus clavicornis	X	X	
Noterus crassicornis		X	
Porhydrus lineatus			X
Rhantus frontalis	X	X	X
Rhantus notaticollis			X
Rhantus suturalis		X	X
Rhantus sp.	X		
<b>Artenzahl Dytiscidae</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>10</b>

### 3.4.16 Untersuchung der Wirbellosenfauna im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013

#### Teiche mit Desinfektionskalkung

Im **Maaschingteich** wurden 12 Molluskenarten nachgewiesen. Die Gattung *Physella* sp. konnte im Teichgebiet Biehla-Weißig nicht sicher zur Art bestimmt werden. Einige Exemplare wiesen eher Gehusemerkmale von *Physella heterostropha* statt *Physella acuta* auf, von der allerdings in Sachsen bisher noch keine sicheren Nachweise bekannt sind. Nach Auskunft von Frau Schniebs (Senckenberg Naturhistorische Sammlungen Dresden – Museum fur Tierkunde) kann *Physella* bezuglich der Gehusemerkmale eine entsprechend hohe Variabilitat aufweisen, weshalb im Teichgebiet Biehla-Weißig auf eine Artbestimmung verzichtet wurde.

Im Maaschingteich konnte die in Sachsen als stark gefahrdete *Viviparus contectus* im Mai als Einzelexemplar nachgewiesen werden. Die meisten Arten wurden im August gefunden.

**Tabelle 105: Mollusken im Maaschingteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	A		F
<i>Ferrissia wautieri</i>			E
<i>Gyraulus albus</i>		A	D
<i>Gyraulus crista</i>			E
<i>Gyraulus</i> sp.			C
<i>Hippeutis complanatus</i>			F
<i>Lymnaea stagnalis</i>	D	D	B
Lymnaeidae (sehr klein)			A
<i>Physella</i> sp.			E
<i>Planorbarius corneus</i>			A
<i>Radix auricularia</i>	B	A	
<i>Stagnicola</i> sp.	D		
<i>Viviparus contectus</i>		A	

Im Maaschingteich wurden mindestens sechs Libellenarten nachgewiesen. Die groten Vorkommen wies *Erythromma najas* auf, die zu allen drei Terminen hufiger und im August massenhaft auftrat. Die meisten Libellenarten wurden im August gefunden.

**Tabelle 106: Libellen im Maaschingteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae			C
<i>Anax</i> sp.			C
<i>Brachytron pratense</i>	A		A
<i>Coenagrion</i> sp.	A	B	
Coenagrionidae	E	F	H
<i>Erythromma najas</i>	E	D	H
<i>Ischnura elegans</i>		D	D
<i>Somatochlora metallica</i>			E
Libellulidae		A	C

Im Maaschingteich konnten sieben Schwimmkäferarten nachgewiesen werden. Die meisten Arten wurden noch zur Voruntersuchung im April gefunden. Im Mai und August konnten dagegen nur *Ilybius fenestratus* vereinzelt nachgewiesen werden. *Acilius canaliculatus* wurde in der Roten Liste Sachsens als potenziell gefährdet eingestuft.

**Tabelle 107: Schwimmkäfer im Maaschingteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acilius canaliculatus</i>	B		
<i>Acilius sulcatus</i>	A		
<i>Hyphydrus ovatus</i>	D		
<i>Ilybius fenestratus</i>		A	B
<i>Noterus clavicornis</i>	F		
<i>Noterus crassicornis</i>	B		
<i>Rhantus suturalis</i>	C		

Im **Jesorteich** konnten 2013 nur fünf Molluskenarten nachgewiesen werden. Von *Anisus vortex* waren nur vereinzelt leere Schalen vorhanden.

**Tabelle 108: Mollusken im Jesorteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Lymnaea stagnalis</i>		B	
<i>Planorbarius corneus</i>	D	E	B
<i>Planorbis planorbis</i>	E	B	
<i>Radix auricularia</i>		A	
<i>Stagnicola</i> sp.	A		B

Im Jesorteich wurden 2013 mindestens fünf verschiedene Libellenlarven nachgewiesen. Viele der im August massenhaft vorkommenden Coenagrionidae konnten im Larvenstadium nicht bestimmt werden.

**Tabelle 109: Libellen im Jesorteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae			A
<i>Cordulia aena</i>		C	A
Coenagrionidae			H
<i>Erythromma najas</i>	C	D	F
<i>Ischnura elegans</i>	B	D	
<i>Somatochlora metallica</i>			B
<i>Lestes sponsa</i>		A	
Libellulidae		A	A

Der Jesorteich wies mindestens fünf verschiedene Schwimmkäferarten auf. Die Tiere kamen jedoch alle nur mit geringen Häufigkeiten vor. Der in der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestufte *Cybister lateralimarginalis* (Gelbrandkäfer) konnte im August als Einzelfund nachgewiesen werden.

**Tabelle 110: Schwimmkäfer im Jesorteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Agabus undulatus	C		
Agabus sp. (adult)			A
Agabus sp. (Larve)		A	
Acilius sp. (Larve)		D	
Cybister lateralimarginalis			A
Hydroporus sp.	A		

Im **Altteich Biehla** wurden 2013 11 verschiedene Molluskenarten nachgewiesen. *Segmentina nitida* ist in der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestuft und konnte nur bei der Voruntersuchung im April im Altteich Biehla nachgewiesen werden.

**Tabelle 111: Mollusken im Altteich Biehla 2013**

Taxon	April	Mai	August
Acroluxus lacustris	C	D	
Ferrissia wautieri		C	
Gyraulus albus		D	
Gyraulus crista	C	A	
Gyraulus sp.	F	C	C
Hippeutis complanatus	E	F	A
Physella sp.	C	E	C
Planorbis planorbis	A	A	E
Segmentina nitida	E		
Stagnicola sp.			C
Musculium lacustre		E	C

Der Altteich Biehla wies mindestens fünf verschiedene Libellenarten auf. Die im August massenhaft auftretenden Coenagrioniden konnten größtenteils nicht näher bestimmt werden. Die häufigsten Vorkommen wiesen *Erythromma najas* und *Ischnura elegans* auf.

**Tabelle 112: Libellen im Altteich Biehla 2013**

Taxon	April	Mai	August
Coenagrionidae	D	F	H
Enallagma cyathigerum	A	B	
Erythromma najas	D	F	D
Ischnura elegans	B	F	E
Somatochlora metallica	B		
Libellulidae		E	D

Im Altteich Biehla wurden 11 verschiedene Schwimmkäferarten nachgewiesen, die meisten im August. Bei der Voruntersuchung im April wurde dagegen nur das Larvenstadium von *Agabus* sp. und *Hyphydrus ovatus* vereinzelt nachgewiesen.

**Tabelle 113: Schwimmkäfer im Altteich Biehla 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acilius canaliculatus</i>			A
<i>Agabus</i> sp. (Larve)	C		
<i>Colymbetes fuscus</i>		A	A
<i>Graphoderus</i> sp. (Larve)			C
<i>Graphoderus cinereus</i>			A
<i>Hyphydrus ovatus</i>	A	B	E
<i>Hyphydrus</i> sp. (Larve)		A	
<i>Ilybius ater</i>			A
<i>Ilybius fenestratus</i>		A	F
<i>Noterus clavicornis</i>			A
<i>Noterus crassicornis</i>			A
<i>Rhantus frontalis</i>			A
<i>Rhantus suturalis</i>			A

Im **Dammteich** kamen 2013 mindestens 10 Molluskenarten vor. Die meisten Arten wurden im August nachgewiesen.

**Tabelle 114: Mollusken im Dammteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>			F
<i>Ferrissia wautieri</i>			H
<i>Gyraulus albus</i>	A		A
<i>Gyraulus crista</i>			E
<i>Gyraulus</i> sp.	G		E
<i>Hippeutis complanatus</i>			G
<i>Lymnaea stagnalis</i>	C	A	D
Lymnaeidae (sehr klein)			A
<i>Physella</i> sp.	H	G	H
<i>Planorbarius corneus</i>			E
<i>Stagnicola</i> sp.	A		A

Im Dammteich konnten mindestens acht Libellenlarven nachgewiesen werden. Die größten Häufigkeiten wies *Erythromma najas* auf, die im August massenhaft auftrat. Ebenfalls sehr häufig kam *Ischnura elegans* vor.

**Tabelle 115: Libellen im Damnteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae		A	
Anax sp.			A
Chalcolestes viridis		B	
Brachytron pratense			A
Coenagrionidae	D	F	H
Enallagma cyathigerum		B	
Erythromma najas	A	F	H
Ischnura elegans	A	H	E
Somatochlora metallica		A	E
Orthetrum cancellatum			A
Libellulidae		G	C

Im Damnteich wurden mindestens 12 verschiedene Schwimmkäferarten nachgewiesen. Die in Sachsen als potenziell gefährdet geltende Art *Cybister lateralimarginalis* trat im August vereinzelt auf. Die Häufigkeiten der meisten vorgefundenen Arten waren eher gering. Eine Ausnahme bildete hier das Taxon *Ilybius fenestratus*, was im Mai und im August relativ große Individuenzahlen aufwies.

**Tabelle 116: Schwimmkäfer im Damnteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Acilius sp. (Larve)		A	
Agabus undulatus	A		
Colymbetes fuscus		A	
Cybister lateralimarginalis			A
Graphoderus sp. (Larve)		C	
Graphoderus cinereus			B
Hyphydrus ovatus		B	D
Hyphydrus sp. (Larve)		C	
Hydroporus sp.	D	D	A
Ilybius fuliginosus		A	
Ilybius fenestratus		F	G
Laccophilus hyalinus		B	
Noterus clavicornis		C	
Noterus crassicornis	A		

### Teiche mit Kalkung zur Wasserkonditionierung (Kalkmergel)

Der **Große Baselteich** wies mindestens 12 Molluskenarten auf. Die häufigsten Vorkommen zeigten *Acroluxus lacustris* und *Ferrissia wautieri*, die beide im August massenhaft auftraten. Ebenfalls häufiger war *Hippeutis complanatus*.

**Tabelle 117: Mollusken im Großen Baselteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	E	G	H
<i>Ferrissia wautieri</i>	A	D	H
<i>Gyraulus albus</i>	A	D	C
<i>Gyraulus crista</i>			A
<i>Hippeutis complanatus</i>	D	F	F
<i>Lymnaea stagnalis</i>	A		C
<i>Physella</i> sp.	C	C	F
<i>Planorbis planorbis</i>		D	A
<i>Planorbarius corneus</i>			A
Planorbidae (sehr klein)			
<i>Radix auricularia</i>		A	
<i>Stagnicola</i> sp.		A	C
<i>Musculium lacustre</i>	A	D	

Der Große Baselteich wies mindestens 9 verschiedene Libellenarten auf. Die im August massenhaft auftretenden Coenagrioniden kamen als nicht zur Art bestimmbare Larvenstadien vor.

**Tabelle 118: Libellen im Großen Baselteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae		C	A
<i>Anax</i> sp.			A
<i>Brachytron pratense</i>		A	B
<i>Cordulia aena</i>			A
Coenagrionidae	F	F	H
<i>Erythromma najas</i>	C	E	
<i>Ischnura elegans</i>	D	E	
<i>Lestes sponsa</i>		B	
<i>Orthetrum cancellatum</i>		A	
<i>Somatochlora metallica</i>		A	C
<i>Somatochlora</i> sp. (sehr klein)			B
Libellulidae		C	C

Der Große Baselteich weist mindestens 6 verschiedene Schwimmkäferarten auf. Die Taxa kamen größtenteils nur mit geringen Häufigkeiten oder als Einzelfunde vor.

**Tabelle 119: Schwimmkäfer im Großen Baselsee 2013**

Taxon	April	Mai	August
Colymbetinae (Larve) (sehr klein)		A	
Graptodytes pictus	A		
Hyphydrus ovatus		A	
Hyphydrus sp. (Larve)		A	
Hydroporus sp.	C		
Noterus clavicornis		D	B
Noterus crassicornis	A	A	B

Im **Mittelteich Weißig** wurden mindestens 12 verschiedene Mollusken nachgewiesen. Am häufigsten waren *Acroloxus lacustris*, *Ferrissia wautieri* und *Hippeutis complanatus*, welche mit einer mäßigen Häufigkeit auftraten.

**Tabelle 120: Mollusken im Mittelteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
Acroloxus lacustris	D	E	B
Ferrissia wautieri	A	B	F
Gyraulus albus			
Gyraulus crista	C	C	
Gyraulus sp.	D	B	
Hippeutis complanatus	C	F	
Lymnaea stagnalis	C		C
Physella sp.		D	
Planorbis planorbis		A	
Planorbarius corneus		B	B
Radix sp.	B		
Radix auricularia		B	B
Stagnicola sp.	B	D	

Im Mittelteich Weißig kamen mindestens 7 verschiedene Libellenlarven vor. Kleinere Larvenstadien konnten nicht näher bestimmt werden.

**Tabelle 121: Libellen im Mittelteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae		D	
Coenagrionidae	D	D	E
Enallagma cyathigerum			A
Erythromma najas		B	C
Ischnura elegans	B	D	
Orthetrum cancellatum		D	C
Libellula quadrimaculata			C
Libellulidae		B	E

Im Mittelteich Weißig kamen mindestens 10 verschiedene Schwimmkäferarten vor. Im April trat die FFH-Art *Graphoderus bilineatus* als Einzelfund im Gewässer auf. Diese Art wird in der Literatur als empfindlich gegenüber Eutrophierung und typisch für Teiche mit einem ausgeprägten Röhrichtzone beschrieben. Das Taxon wird in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet eingestuft. Weil es sich bei diesem Fund nur um ein Einzelexemplar handelte, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob das Tier tatsächlich dauerhaft im Mittelteich lebt oder nur von benachbarten Wasserflächen eingeflogen war. Als weitere in Sachsen gefährdete Art wurde *Hygrotus decoratus* gefunden. *Cybister lateralmarginalis*, dessen Larvenstadium im Mai nachgewiesen wurde, gilt als potenziell gefährdet.

**Tabelle 122: Schwimmkäfer im Mittelteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Agabus undulatus</i>	A		
<i>Cybister lateralmarginalis</i> (Larve)		C	
<i>Dytiscus</i> sp. (Larve)		C	
<i>Graphoderus</i> sp. (Larve)		A	
<i>Graphoderus cinereus</i>		B	
<i>Graphoderus bilineatus</i>	A		
<i>Hyphydrus ovatus</i>			B
<i>Hygrotus decoratus</i>		A	
<i>Ilybius fenestratus</i>		C	B
<i>Laccophilus minutus</i>			A
<i>Noterus clavicornis</i>	B	D	C
<i>Noterus crassicornis</i>		A	B

Der **Neuteich Weißig** wies mindestens 17 Molluskenarten auf. Die größten Häufigkeiten bildeten *Physella* sp., *Acroluxus lacustris*, *Ferrissia wautieri*, *Gyraulus* sp. und *Hippeutis complanatus* aus, die im August alle ein massenhaftes Vorkommen aufwiesen. *Physella* sp. trat zu jedem der drei Termine im Gewässer massenhaft auf. Ebenfalls sehr häufig war *Musculium lacustre*, die im Mai ein Massenvorkommen zeigte. Die Muschel *Sphaerium ovale* und die Schnecke *Viviparus contectus* gelten in Sachsen als stark gefährdete Arten. Die Artenvielfalt der Mollusken war zu allen drei Terminen relativ hoch.

**Tabelle 123: Mollusken im Neuteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	G	G	H
<i>Ferrissia wautieri</i>			A
<i>Gyraulus albus</i>	E	F	G
<i>Gyraulus crista</i>			F
<i>Gyraulus</i> sp.	G	C	H
<i>Hippeutis complanatus</i>	F	H	H
<i>Lymnaea stagnalis</i>		E	E
Lymnaeidae (sehr klein)	C		
<i>Physella</i> sp.	H	H	H
<i>Planorbis planorbis</i>	D	D	C
<i>Planorbarius corneus</i>	D	D	F
<i>Radix</i> sp.	C	B	D
<i>Radix auricularia</i>		F	G

Taxon	April	Mai	August
Radix balthica			B
Stagnicola sp.	D		B
Viviparus contectus	A	C	C
Musculium lacustre	A	H	E
Pisidium sp.		D	C
Sphaeridae			D
Sphaerium sp.	F		
Sphaerium ovale		C	

Im Neuteich Weißig kommen mindestens 7 verschiedene Libellenarten vor. Die meisten Arten konnten im August nachgewiesen werden.

**Tabelle 124: Libellen im Neuteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae			C
Aeshna sp.			C
Brachytron pratense			B
Coenagrionidae	C	C	F
Erythromma najas			C
Ischnura elegans		C	
Orthetrum cancellatum		A	B
Libellulidae		C	F
Somatochlora metallica			A

Der Neuteich Weißig wies mindestens 10 Schwimmkäferarten auf. *Acilius canaliculatus* gilt in Sachsen als potenziell gefährdete Art. Die meisten Arten wurden im Mai nachgewiesen.

**Tabelle 125: Schwimmkäfer im Neuteich Weißig 2013**

Taxon	April	Mai	August
Acilius canaliculatus	B		B
Acilius sp. (Larve)		F	
Agabus sp. (Larve)		A	
Dytiscus sp. (Larve)		A	
Hydaticus seminiger		A	
Hydaticus sp. (Larve)		A	
Hyphydrus ovatus	G	E	G
Hydroporinae sp. (Lv.)	E		E
Ilybius fenestratus		A	
Ilybius sp.		B	
Noterus clavicornis		C	
Noterus crassicornis		D	
Rhantus exoletus		D	

Im **Heikteich** kamen 2013 mindestens 12 Molluskenarten vor. Darunter die als stark gefährdet eingestufte *Segmentina nitida*, die im Mai vereinzelt nachgewiesen wurde. Die größten Häufigkeiten wies *Acroluxus lacustris* mit massenhaftem Auftreten im August auf. Die meisten Arten wurden im Mai und August nachgewiesen.

**Tabelle 126: Mollusken im Heikteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Acroluxus lacustris</i>	E	F	H
<i>Ferrissia wautieri</i>			E
<i>Gyraulus crista</i>		A	A
<i>Hippeutis complanatus</i>		F	E
<i>Lymnaea stagnalis</i>	C	D	D
<i>Physella</i> sp.	F	G	F
<i>Planorbis planorbis</i>		B	
<i>Planorbarius corneus</i>		B	F
<i>Radix auricularia</i>			C
<i>Segmentina nitida</i>		A	
<i>Musculium lacustre</i>	A	F	A
Sphaeriidae	C		

Im Heikteich kommen mindestens 6 Libellenlarven vor. Die meisten Arten konnten im August nachgewiesen werden. Im August traten massenhaft Larven von *Erythromma najas* im Gewässer auf. Ebenfalls massenhaft kamen weitere Coenagrioniden vor, die nicht weiter bestimmt werden konnten. Vermutlich handelte es sich um Vertreter der Gattung *Coenagrion* sp.

**Tabelle 127: Libellen im Heikteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
Aeshnidae			A
<i>Aeshna grandis</i>			A
<i>Anax</i> sp.			A
<i>Brachytron pratense</i>			A
Coenagrionidae	E	D	H
<i>Erythromma najas</i>		A	H
<i>Ischnura elegans</i>	A	E	B
Libellulidae			C

Im Heikteich konnten nur zwei Schwimmkäferarten nachgewiesen werden.

**Tabelle 128: Schwimmkäfer im Heikteich 2013**

Taxon	April	Mai	August
<i>Hyphydrus ovatus</i>	A		E
<i>Noterus clavicornis</i>			A

### 3.4.17 Auswertung der Untersuchung der Wirbellosenfauna im TG Biehla-Weißig 2013

Im MaP „Teichgebiet Biehla-Weißig“ (2006) wurden der Maaschingteich (Ostteil), der Neuteich Weißig, der Altteich und der Heikteich als LRT 3150 (eutrophe Stillgewässer) eingestuft. Der Damnteich wurde als Entwicklungsfläche ausgewiesen. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die 2013 in jedem Teich gefundenen Artenzahlen.

**Tabelle 129: Gesamtartenzahl der untersuchten Gruppen der Wirbellosen 2012**

Gruppe	Ma	Je	AT	Da	GB	MiW	NeW	He
Wassermollusken	12	5	11	10	12	12	17	12
Libellen	6	5	5	8	9	7	7	6
Schwimmkäfer	7	5	11	12	6	10	10	2

Ma = Maaschingteich, Je = Jesorteich, AT = Altteich, Da = Damnteich, GB = Großer Baselteich, MiW = Mittelteich Weißig, NeW = Neuteich Weißig, He = Heikteich

Es konnten bei keiner der untersuchten Gruppen deutliche Unterschiede in der Artendiversität zwischen der Teichgruppe mit Desinfektionskalkung und der Teichgruppe mit Kalkung zur Wasserkonditionierung festgestellt werden, die auf Unterschiede bei der ausgebrachten Kalkmenge zurückgeführt werden könnten.

Im Fall des Maaschingteichs und des Jesorteichs konnten nicht optimale Probenahmestellen ausgewählt werden. Im Maaschingteich war das Betreten des westlichen Ufers mit seinem ausgeprägten Röhrichtgürtel aus Naturschutzgründen nicht gestattet und im Jesorteich brtete im Bereich des etwas ausgeprägteren Rhrichtgrtels ein Schwanenpaar, weshalb die Messstelle auf die andere Uferseite verlegt werden musste.

Die Artenzahlen der Wassermollusken waren in den meisten Teichen auf einem ähnlichen Niveau (10 bis 12 verschiedene Arten). Die mit Abstand niedrigsten Artenzahlen wies hier der Jesorteich auf. Möglicherweise ist diese geringe Artendiversität in den im Vergleich zu den anderen Teichen deutlich geringer ausgeprägten Strukturen des Gewässers begründet. So waren in diesem Teich beispielsweise der Röhrichtgürtel und auch die Flachwasserbereiche an den begehbaren Stellen nicht sehr gut ausgeprägt. Eine weitere mögliche Begründung könnte in der Einleitung von Abwasser in das Gewässer liegen (Auskunft des Bewirtschafters).

Der Neuteich Weißig wies mit 17 Molluskenarten die höchste Artendiversität bezüglich dieser Gruppe auf. Das Gewässer ist durch eine gut strukturierte Uferlinie mit einem sehr ausgeprägten Röhrichtgürtel und ausgeprägten Flachwasserbereichen gekennzeichnet.

**Tabelle 130: Gesamtartenlisten für die Mollusken im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013**

Taxon	Teichgruppe mit Desinfektionskalkung	Teichgruppe mit Wasserkonditionierung
<b>Mollusca</b>		
<i>Acroluxus lacustris</i>	X	X
<i>Ferrissia wautieri</i>	X	X
<i>Gyraulus albus</i>	X	X
<i>Gyraulus crista</i>	X	X
<i>Gyraulus sp.</i>	X	X
<i>Hippeutis complanatus</i>	X	X
<i>Lymnaea stagnalis</i>	X	X
<i>Physella sp.</i>	X	X
<i>Planorbarius corneus</i>	X	X
<i>Planorbis planorbis</i>	X	X
<i>Radix auricularia</i>	X	X

Taxon	Teichgruppe mit Desinfektionskalkung	Teichgruppe mit Wasserkonditionierung
Radix balthica		X
Segmentina nitida	X	X
Stagnicola sp.	X	X
Viviparus contectus	X	X
Musculium lacustre	X	X
Pisidium sp.		X
Sphaerium ovale		X
<b>Artenzahl Mollusken</b>	<b>15</b>	<b>18</b>

Im Jahr 2013 war die Artendiversität der Libellen im TG Biehla-Weißig relativ gering.

Bei den Erhebungen des MaP „Teichgebiet Biehla-Weißig“ wurden damals im Gebiet 25 Libellenarten nachgewiesen. Davon konnten bei den Untersuchungen in diesem Jahr nur 8 Arten bestätigt werden. Die Arten *Brachytron pratense* und *Chalcolestes viridis* wurden dagegen neu nachgewiesen. Eine Ursache für die deutlich geringeren Artenzahlen kann in dem geringen Untersuchungsumfang von nur drei Begehungen im liegen. Ein weiterer Grund der geringen Artenzahlen kann in der winterlichen Trockenlegung der Teiche liegen (siehe auch Auswertung 2012).

Die Artenzahl der Libellen wies zwischen der Teichgruppe mit Desinfektionskalkung und der Teichgruppe mit Kalkung zur Wasserkonditionierung keine Unterschiede auf.

**Tabelle 131: Gesamtartenlisten für die Libellen im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013**

Taxon	Teichgruppe mit Desinfektionskalkung	Teichgruppe mit Wasserkonditionierung
<b>Odonata</b>		
Anax sp.	X	X
Brachytron pratense	X	X
Chalcolestes viridis	X	
Coenagrionidae	X	X
Cordulia aena	X	X
Enallagma cyathigerum	X	X
Erythromma najas	X	X
Ischnura elegans	X	X
Libellula quadrimaculata		X
Lestes sponsa	X	X
Orthetrum cancellatum	X	X
Somatochlora metallica	X	X
<b>Artenzahl Odonata</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

Bei der Artenvielfalt der Schwimmkäfer konnten auch im Jahr 2013 keine relevanten Unterschiede in der Artenzahl und der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Teichgruppen mit Desinfektionskalkung und mit Kalkung zur Wasserkonditionierung festgestellt werden. Bemerkenswert war der Einzelfund von *Graphoderus bilineatus* im Mittelteich. Hier ist allerdings nicht klar, ob das Tier auch aus diesem Gewässer stammt oder etwa von einer benachbarten Wasserfläche eingeflogen ist.

**Tabelle 132: Gesamtartenlisten für die Schwimmkäfer im Teichgebiet Biehla-Weißig 2013**

<b>Taxon</b>	<b>Teichgruppe mit Desinfektionskalkung</b>	<b>Teichgruppe mit Wasserkonditionierung</b>
Acilius canaliculatus	X	X
Acilius sulcatus	X	
Acilius sp. (Larve)	X	
Agabus undulatus	X	X
Agabus sp. (adult)		
Agabus sp. (Larve)		
Colymbetes fuscus	X	
Cybister lateralimarginalis	X	X
Dytiscus sp. (Larve)		X
Graphoderus bilineatus		X
Graphoderus cinereus	X	X
Graphoderus sp. (Larve)	X	X
Graptodytes pictus		X
Hydaticus sp. (Larve)		X
Hydaticus seminiger		X
Hydroporus sp.	X	X
Hygrotus decoratus		
Hyphydrus ovatus	X	X
Hyphydrus sp. (Larve)		X
Ilybius ater	X	
Ilybius fenestratus	X	X
Ilybius fuliginosus.	X	
Ilybius sp.		X
Laccophilus hyalinus	X	
Laccophilus minutus		X
Noterus clavicornis	X	X
Noterus crassicornis	X	X
Rhantus exoletus		X
Rhantus frontalis	X	
Rhantus suturalis	X	
<b>Artenzahl Dytiscidae</b>	<b>16</b>	<b>16</b>

### 3.4.18 Untersuchung der Makrophyten und Teichbodenvegetation im Jahr 2012

#### Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf – Teiche mit 1 t/ha Branntkalkapplikation

Als zu untersuchende Teiche mit KHV-Sanierungskalkung (1 t Branntkalk/ha, Applikation am 27. bzw. 29.03.2012) waren **Pferdeteich, Mittelteich, Rodeteich 1 und Rodeteich 6** der Quolsdorfer bzw. Niederspree-Teichgruppe festgelegt worden. Es sollte ein Ziel-pH-Wert von 11,0 erreicht werden.

Im Verlauf der Untersuchungen wurde festgestellt, dass im Vergleich zur Makrophytenentwicklung der anderen Untersuchungsteiche im Pferdeteich und im Mittelteich eine Besiedlung mit emersen oder submersen Makrophyten kaum nachweisbar war oder bestenfalls sehr zögerlich bzw. uerst spärlich eintrat. So setzte beim **Pferdeteich** (7,45 ha) nur eine extrem minimale punktuelle Besiedlung mit Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*), Großem Nixkraut (*Najas*

*marina*) und Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) ein. Schwimmende Einzelexemplare des Wasserpfeffer-Tännels (*Elatine hydropiper*) wurden möglicherweise aus anderen Teichen eingeschwemmt.

Zur Ausbildung von Vegetationseinheiten („Wasserpflanzengesellschaften“) ist es aufgrund der stets sehr geringen Individuenanzahlen gar nicht gekommen.

**Tabelle 133: Gewässermakrophyten im Pferdeteich**

Termin	10.05.12	13.06.12	10.07.12	12.08.12	20.09.12
<b>Untersuchungs- bereich</b>	Ufer li re				
<b>wissenschaftlicher Artnamen</b>					
Elatine hydropiper	A				
Eleocharis acicularis			C C C	C C B	C C C
Najas marina				C	C
Persicaria amphibia			C	C	C
Potamogeton pectinatus			B	B	B B

li = links des Transekts; re = rechts des Transekts

Ungewöhnlich spärlich entwickelte sich auch die Besiedlung im **Mittelteich**. Hier wiesen trotz großer Teichfläche (12,59 ha) Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia natans*), Berchtold-Laichkraut (*Potamogeton pusillus* agg.) und Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) nur äußerst geringe Deckungswerte auf. Zögerlich setzte auch eine sehr geringe Entwicklung von Nadel-Sumpfbinsie (*Eleocharis acicularis*) ein. Eine Ausbildung bzw. Entwicklung von Vegetationseinheiten („Wasserpflanzengesellschaften“) trat angesichts der stets sehr geringen Individuenanzahlen auch hier nicht ein.

**Tabelle 134: Gewässermakrophyten im Mittelteich**

Termin	10.05.12	13.06.12	10.07.12	12.08.12	20.09.12
<b>Untersuchungs- bereich</b>	Ufer li re				
<b>wissenschaftlicher Artnamen</b>					
Callitriche palustris agg.		A	A	A	A
Elatine hydropiper	A			B	
Eleocharis acicularis				B B B	C C C
Lemna minor		C	C C C		C
Persicaria amphibia		D	D	D	D
Potamogeton pectinatus		F	G G G	F G G	G F G
P. pusillus agg.		D	D D D		D D D

Davon abweichend entwickelten sich die Makrophyten in Rodeteich 1 und Rodeteich 6 zum einen artenreicher, zum anderen in höheren Deckungswerten. Diese Teiche sind flacher als Pferde- und Mittelteich und erlauben daher eine raschere Gewässererwärmung, welches u. a. die etwas höheren Wassertemperaturwerte der Rodeteiche zeigen, die am 19. und 20.03. bei der Voruntersuchung gemessen wurden. Beide Teiche wiesen über Sanden und Kiesen stellenweise stärkere Teichschlammauflagen auf (im Bereich der Röhrichtgürtel teils auch Faulschlamm).

Das Wasser zeichnete sich im **Rodeteich 1** (10,84 ha) nach erfolgter Kalkung zunächst durch eine hohe Transparenz aus. Seit Beginn der Untersuchungen waren in diesem an Makrophyten Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia natans*), Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Vielwurzlige Teichlinse (*Spirodella polyrhiza*) vertreten. Im Laufe des Beobachtungsjahres gesellten sich Großes Nixkraut (*Najas marina*) und Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) hinzu.

Nach Ablassen des Teiches im September entwickelten sich Arten der Teichbodenvegetation des Nanocyperion, insbesondere Braunes Zyperngras (*Cyperus fuscus*). Die Entwicklung der Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*), die auf sandigem Substrat wurzelte, setzte schon im Juli ein.

Bemerkenswert ist das Erscheinen des Großen Nixkrautes (*Najas marina*), einer in Sachsen und auch in der Oberlausitz als „akut vom Aussterben“ bedrohten Art. Die in den Jahren 2012 und 2013 nachgewiesene Präsenz dieser Art auch in weiteren Fischteichen der Oberlausitz könnte möglicherweise die künftige Einstufung ihres Gefährdungsgrades verändern. An Vegetationseinheiten haben sich vor allem das Polygono (Persicario)-Potametum natantis Soó (1927) 1964, die Potamogeton pectinatus-Gesellschaft sowie das Lemno-Spirodeletum W. Koch 1954 herausgebildet. Inwieweit sich die Bestände von *Najas marina* bereits zu einer eigenen Gesellschaft formieren, bedarf der weiteren Beobachtung.

**Tabelle 135: Gewässermakrophyten im Rodeteich 1**

Termin	10.05.12			15.06.12			10.07.12			12.08.12			20.09.12		
Untersuchungs- bereich	Ufer	li	re												
wissenschaftlicher Artnamen															
Callitriche palustris agg.													C	C	C
Cyperus fuscus													K	K	K
Eleocharis acicularis							C	C	C	D	D	D	E	E	E
Lemna minor							C	C	C	E	E	E	K	K	K
Najas marina							D	E	D	F	F	F	F	F	F
Persicaria amphibia	F	F	F	G	G	G	G	H	H	H	H	H	H	H	H
Potamogeton natans	C	C	C	C	D	C	D	D	D	D	D	E	D	E	E
Potamogeton pec- tinatus	E	E	F	F	F	F	F	F	F	G	G	F	G	F	F
Spirodela polyrhiza	C	C	C	C	D	C	C	C	C	D	D	D	D	D	E

Auch im **Rodeteich 6** (4,34 ha) wurde zu Beginn der Untersuchung (10.05.2012) zunächst klares Wasser mit Grundsicht beobachtet. Neben Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia natans*) zeigte sich von Anfang an die Vielwurzlige Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*), der später und zudem selten Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) und Großes Nixkraut (*Najas marina*) folgten. Im Juli war eine starke Entwicklung an fädigen Grünalgenwatten zu beobachten. Das Wasser war sichtlich trüber als im Rodeteich 1. Es traten Verluste an Karpfen auf (einige tote Ex.). Im August erfolgte Schilfschnitt. Stellenweise wurde auch die Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*) notiert.

Neben dem Polygono (Persicario)-Potametum natantis Soó (1927) und der Potamogeton pectinatus-Gesellschaft hat sich nach bereits erfolgtem Ablassen der Teiche ein bereits üppig entwickeltes Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck 1960 entwickelt, welches durch die Kennarten Braunes Zyperngras (*Cyperus fuscus*) und Schlammling (*Limosella aquatica*) vertreten war.

**Tabelle 136: Gewässermakrophyten im Rodeteich 6**

Termin	10.05.12	15.06.12	10.07.12	12.08.12	20.09.12
<b>Untersuchungs- bereich</b>	Ufer li re				
<b>wissenschaftlicher Artnamen</b>					
Cyperus fuscus					H H H
Eleocharis acicularis			C	D D D	D E D
Lemna minor			C	D D D	D D D
Limosella aquatica					C E C
Najas marina			C	C	C D C
Persicaria amphibia	C C C	E F G	G G G	G G G	G G G
Riccia cavernosa					B
Spirodela polyrhiza	B B C	C C D	D E G	D D D	D E E

**Teichgebiet Hammerstadt bei Rietschen – Teiche mit 0,8 t/ha Branntkalkapplikation**

Als zu untersuchende Teiche mit Sanierungskalkung (0,8 t/ha Branntkalk [abgelöscht] Frühjahrskalkung im März bzw. April 2012) waren **Delinkateich, Raklitzteich, Ochseiteich 1 und Ochseiteich 2** festgelegt worden.

Im **Delinkateich** wurde schon seit Mai eine üppige Gewässermakrophytenentwicklung beobachtet. Neben Laichkräutern (*Potamogeton natans*, *P. pectinatus* und *P. pusillus* agg.) traten Röhrichtarten (*Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum*) in Erscheinung, die vereinzelt Schwimmblätter ausbildeten und deshalb hier erfasst wurden. *Myriophyllum spicatum* und später auch *Elodea canadensis* erlangten im Verlauf des Jahres höhere Deckungswerte. *Ceratophyllum demersum* wurde nur vereinzelt registriert. Die Gewässermakrophyten konnten im Delinkateich am 20.09.2012 wegen bereits erfolgtem Ablassen des Teiches und Bearbeitung des Teichbodens in Teilbereichen nicht mehr vollständig erfasst werden. Grundsätzlich zeigte sich aber das noch im August angetroffene Artenspektrum. Allerdings erhöhte sich die Deckung von *Eleocharis acicularis* auf F (Ufer, links und rechts des Transekts). Die Entwicklung von Teichbinsenfluren (Nanocyperion) wurde zu diesem Zeitpunkt (noch) nicht beobachtet.

**Tabelle 137: Gewässermakrophyten im Delinkateich**

Termin	09.05.12	13.06.12	09.07.12	11.08.12
<b>Untersuchungs- bereich</b>	Ufer li re	Ufer li re	Ufer li re	Ufer li re
<b>wissenschaftlicher Artnamen</b>				
Ceratophyllum dem.				D D D
Eleocharis acicularis		E D D	D D D	D D D
Elodea canadensis	B B B	C C C	H H H	G G G
Lemna minor	A A A	A A A	C C C	C C C
Myriophyllum spicatum	A A A	D D D	E E E	G G G
Persicaria amphibia	E C C	E E E	E E E	D D D
Potamogeton natans	D D C	C C C	H H H	E E E
Potamogeton pectinatus	H H H	K K K	H H H	H H H
P. pusillus agg.	D D D	F F F	E E E	D D D
Sagittaria sagittifolia SB	C	F E E	G G G	E E E
Sparganium emers. SB	C C C	C C C	D D D	D D D
Spirodela polyrhiza	A A A	C C C	C C C	C C C

**Tabelle 138: Gewässermakrophyten im Raklitzteich**

Termin	09.05.12			13.06.12			09.07.12			11.08.12			20.09.12		
Untersuchungs- bereich	Ufer	li	re												
wissenschaftlicher Artnamen															
Ceratophyllum dem.	G	A	A	C	C	C	H	G	F	G	G	G	G	H	G
Elodea canadensis								C	C	H	G	H	H	G	H
Lemna minor	A	A	A	A	A	A	E	E	D	D	E	D	D	D	D
Myriophyllum spicatum	E	E	E	F	F	F	H	H	H	H	G	H	G	H	H
Persicaria amphibia	D	E	E	E	E	E	E	E	E	D	D	D	D	D	E
Potamogeton pectina- tus	G	H	H	H	H	H	H	H	H	D	D	D	E	D	D
Pot. pusillus agg.				D	D	D	E	E	E	F	F	E	E	F	E
Sagittaria sagittifolia SB				F	F	F	E	E	E		E				
Sparganium emers. SB	C	C	C	C	B	C	B								
Spirodela polyrhiza	A	A	A	C	C	C	C	C	C	C	C	C	D	C	D

Eine ähnliche Vegetationsentwicklung wie im Delinkateich war auch im Raklitzteich zu beobachten. Insbesondere erlangten *Ceratophyllum demersum*, ab August *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und vorübergehend auch *Potamogeton pectinatus* höhere Deckungswerte. Beigesellt, allerdings mit geringeren Deckungswerten, waren *Lemna minor*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton pusillus* agg. und *Spirodela polyrhiza*. Vorübergehend bildeten *Sagittaria sagittifolia* und *Sparganium emersum* die hier erfassten Schwimmblattformen aus.

An Vegetationseinheiten konnten die *Myriophyllum spicatum*-Gesellschaft, die *Elodea canadensis*-Gesellschaft, die *Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft, das Polygono(Persicario)-Potametum natantis Soó (1927) sowie das Sagittario-Sparganietum emersi Tx. 1953 erfasst werden.

**Tabelle 139: Gewässermakrophyten im Ochseiteich 1**

Termin	09.05.12			13.06.12			09.07.12			11.08.12			20.09.12		
Untersuchungs- bereich	Ufer	li	re												
wissenschaftlicher Artnamen															
Callitriche palustris agg.				C			C			E	D	D	C	C	C
Ceratophyllum dem.				D		C	D		E	E	D	E	E	E	E
Elatine hydropiper	C	C	C	F	F	F	F	F	F	H	H	H	K	K	K
Eleocharis acicularis	E	E	E	E	F	E	F	F	G	G	G	H	H	H	H
Persicaria amphibia	C	C	C	D	D	D	D	C	C	D	D	D	C	C	C
Potamogeton natans	E	D	D	D	E	D	E	E	D	E	E	E	F	E	F
Potamogeton pectina- tus	G	E	E	D	E	E	D	D	E	D	D	D	C	C	C
Pot. pusillus agg.				C			C	C	D	D	D	D	C	C	C
Sagittaria sagittifolia SB				C	C	B	E	C	D	E	D	D	C	C	C
Spirodela polyrhiza	F	C	C	E	E	E	D	D	D	F	D	D	D	D	D
Ranunculus trichoph.													C	C	C

Die Ochsenteiche 1 und 2 dienen neben ihrer Karpfenbewirtschaftung auch als Schwemmteiche für die beiden Wasserbüffel, die sich gern in den Teichen suhlen. Auffällig war im Ochsenteich 1 der hohe Anteil an *Elatine hydropiper*, dessen Bestände schon frühzeitig die Entwicklung von Teichbodengesellschaften des Nanocyperion in Form des Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck 1960 eingeleitet haben. Die Wasserschweber waren nur durch *Spirodela polyrhiza* vertreten. *Lemna minor* fehlte den Beständen. *Callitriche palustris* agg. war mangels reifer Früchte nicht näher sicher bestimmbar. Insgesamt konnten bis auf *Elatine hydropiper* und teils *Eleocharis acicularis* nur geringe Deckungswerte bei den anderen Gewässermakrophyten festgestellt werden.

Noch etwas artenreicher als Ochsenteich 1 trat Ochsenteich 2 mit 11 Arten in Erscheinung. Dieser ist in weiten Teilen von Röhrrieten ausgekleidet. Bemerkenswert ist die Präsenz von *Lemna trisulca* und *Myriophyllum verticillatum*, Arten, die in Fischteichen nur noch recht selten auftreten. Höhere Deckungswerte erreichte insbesondere *Potamogeton natans*, welcher mit *Persicaria amphibia* stellenweise das Polygono(Persicario)-Potametum natantis Soó (1927) entwickeln konnte. Weil der Teich im Beobachtungszeitraum nicht abgelassen wurde, konnte eine sich möglicherweise danach einstellende Teichbodenvegetation nicht erfasst werden.

**Tabelle 140: Gewässermakrophyten im Ochsenteich 2**

Termin	09.05.12	13.06.12	09.07.12	11.08.12	20.09.12
<b>Untersuchungs- bereich</b>	Ufer li re				
<b>wissenschaftlicher Artnamen</b>					
Ceratophyllum dem.			E E E	F F F	E F F
Elatine hydropiper	D D D				
Eleocharis acicularis	E E E	E E G	G E G	G G G	E E E
Lemna trisulca	D D D		E E E	D D D	E E E
Myriophyllum spicatum	C C C		C C C	F F F	F E F
Myriophyllum vertic.				D D	E E E
Nuphar lutea	C C C	C C C	C C C	C C C	C C C
Persicaria amphibia				D D D	D C C
Potamogeton natans	E E E	E D E	E E E	G F F	H H H
Potamogeton pectinatus				F F F	E E
Pot. pusillus agg.		G G G	D D D	C D D	C C C
Ranunculus trichoph.			E E E	E D D	E E D
Sagittaria sagittifolia SB		D D D	C C C	C D C	C C C
Spirodela polyrhiza	F C C		F E E	G E E	F F F

### Teichgebiet Niederspree – Froschteich – Kontrollteich ohne Branntkalkapplikation

Als einziger Vertreter dieser Gruppierung wurde der Froschteich (als Kontrollteich ohne jegliche Kalkung) festgelegt. Er wird direkt vom Peiskergraben gespeist, welcher schwach saures und etwas eisenhydroxidhaltiges Wasser zuführt. Der Froschteich war einst Bestandteil des Frauenteiches. Die Teichwurzel bzw. der Einlaufbereich wurde nach 2000 durch einen Sperrdamm sowie einem Ablassbauwerk vom übrigen Frauenteich abgetrennt und fortan als „Froschteich“ bezeichnet. Diese Maßnahme geschah aus Artenschutzgründen. Die im Einlaufbereich und in oberen Abschnitten des Frauenteiches bekannten Bestände des akut vom Aussterben bedrohten und dem Anhang II der FFH-Richtlinie unterliegenden Froschkrautes (*Luronium natans*) wurden so vom nährstoffreicheren Wasser des mit Karpfen besetzten Frauenteiches, der insbesondere im Sommer zur stärkeren Gewässertrübung neigte, abgetrennt. Als bald stellten sich im Froschteich selbst neben Froschkraut auch andere Arten der Strandlingsgesellschaften ein, u. a. Knollen-Binse (*Juncus bulbosus*) und zeitweise Pillenfarn (*Pilularia globulifera*). Die Froschkrautbestände blieben so erhalten und breiteten sich weiter im Froschteich aus (HANSPACH 2007).

In Sachsen gibt es nach gegenwärtiger Kenntnis existente Vorkommen von *Luronium natans* im Froschkrautteich und Großen Tiefzug im Niederspreer Teichgebiet, Steg- und Mittelteich Stölpchen, Taubenteich in der Sächsischen Schweiz, Oberen und Unteren Tiergartenteich bei Linz, Sergkteich bei Linz und im Kleinen Teich bei Weißig am Raschütz.

**Tabelle 141: Gewässermakrophyten im Froschteich**

Termin	10.05.12	15.06.12	10.07.12	11.08.12	20.09.12
Untersuchungs- bereich	Ufer li re				
wissenschaftlicher Artnamen					
<i>Eleocharis acicularis</i>	B B B	B B C	B B C	B C B	B B C
<i>Hottonia palustris</i>	E	E	E	E	E
<i>Juncus bulbosus</i>	C D D	D E E	D E E	D E D	D E D
<i>Lemna minor</i>	A A A	A A A	A A B	A B A	A A B
<i>Luronium natans</i>	B B B	B B B	B B C	B B C	B B C
<i>Myriophyllum spicatum</i>	C	C	C	B	B
<i>Potamogeton natans</i>	E E E	E E E	E E E	E E E	E E E
<i>Ricciocarpos natans</i>		B	A B	A B B	B C C

Der Froschteich wies durchweg den niedrigsten pH-Wert und die geringsten Leitfähigkeitswerte auf. Der Teichboden des Froschteiches wird durch Sande mit stellenweise nur geringen Auflagen von Teichgyttja (Mudde) bedeckt. Dies spiegelt auch in der Artengarnitur der Gewässermakrophyten wider. So konnten sich neben Froschkraut auch und in teils höheren Deckungswerten (E) Arten mit geringen Reaktionszahlen (ELLENBERG 1992) etablieren, wie Knollen-Binse (*Juncus bulbosus*) und Wasserfeder (*Hottonia palustris*). Allerdings ist das Artenspektrum wie auch in den übrigen Teichen von der Art und der Trophie des Teichbodensubstrats und auch der bisherigen Langzeitnutzung des Teiches abhängig. Die Gesamtartenanzahl ist in derartigen nährstoffarmen Gewässern naturgemäß vergleichsweise gering (vgl. WIEGLEB 1976).

Der Wasserchemismus wurde 2012 nicht beeinflusst, weil kein Kalk verabreicht wurde. Mithin blieb das seit Jahren bekannte Spektrum an Gewässermakrophyten im Froschteich (HANSPACH 2007) grundsätzlich erhalten.

**Tabelle 142: Gesamtübersicht über die Präsenz von Wasserpflanzen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation**

wissenschaftlicher Artname	Teiche mit KHV-Sanierungskalkung 1 t/ha	Teiche mit Sanierungskalkung 0,8 t	Froschteich (Kontrollteich)
<i>Callitriche palustris</i> agg.	x	x	
<i>Ceratophyllum dem.</i>		x	
<i>Cyperus fuscus</i>	x		
<i>Elatine hydropiper</i>	x	x	
<i>Eleocharis acicularis</i>	x	x	x
<i>Elodea canadensis</i>		x	
<i>Hottonia palustris</i>			x
<i>Juncus bulbosus</i>			x
<i>Lemna minor</i>	x	x	x
<i>Lemna trisulca</i>		x	
<i>Limosella aquatica</i>	x		
<i>Luronium natans</i>			x
<i>Myriophyllum spicatum</i>		x	x

wissenschaftlicher Artname	Teiche mit KHV-Sanierungskalkung 1 t/ha	Teiche mit Sanierungskalkung 0,8 t	Froschteich (Kontrollteich)
Myriophyllum vertic.		x	
Najas marina	x		
Nuphar lutea		x	
Persicaria amphibia	x	x	
Potamogeton natans	x	x	x
Potamogeton pectinatus	x	x	
Pot. pusillus agg.	x	x	
Ranunculus trichoph.		x	
Riccia cavernosa	x		
Ricciocarpos natans			x
Sagittaria sagittifolia SB		x	
Sparganium emersum SB		x	
Spirodela polyrhiza	x	x	
<b>Gesamtartenzahl</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>8</b>

### 3.4.19 Untersuchung der Makrophyten und Teichbodenvegetation im Jahr 2013 im Teichgebiet Biehla-Weißig

#### Teiche mit Branntkalkzugabe (1t/ha)

Im **Maaschingteich** (5,6 ha) wurden 2005 *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Persicaria amphibia*, *Spirodela polyrhiza* und *Utricularia australis* erfasst. Große Bereiche waren mit *Oenanthe aquatica* und *Glyceria fluitans* bewachsen (ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007). Sein Osteil wurde als LRT 3150 eingestuft. Diese Arten konnten 2013 bis auf die möglicherweise übersehene *Utricularia australis* bestätigt werden. Allerdings traten mit *Myriophyllum spicatum*, vier *Potamogeton*-Arten und *Sparganium emersum* (Schwimmbattform) weitere Arten hinzu. Insbesondere *Myriophyllum spicatum* trat in der namengebenden Gesellschaft als Vegetationseinheit auf. Auch *Potamogeton pectinatus* bildete eine eigene Vegetationseinheit (*Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft). Insbesondere am Gewässerrand trat markant das Lemno-Spirodeletum W. Koch 1954 in Erscheinung.

**Tabelle 143: Gewässermakrophyten im Maaschingteich**

wissenschaftlicher Artname	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transekts	13.06.2013 rechts des Transekts	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transekts	15.08.2013 rechts des Transekts
<i>Ceratophyllum demersum</i>	D		D	D		D
<i>Lemna minor</i>	G	F	F	G	F	F
<i>Myriophyllum spicatum</i>	G	G	G	G	G	G
<i>Persicaria amphibia</i>	E	D	D	E	D	D
<i>Potamogeton crispus</i>	E			E		
<i>Potamogeton natans</i>	H	H	H	H	H	H
<i>Potamogeton pectinatus</i>	G	G	G	G	G	G
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	E			E		
<i>Sparganium emersum</i> SB		D	D	E	D	D
<i>Spirodela polyrhiza</i>	G	F	F	G	F	F

Der **Altteich** (2,9 ha) wies 2005 noch *Lemna minor*, *Potamogeton crispus*, *Spirodela polyrhiza*, *Utricularia australis* und *Zannichellia palustris* auf und wurde als LRT 3150 eingestuft (ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007). Auch hier trat ein Vegetationswandel ein, indem beide *Ceratophyllum*-Arten und *Potamogeton pusillus* agg. das aktuelle

Vegetationsspektrum markieren, *Utricularia australis* und *Zannichellia palustris* während des Untersuchungszeitraumes nicht beobachtet werden konnten. Insbesondere randlich spielen die *Ceratophylletum demersum*-Gesellschaft und das Lemno-Spirodeletum W. Koch 1954 innerhalb der Vegetationszusammensetzung eine Rolle.

**Tabelle 144: Gewässermakrophyten im Alteich**

wissenschaftlicher Artnamen	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transektiv	13.06.2013 rechts des Transektiv	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transektiv	15.08.2013 rechts des Transektiv
<i>Ceratophyllum demersum</i>	D		D	D		D
<i>Ceratophyllum submersum</i>	G			G		
<i>Lemna minor</i>	G	D	E	G	D	D
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	E	E	E	E	E	E
<i>Spirodela polyrhiza</i>	G	F	F	G	F	F

Der **Dammteich** (0,5 ha) (Entwicklungsfläche gemäß ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007) war 2005 noch nahezu völlig von Schilfröhricht ausgekleidet und wies vereinzelte Vorkommen von *Oenanthe aquatica* und *Rorippa amphibia* auf. Inzwischen hat sich das Artenspektrum erweitert. Hinzu gekommen sind vor allem *Ceratophyllum submersum*, zwei *Potamogeton*-Arten (*P. natans*, *P. pusillus* agg.) und die nur selten im Uferbereich vorgefundene *Utricularia australis*. Flächig stärker vertreten ist das Lemno-Spirodeletum W. Koch 1954.

**Tabelle 145: Gewässermakrophyten im Dammteich**

wissenschaftlicher Artnamen	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transektiv	13.06.2013 rechts des Transektiv	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transektiv	15.08.2013 rechts des Transektiv
<i>Ceratophyllum submersum</i>	E	F	E	E	E	E
<i>Lemna minor</i>	H	H	H	H	H	H
<i>Persicaria amphibia</i>	E	D	D	F	D	E
<i>Potamogeton natans</i>	C	D	C	C	D	D
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	D	E	D	E	E	E
<i>Spirodela polyrhiza</i>	G	H	G	H	H	H
<i>Utricularia australis</i>	C			D		

Der als LRT 3150 eingestufte **Jesorteich** (4,2 ha) war 2005 noch nahezu völlig von Schilfröhricht ausgekleidet und wies vereinzelte Vorkommen von *Oenanthe aquatica* und *Rorippa amphibia* auf (ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007). Insbesondere im Juni 2013 war er in höheren Anteilen mit auf der Wasseroberfläche schwimmenden Grünalgen ausgekleidet, sein Wasser aber nicht stärker getrübt. Zu den bereits 2005 genannten Arten sind indessen weitere hinzu gekommen, insbesondere drei Laichkraut-Arten (*Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* agg.) und *Najas marina*. *Lemna gibba*, in Durchdringungen von *Lemna minor*, toleriert und indiziert Nährstoffanreicherung in Gewässern.

**Tabelle 146: Gewässermakrophyten im Jesorteich**

wissenschaftlicher Artnamen	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transektiv	13.06.2013 rechts des Transektiv	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transektiv	15.08.2013 rechts des Transektiv
Lemna gibba	E	F	E	E	E	E
Lemna minor	F	G	H	H	H	H
Najas marina				G	G	G
Potamogeton crispus	E	D	D	F	D	E
Potamogeton pectinatus	H	H	H	H	H	H
Potamogeton pusillus agg.	K	K	K	K	K	K
Spirodela polyrhiza	G	H	G	H	H	H

**Kontrollteiche (Teiche mit Kalkmergelzugabe 1t/ha)**

Als Kontrollteiche waren Großer Baselteich, Neuteich Weißig, Heikteich und Mittelteich festgelegt worden. Hier erfolgte der Einsatz von **Kalkmergel**.

**Großer Baselteich (6,2 ha)**

Das als Angelteich genutzte Gewässer wies bei beiden Beobachtungsterminen stärker getrübbtes Wasser auf. Insgesamt stellte er sich als sehr arm an Wasserpflanzen dar. Lediglich an einem entlegenen Uferbereich fanden sich sehr selten Arten wie *Elatine hydropiper*, *Hottonia palustris* und *Utricularia australis*, die in Sachsen der Gefährdung unterliegen. Eigene Wasserpflanzengesellschaften bildete keine der Arten.

**Tabelle 147: Gewässermakrophyten im Großen Baselteich**

wissenschaftlicher Artnamen	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transektiv	13.06.2013 rechts des Transektiv	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transektiv	15.08.2013 rechts des Transektiv
Elatine hydropiper				B		
Hottonia palustris				C		
Lemna minor	F	F	E	E	E	E
Lemna trisulca	B			B		
Persicaria amphibia	D			D		
Spirodela polyrhiza	D			E		
Utricularia australis				B		

Als typische Pflanzenarten des als LRT 3150 eingestuften **Neuteichs** (3,3 ha) wurden 2005 *Lemna minor*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton acutifolius*, *P. crispus*, *P. pectinatus* und *Spirodela polyrhiza* erfasst (ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007). Beobachtet wurden 2013 weitere Arten, u. a. wie *Callitriche palustris* agg., *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Ranunculus trichophyllus*. Nicht bestätigt werden konnten, wenn nicht übersehen, *Potamogeton crispus* und *P. pectinatus*. Insbesondere *Eleocharis acicularis* bildet innerhalb der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) das Eleocharitetum acicularis (Baumann 1911) W. Koch 1926 em. Oberd. 1957. In wenigen Exemplaren wurde der in Sachsen stark gefährdete *Potamogeton acutifolius* nachgewiesen, welcher fruktifizierte und damit u.a. anhand des kürzeren Fruchstiels klar vom in Sachsen vom Aussterben bedrohten *P. compressus* abgegrenzt werden konnte. Die wärmeliebende *Najas marina* wurde erst beim zweiten Beobachtungstermin erfasst. Von *Oenanthe aquatica* wurden nur die submersen Formen berücksichtigt.

**Tabelle 148: Gewässermakrophyten im Neuteich**

wissenschaftlicher Artname	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transekts	13.06.2013 rechts des Transekts	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transekts	15.08.2013 rechts des Transekts
<i>Callitriche palustris</i> agg.	H			H		
<i>Eleocharis acicularis</i>	K	H	H	K	H	H
<i>Lemna minor</i>	F	E	E	F	E	E
<i>Myriophyllum spicatum</i>	D	D	E	D	D	D
<i>Najas marina</i>				E	E	E
<i>Oenanthe aquatica</i>	G	F	G	G	G	G
<i>Persicaria amphibia</i>	H	H	G	H	H	H
<i>Potamogeton acutifolius</i>	C			C		
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	H	H	H	H	H	G
<i>Sagittaria sagittifolia</i> SB	C			C		
<i>Spirodela polyrhiza</i>	D			E		

Der als LRT 3150 eingestufte **Heikteich** (6,5 ha) wies 2005 noch *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *Spirodela polyrhiza* und *Zanichellia palustris* auf (ARGE JESTAEDT WILD + PARTNER & YGGDRASIL 2007). Hinzu kommen bei den Erfassungen von 2013 noch insbesondere *Eleocharis acicularis*, *Myriophyllum spicatum* und zwei Laichkrautarten (*Potamogeton pectinatus*, *P. pusillus* agg.). Aufgrund der geringen Individuenanzahl waren keine typisch ausgebildeten Vegetationseinheiten zu beobachten.

**Tabelle 149: Gewässermakrophyten im Heikteich**

wissenschaftlicher Artname	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transekts	13.06.2013 rechts des Transekts	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transekts	15.08.2013 rechts des Transekts
<i>Eleocharis acicularis</i>	C	C	D	D	D	E
<i>Lemna minor</i>	F	C	C	F	D	D
<i>Myriophyllum spicatum</i>	D	E	E	D	E	D
<i>Nymphaea alba</i>	C			C		
<i>Persicaria amphibia</i>	E	E	E	E	E	E
<i>Potamogeton crispus</i>	H	G	G	G	F	D
<i>Potamogeton pectinatus</i>	D	C	C	E	E	E
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	E	E	E	E	F	F
<i>Spirodela polyrhiza</i>	E			E		

### Mittelteich Weißig (3,8 ha)

Der Mittelteich zeigte eine ähnliche Artenzusammensetzung wie Neuteich und Heikteich. Neben *Elatine hydropiper*, die allerdings nur wenige Exemplare am Gewässerrand entwickelte, fanden sich, jedoch weite Teile des Teiches ausfüllend, *Myriophyllum spicatum*, begleitet von drei Laichkrautarten (*Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* agg.). *Ranunculus trichophyllus* kam ebenfalls nur randlich vor. Insbesondere im Bereich größerer Herden bildet *Potamogeton pectinatus* eine eigene Vegetationseinheit (*P. pectinatus*-Gesellschaft).

Die Gesamtübersicht der Gewässermakrophyten lässt erkennen, dass im Jahr 2013 die Teiche mit Kalkmergelzugabe eine etwas höhere Artenzahl als jene mit Branntkalkapplikation aufwiesen.

**Tabelle 150: Gewässermakrophyten im Mittelteich Weißig**

wissenschaftlicher Artname	13.06.2013 Uferbereich	13.06.2013 links des Transektiv	13.06.2013 rechts des Transektiv	15.08.2013 Uferbereich	15.08.2013 links des Transektiv	15.08.2013 rechts des Transektiv
Elatine hydropiper	C			B		
Lemna minor	F	E	E	F	E	
Myriophyllum spicatum	K	H	H	K	K	H
Nymphaea alba	D			E		
Persicaria amphibia	D	D	D	D	E	D
Potamogeton crispus	H	H	G	H	H	H
Potamogeton pectinatus	K	H	H	K	H	H
Potamogeton pusillus agg.	E	F	E	E	E	F
Ranunculus trichophyllus	C			C		
Spirodela polyrhiza	E	D	D	E	D	D

**Tabelle 151: Gesamtübersicht der Präsenz von Wasserpflanzen**

wissenschaftlicher Artname	Teiche mit Sanierungskalkung	Teiche mit Kalkmergelzugabe
Callitriche palustris agg.		x
Ceratophyllum dem.	x	
Ceratophyllum submersum	x	
Elatine hydropiper		x
Eleocharis acicularis		x
Hottonia palustris		x
Lemna gibba	x	
Lemna minor	x	x
Lemna trisulca		x
Myriophyllum spicatum	x	x
Najas marina	x	x
Nymphaea alba		x
Oenanthe aquatica		x
Persicaria amphibia	x	x
Potamogeton acutifolius		x
Potamogeton crispus	x	x
Potamogeton natans	x	
Potamogeton pectinatus	x	x
Pot. Pusillus agg.	x	x
Ranunculus trichoph.		X
Sagittaria sagittifolia SB		x
Sparganium emersum SB	x	
Spirodela polyrhiza	x	x
Utricularia australis	x	x
<b>Gesamtartenzahl</b>	<b>14</b>	<b>19</b>

# 4 Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlich hoher Branntkalkgaben auf die Tier- und Pflanzenarten an Teichen der Lehr- und Versuchsteichanlage des LfULG

## 4.1 Versuchsdesign

Parallel zu den Untersuchungen in Praxisteichen erfolgte die Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlich hoher Branntkalkgaben auf die Tier- und Pflanzenarten an Teichen der Lehr- und Versuchsteichanlage (VTA) des LfULG in Königswartha (Abbildung 29).

In einer Versuchsanlage können die Rahmenbedingungen natürlich exakter eingehalten werden, als das in Teichen in der Praxis der Fall ist. Die einzelnen Versuchsteiche (VT) sind einheitlich 0,25 ha groß, annähernd gleich tief und werden vom gleichen Vorfluter gespeist. Auf Grund ihrer relativ geringen Größe, fehlender Strukturelemente und ebenfalls fehlendem Gelege kann in den Versuchsteichen durch eine sehr gleichmäßige Ausbringung des Kalks gesichert werden, dass auch der gesamte Wasserkörper einen annähernd gleichen pH-Wert aufweist. Pufferzonen mit niedrigeren pH-Werten (z. B. Schilfgürtel), die in Praxisteichen Rückzugsräume für Tiere und Pflanzen darstellen, fehlen hier vollständig. Für die an den Wasserkörper gebundenen Tiere und Pflanzen besteht hier also keine Ausweichmöglichkeit, sodass zu erwarten war, dass die Ergebnisse von denen der Praxisteiche abweichen.

Die Bewirtschaftung der Teiche sowohl in Hinblick auf Besatz wie auch auf die Fütterung war identisch. Sie unterschied sich lediglich in der Menge des applizierten Branntkalks. Die beiden Versuchsgruppen (je 2 VT = Wiederholungen) erhielten 0,5 bzw. 2,0 t Branntkalk je ha, drei weitere VT dienten als Kontrolle. Die Ausbringung des Kalks erfolgte auf den trockenen Teichboden. Die Teiche wurden anschließend bespannt. Damit konnten an den Teichen der VTA keine Voruntersuchungen zum Arteninventar stattfinden. Tabelle 152 gibt einen Überblick über den Versuchsaufbau.

**Tabelle 152: Versuchsaufbau in der Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha Los 1 – Arbeitspaket 2, 2012,**

K1= einsömmrige Karpfen, G1= einsömmrige Graskarpfen, VT = Versuchsteich

Gewässer	Branntkalkgabe (kg/ha)	Fischbesatz (Stück/ha)
VT 7	2000	1200 K1 + 500 G1
VT 8	2000	1200 K1 + 500 G1
VT 9	2000	1200 K1 + 500 G1
VT 10	500	1200 K1 + 500 G1
VT 20	500	1200 K1 + 500 G1
VT 21	500	1200 K1 + 500 G1
VT 22	0	1200 K1 + 500 G1
VT 23	0	1200 K1 + 500 G1
VT 24	0	1200 K1 + 500 G1

# Lageplan der Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha

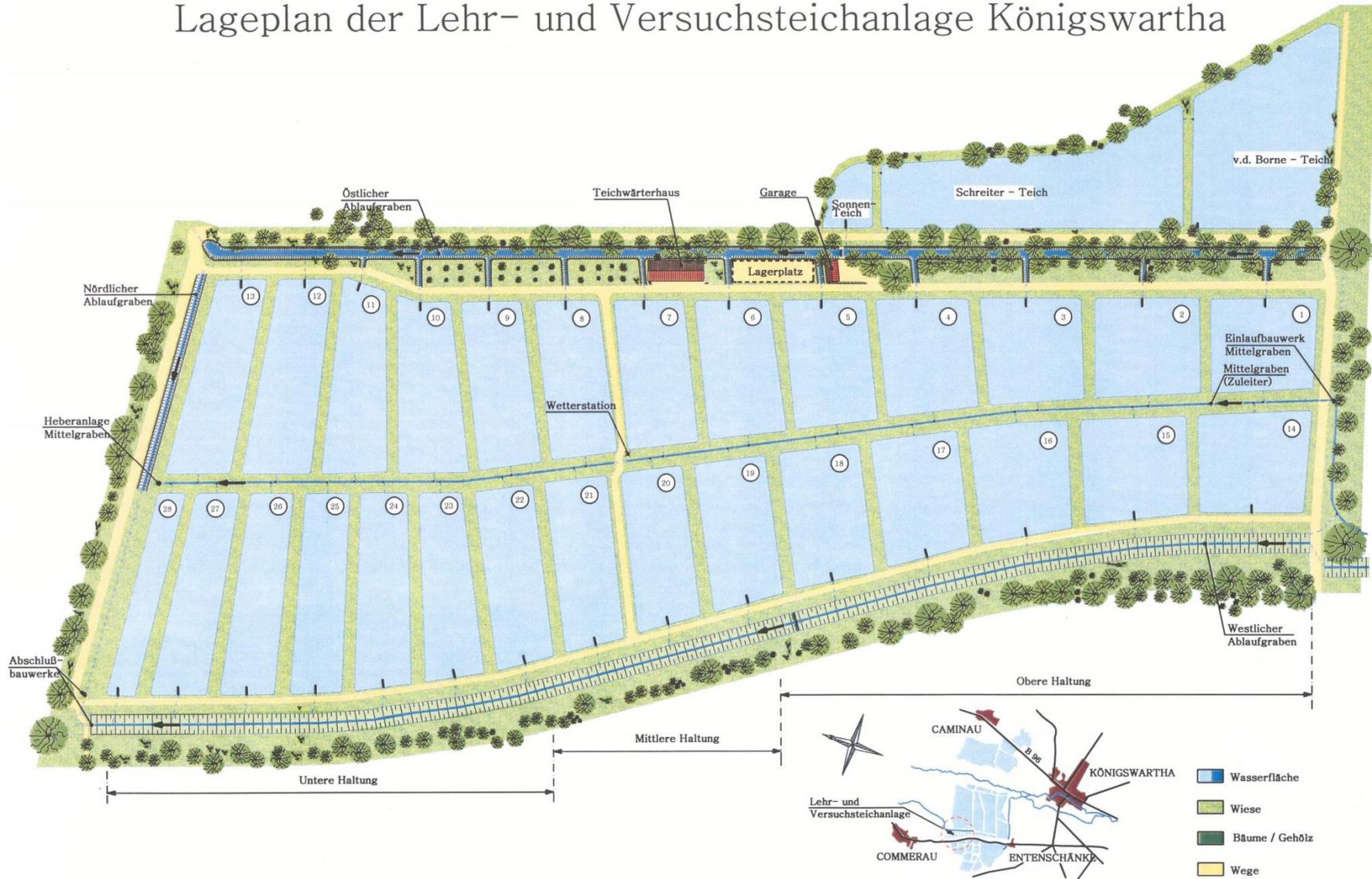


Abbildung 29: Versuchsteichanlage in Königswartha

Die Untersuchung der abiotischen Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und -sättigung sowie der Temperatur und die Wasseranalytik erfolgte durch die Mitarbeiter der Versuchsteichanlage. Ebenso übernahmen sie die Beprobung der Bodentiere. Tabelle 153 gibt einen Überblick über alle untersuchten biotischen Parameter.

**Tabelle 153: In der VTA untersuchte abiotische und biotische Parameter 2012**

Parameter	Untersuchungsintervalle
<b>Abiotische Parameter</b>	
Messung der Sichttiefe (Secchi-Scheibe)	im Rahmen der Zooplanktonprobenahme
<b>Biotische Parameter</b>	
Erfassung der Amphibienpopulation qualitativ und halbquantitativ für früh und spät laichende Arten nach Standard-Methodenkatalog	2 Termine im Winter/Frühjahr unmittelbar nach Beginn der Laichwanderung/1 x vor, 1 x zu bzw. unmittelbar nach Branntkalkapplikation/2 x nach Branntkalkapplikation
Erfassung der Wirbellosenfauna im Teichwasser und am Substrat qualitativ und halbquantitativ (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) im Phytal und Litoral sowie im Freiwasser im Rahmen der Zooplanktonuntersuchungen/Standard-Methodenkatalog	1 x nach Branntkalkapplikation sowie 1 x im August Phytal und Litoral/Untersuchung im Freiwasser im Rahmen der Zooplanktonanalyse
Erfassung des Zooplanktons (Cladoceren, Copepoden) qualitativ nach Gruppen und quantitativ nach einer mit dem Auftraggeber abgestimmten Methodik	1 x nach Branntkalkapplikation, 1x im Herbst
quantitative Bestimmung des Phytoplanktons (Chlorophyll)	1 x vor und wenige Tage nach Branntkalkapplikation
bei Sichttiefe unter 50 cm: Halbquantitative Aussage zur Phytoplanktonentwicklung (z. B. Blaualgenblüte)	falls Sichttiefe unter 50 cm
Aufnahme der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft und der Teichbodenvegetation und deren Beschreibung qualitativ und halbquantitative Artenliste	1 x monatlich ab Mitte Mai bis September

## 4.2 Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

Die Teiche der Versuchsteichanlage in Königswartha besitzen eine vergleichbare Größe und Struktur. Die Uferlinie ist sehr gleichförmig. Der kaum ausgeprägte Röhrichtgürtel wurde regelmäßig am Aufkommen gehindert.

Beispielhaft sind in den folgenden Abbildungen vier der Versuchsteiche abgebildet.



Abbildung 30: Versuchsteich 7 (links), Versuchsteich 10 (rechts)



Abbildung 31: Versuchsteich 20 (links), Versuchsteich 23 (rechts)

## 4.3 Methodik/Versuchsdurchführung

### 4.3.1 Erfassung der Wasseranalysedaten

Die Wasseranalysedaten wurden im Rahmen des Routinemessprogramms mit den Standards des LfULG erhoben.

### 4.3.2 Erfassung der Amphibienpopulation in der VTA Königswartha

Die Erfassung der Amphibien erfolgte qualitativ und halbquantitativ sowohl für früh als auch für spät laichende Arten. Die Untersuchungen sollten je Versuchs- und Kontrollteich an je zwei Terminen im Winter/Frühjahr unmittelbar nach Beginn der Laichwanderung erfolgen. Dabei wurde, soweit dies möglich war, ein Termin vor die Branntkalkapplikation und ein Termin zu bzw. unmittelbar nach die Branntkalkapplikation gelegt. Die Methodik der Untersuchungen orientierte sich am Standard-Methodenkatalog des LfULG.

Der Nachweis der Amphibien erfolgte mit Hilfe von

- Sichtbeobachtungen, dem Absuchen geeigneter Strukturen,
- Sichtbeobachtungen mit Lampe nachts,
- Verhören (u. U. mit Stimulierung),
- Keschern,
- Laich- und Larvensuchen.

Aufgrund der Trockenkalkung in der Versuchsteichanlage Königswartha war keine Erfassung der Frühlaicher vorgesehen. Tabelle 154 gibt einen Überblick über die erfolgten Begehungen zur Erfassung der Spätlaicher auf der Versuchsteichanlage.

**Tabelle 154: Erfassung der Spätlaicher Tages-/Nachtbegehungen**

Datum	von	bis	h	Leistung
05.05.2012	18:00	00:30	6,5	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
11.05.2012	20:00	00:30	4,5	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
13.05.2012	20:00	02:00	6	VTA Nachterfassung (Ruferzählung, Ableuchterfassung)
26.07.2012	12:00	22:00	10	VTA Desinfektion & Reusenaufbau
27.07.2012	08:00	15:00	7	VTA Reusenabbau & Desinfektion
27.07.2012	20:00	23:00	3	VTA Desinfektion/Reusen verladen & zurück

Der Auf- und Abbau der Reusen (möglichst gut verteilt an höffigen Uferabschnitten) schloss natürlich eine entsprechende Tagesbegehung ein. Im Teichgebiet Versuchsteichanlage fanden Begehungen an 5 Tagen (37 h – 9 Teiche; 4,1 h/T) statt.

### 4.3.3 Erfassung der Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) in der VTA Königswartha

Die Erfassung der Wirbellosenfauna orientierte sich an dem Standard-Methodenkatalog des LfULG für die Untersuchung von Libellen, Wasserkäfern und Wassermollusken. Die Untersuchungen sollten pro Teich dreimal erfolgen. Einmal vor der Branntkalkapplikation, einmal nach der Branntkalkapplikation und einmal im August. Zusätzlich erfolgte im Rahmen der Zooplanktonprobenahme im Herbst eine Beprobung des Freiwassers.

In jedem Untersuchungsgewässer wurden in Ufernähe mit Hilfe eines Keschers (Maschenweite 500 µm) alle Habitatstrukturen (z. B. emerse Makrophyten, Flachwasser, Totholz, Detritus/Laub) beprobt. Die Sammelzeit betrug dabei eine Stunde. Anschließend erfolgte die Aussammlung der Proben vor Ort, was im Schnitt noch einmal ca. zwei Stunden in Anspruch nahm. Es wurden nur Libellenlarven, Exuvien von Libellen, Käfer (Adulte und Larven) sowie Mollusken komplett in 96%igen Alkohol überführt und für die weitere Bestimmung mit ins Labor genommen. Die Organismen im Begleitfang wurden vor Ort den jeweiligen Ordnungen und Familien zugeordnet und anschließend in der Anzahl geschätzt. Zusätzlich erfolgte, soweit das die Trübung der Teiche zuließ, eine Begehung der beprobten Uferlinie mit dem Sichtkasten. Damit sollten eventuell vorkommende größere Mollusken miterfasst werden. Aufgrund der oft stärkeren Trübung der Gewässer und der damit fehlenden Grundsicht war dieses Vorgehen jedoch nur in wenigen Fällen und an wenigen Terminen möglich. Weiterhin wurden emerse Makrophyten nach Exuvien der Libellenlarven abgesucht und einige adulte Libellen mit einem Streifnetz eingefangen. Im Labor erfolgte die Zählung und die Bestimmung der Benthosorganismen bis auf Artniveau. Die Bestimmungsliteratur ist im Literaturverzeichnis aufgelistet. Anschließend wurden die Tiere für eine längere Lagerung in frischen, 96%igen Alkohol überführt.

Tabelle 155 gibt einen Überblick über die Termine der Beprobung der Wirbellosenfauna an den jeweiligen Untersuchungsgewässern, Tabelle 156 stellt die für die Auswertung genutzten Häufigkeitsklassen dar.

**Tabelle 155: Beprobungstermine für die Wirbellosenfauna (Odonata, Dytiscidae, Mollusken) – Los 1 – Arbeitspaket 2, Versuchsteichanlage Königswartha 2012**

Gewässer	Probenahme im Mai	Probenahme im August
Versuchsteich 7	22.05.12	23.08.12
Versuchsteich 8	22.05.12	23.08.12
Versuchsteich 9	22.05.12	23.08.12
Versuchsteich 10	23.05.12	27.08.12
Versuchsteich 20	23.05.12	27.08.12
Versuchsteich 21	23.05.12	27.08.12

Gewässer	Probenahme im Mai	Probenahme im August
Versuchsteich 22	24.05.12	28.08.12
Versuchsteich 23	24.05.12	28.08.12
Versuchsteich 24	24.05.12	29.08.12

**Tabelle 156: Häufigkeitsklassen für die Besiedlungsstärke der Wirbellosen**

Wert	Flächengröße
A	1
B	2
C	3 – 5
D	6 – 10
E	11 – 20
F	21 – 50
G	51 – 100
H	> 101

#### 4.3.4 Erfassung des Zooplanktons in der VTA Königswartha

Die Erfassung des Zooplanktons sollte einmal vor der Branntkalkapplikation, einmal nach der Branntkalkapplikation und einmal im Herbst erfolgen.

Weil in der VTA Königswartha der Branntkalk auf den Teichboden der unbespannten Teiche ausgebracht wurde, musste hier auf eine Voruntersuchung verzichtet werden. Die nachfolgende Tabelle gibt die jeweiligen Untersuchungstermine an.

**Tabelle 157: Termine für die Beprobung des Zooplanktons, VTA Königswartha 2012**

Untersuchungsgewässer	Beprobung nach der Kalkung	Beprobung im Herbst
Versuchsteich 7	22.05.12	27.09.12
Versuchsteich 8	22.05.12	27.09.12
Versuchsteich 9	22.05.12	27.09.12
Versuchsteich 10	22.05.12	27.09.12
Versuchsteich 20	23.05.12	27.09.12
Versuchsteich 21	23.05.12	27.09.12
Versuchsteich 22	23.05.12	27.09.12
Versuchsteich 23	23.05.12	27.09.12
Versuchsteich 24	22.05.12	27.09.12

Bei der Probenahme wurden vier Netzzüge (je Messstelle 1 x 55 µm und 1 x 250 µm Maschenweite; Netz mit Durchflusszähler) an je vier verschiedenen Messstellen durchgeführt, welche anschließend zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Für die Ermittlung der beprobten Volumen wurden die Zählerstände des Durchflussmessers sowie die ungefähre Länge des Netzzuges (Grund bis Oberfläche) notiert.

Die Probestellen setzten sich für jeden Teich aus der Teichmitte, der tiefsten Stelle vor dem Teichablauf sowie zwei Flachwasserstellen (einmal geschützt und einmal ungeschützt) zusammen.

Die Auswertung der Zooplanktonproben erfolgt nur bezüglich der Cladoceren und Copepoden. Diese wurden qualitativ nach Gruppen getrennt. Zusätzlich wird für jede dieser Gruppen die Biomasse (durch Vermessung der Tiere) bestimmt.

#### 4.3.5 Quantitative und halbquantitative Erfassung des Phytoplanktons in der VTA Königswartha

Aufgrund der Ausbringung des Kalks auf den trockenen Teichboden konnte keine Untersuchung des Chlorophylls vor bzw. wenige Tage nach der Kalkung stattfinden. Zu den Terminen der Zooplanktonprobenahme erfolgte jeweils eine Messung der Sichttiefe. Bei einem Abfall der Sichttiefe auf einen Wert < 50 cm wurde eine Phytoplanktonprobe genommen und halbqualitativ auf die Zusammensetzung untersucht. Dies war einmal bei der Herbstprobenahme im September der Fall.

**Tabelle 158: Termine der Chlorophyllprobenahme VTA Königswartha 2012**

Gewässer	wenige Tage nach Kalkung
Versuchsteich 7	27.09.12
Versuchsteich 8	27.09.12
Versuchsteich 9	27.09.12
Versuchsteich 10	27.09.12
Versuchsteich 20	27.09.12
Versuchsteich 21	27.09.12
Versuchsteich 22	27.09.12
Versuchsteich 23	27.09.12
Versuchsteich 24	27.09.12

Die Analyse der Phytoplanktonproben erfolgt halbquantitativ und halbqualitativ in 2 ml-Utermöhl-Kammern am Umkehrmikroskop (Sedival, Carl Zeiss Jena).

#### 4.3.6 Untersuchung der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft und der Teichbodenvegetation

Auftragsgemäß erfolgte die „Aufnahme der Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzengemeinschaft und der Teichbodenvegetation und deren Beschreibung qualitativ und halbquantitative Artenliste“. Dabei wurden die Versuchsteiche jeweils 1 x monatlich von Mai bis September 2012 im Uferbereich (300 m Uferlinie x ca. 30 m Breite) und auf einer Diagonale durch den Teich (Aufnahme rechts und links vom Boot) und ansonsten entsprechend den Vorgaben zur FFH-Ersterfassung untersucht. Die Untersuchung erfolgte überwiegend mit dem Schlauchboot, je nach Wassertiefe wurden Teichrandabschnitte alternativ auch per Wathose abgeschritten. Die Absuche des Teichbodens erfolgte per Abharken mittels Teleskoprechen, jene der Teichoberfläche durch Sichtbeobachtung. Bei den Untersuchungen wurden die Teiche als auch repräsentative Ausschnitte ihrer Makrophytenvegetation per Digitalkamera dokumentiert. Vor dem Aufsuchen einer neuen Teichgruppe erfolgte jeweils eine gründliche Reinigung der Ausrüstung und ihre Desinfektion.

Die Gewässermakrophyten wurden auf der Grundlage der Arbeitsmaterialien zur Erstellung von FFH-Managementplänen, Technische und methodische Anforderungen (LfULG 2009; S. 21, Vorgaben für halbquantitative Erfassungen) in folgendermaßen erfasst (Tabelle 159 und Tabelle 160):

**Tabelle 159: Halbquantitative Erfassung (Artenliste mit Angabe zur bedeckten Fläche bzw. Häufigkeit)**

	Größe	Schätzskala	LRT
Stillgewässer	Gesamtfläche bzw. bei > 1 ha repräsentativer Ausschnitt, mindestens 300 m Uferlänge; die Breite ist so zu wählen, dass die Verlandungsreihe möglichst vollständig erfasst wird	1 (ab „< 1qm“ bzw. Klasse C)	3130, 3140, 3150, 3160

**Tabelle 160: Schätzsкала halbquantitative Artenlisten 1: Klassen zur Angabe der bedeckten Fläche**

Wert	Flächengröße
A	< 0,01m <sup>2</sup>
B	> 0,01-0,1 m <sup>2</sup>
C	> 0,1-1 m <sup>2</sup>
D	> 1,1-5 m <sup>2</sup>
E	6-25 m <sup>2</sup>
F	26-50 m <sup>2</sup>
G	51-100 m <sup>2</sup>
H	101-1.000 m <sup>2</sup>
K	1.001-10.000 m <sup>2</sup>
L	>10.000 m <sup>2</sup>

Bei den Schwimmblattpflanzen wurden auch Arten der Gewässerröhrichte (insbesondere Pfeilkraut und Einfacher Igelkolben) insoweit berücksichtigt als Schwimmblätter ausgebildet waren. Auch wurden flottierende Wassermoose und Moose des Teichbodens erfasst. Bei den Versuchsteichen wurde zusätzlich der abgelassene VT 6 hinsichtlich seiner Teichbodenvegetation untersucht, um Potenziale der Teichbodenbesiedlung erfassen zu können.

An naturschutzrechtlich relevanten bzw. bemerkenswerten Arten wurden

- Froschkraut (*Luronium natans*),
- Wasserfeder (*Hottonia palustris*),
- Großes Nixkraut (*Najas marina*),
- Schwimmlebermoos (*Ricciocarpos natans*)

erfasst.

Es erfolgt eine Darstellung bzw. Beschreibung der Vegetationseinheiten und eine naturschutzfachliche Bewertung. Die Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf emerse und submerse Makrophyten sowie die Teichbodenvegetation, insbesondere auf naturschutzrechtlich relevante Arten, werden analysiert und dargestellt. Die Nomenklatur der Gewässermakrophyten und Teichbodenbesiedler orientiert sich an OTTO et al. (2012).

## 4.4 Ergebnisse

### 4.4.1 Wasseranalysedaten

Die Ausbringung des Branntkalks in den Versuchsteichen erfolgte auf den trockenen Teichboden. Unmittelbar nach der Bespannung erfolgte die erste pH-Wert-Messung (16.04.2012). Der pH-Wert stieg sofort nach der Bespannung in allen Teichen an. Dieser Anstieg erfolgte allerdings unabhängig von der Behandlung mit Branntkalk und ist demnach ausschließlich auf die in Folge der Assimilationsvorgänge im Teich und für das Frühjahr typische biogene pH-Wert-Erhöhung zurückzuführen. Nach ca. 14 Tagen sank der pH-Wert bereits in für Fische und andere Wassertiere in jedem Fall unkritische Bereiche (Abbildung 32).

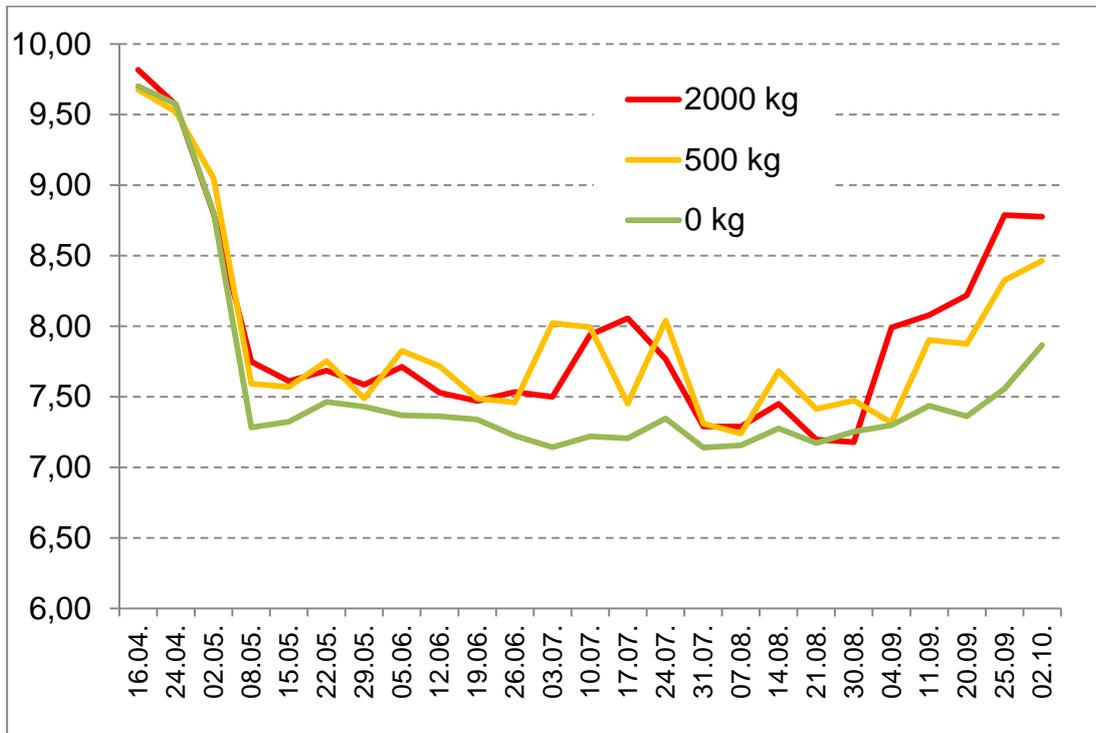


Abbildung 32: Entwicklung der pH-Werte der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittelwert der Varianten mit je drei Wiederholungen)

Nicht nur pH-Wert, sondern auch Sauerstoffgehalt und Sichttiefe unterschieden sich in den drei Behandlungsgruppen kaum (Abbildung 33 und Abbildung 34).

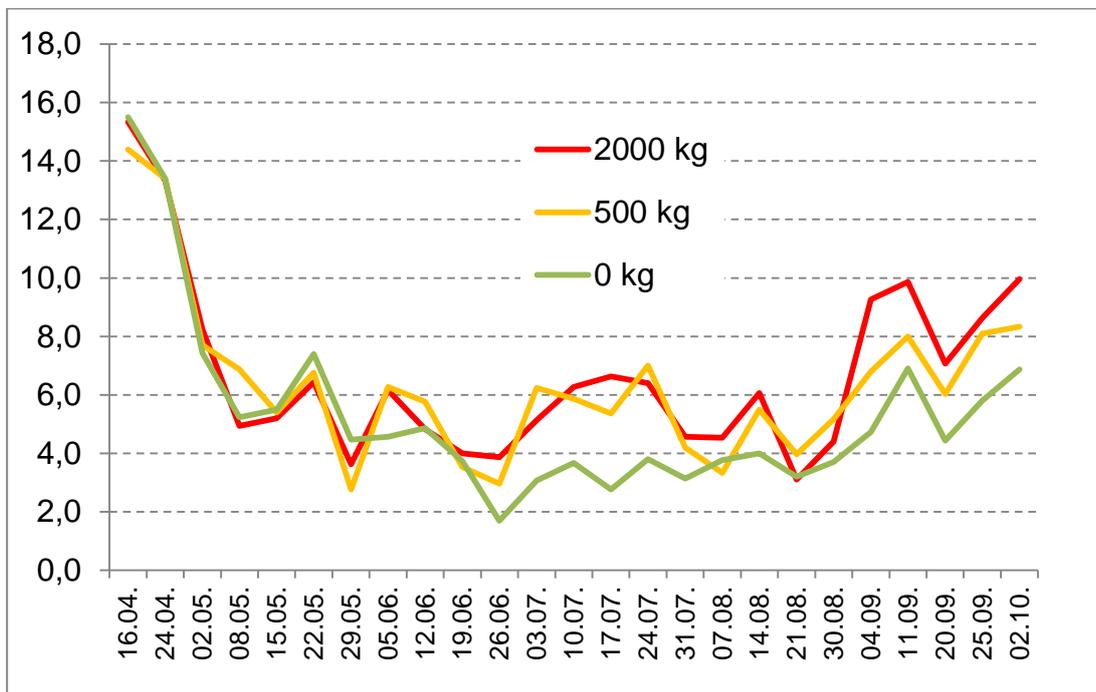


Abbildung 33: Entwicklung der Sauerstoffwerte der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittel von jeweils drei Wiederholungen)

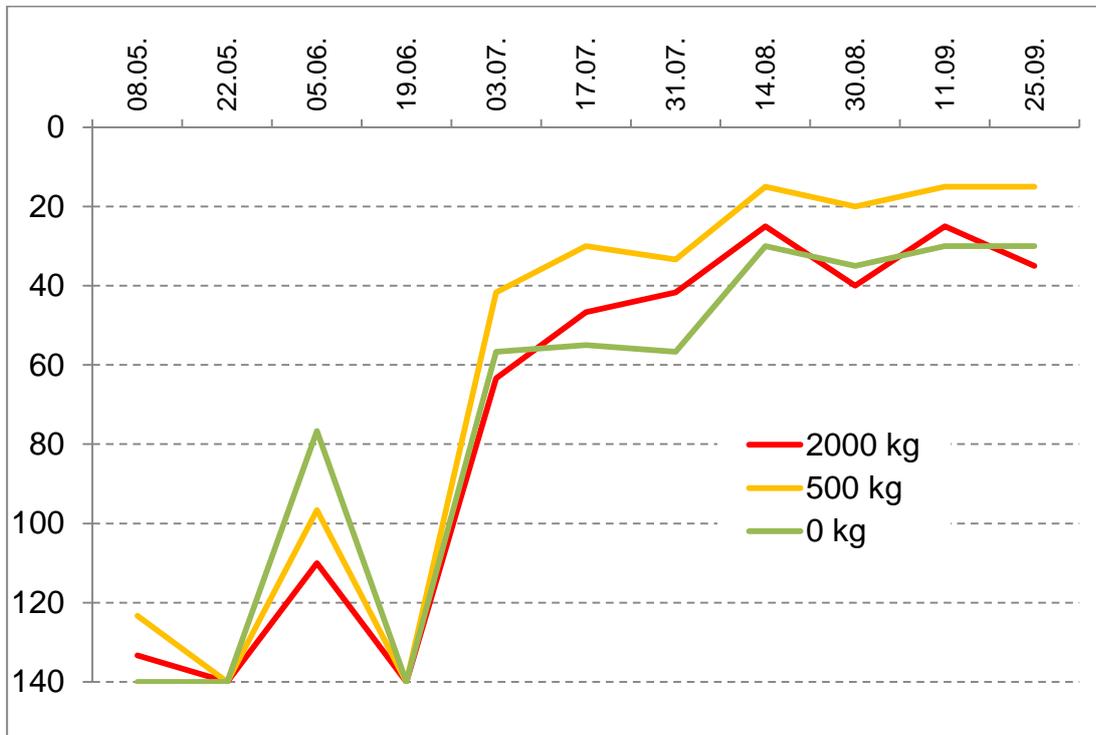


Abbildung 34: Entwicklung der Sichttiefe der drei Behandlungsgruppen in der VTA Königswartha (Mittel von jeweils drei Wiederholungen); 140 cm = Grundsicht

Die Ergebnisse aller Wasseranalysen aus der VTA sind in Anhang 3 dokumentiert.

#### 4.4.2 Erfassung der Amphibienpopulation

Tabelle 161: Zusammengefasste Ergebnisse Amphibien VTA Königswartha

Datum	VT 7	VT 8	VT 9	VT 10	VT 20	VT 21	VT 22	VT 23	VT 24
Brantkalkgabe (kg/ha)	2000			500			0		
04.05.2012	14 LF, 18 RBU, 33 TF	3 LF, 6 RBU, 3 TF	13 LF, 14 RBU, 19 TF	5 LF, 6 RBU, 4 TF	4 TF	2 TF	1 RBU, 12 TF	1 LF, 7 RBU, 2 TF	5 LF, 3 RBU, 11 TF
13.05.2012	12 LF, 43 RBU, 49 TF	3 LF, 51 RBU, 32 TF	10 LF, 56 RBU, 70 TF, 1 KN	7 LF, 30 RBU, 4 TF	2 RBU, 9 TF	8 TF	2 LF, 35 TF	11 LF, 2 RBU, 23 TF	6 LF, 9 RBU, 8 TF
Reusenfang vom 26. zum 27.07.2012	1 JU KN, 3 LV TF, 1 AD TF	1 JU KN, 2 AD TF	2 JU KN, 6 LV TF, 1 AD RBU	2 JU KN, 1 AD TF, 1 JU RBU	4 JU KN	1 JU KN, 1 AD TF	1 JU KN, 2 LV TF, 1 AD TF	2 JU KN, 1 AD TF, 1 JU TF	1 JU KN, 2 AD TF

Bei den Amphibien am 04.05. und 13.05. handelte es sich um adulte Exemplare (Sicht bzw. eindeutig lokalisierte Einzelrufer). Die Beifänge werden in den ausführlichen Protokollen (Anhang) mit aufgeführt.

#### 04.05.2012

RBU & LF gut rufend, TF meist schweigsam, Witterung rel. geeignet (etwas zu kühl/trocken), T 1-6 trocken, Kalkgeruch stark wahrnehmbar (ggf. von trocken gekalkten Teichen im Bereich 1-6), Rufaktivität im Laufe der Zählung (7, 8, 9, 10, 25, 24, 23, 22, 21, 20) ggf. leicht abnehmend; 1 R WK im Bereich T 14-19, Uferlinie aller 9 Teiche vollständig abgeleuchtet (Daten = Zählwerte), TF = TF/SF/KWF, in geprüften Teichen keine Molche gesichtet

13.05.2012

Witterung gut geeignet (warmer, teils starker Regen, windstill), T 6 trocken, Rufaktivität im Laufe der Zählung nicht abnehmend; Uferlinie aller 9 Teiche vollständig abgeleuchtet (Daten = Zählwerte), TF = TF/SF/KWF, in geprüften Teichen keine Molche gesichtet; die Teichfrösche (238) riefen besser als bei der 1. Begehung (nun ca. 50 % rufend), insgesamt fiel auf, dass bei reinem Verhören der LF (51) überschätzt und die RBU (193) stark unterschätzt worden wäre.

Es fällt auf, dass 2/3 der Amphibien an dem 1/3 der stark (500 kg/Teich, also 2 t/ha) gekalkten Teiche auftraten. Andererseits wurden die 3 ungekalkten Teiche besser genutzt als die mäßig (125 kg/Teich, also 500 kg/ha) gekalkten. Dabei kann es sich um eine von der Kalkung unabhängige Raumnutzung handeln. Ein positiver Effekt einer Kalkung wäre aber ebenso plausibel. Letztlich sind die Ruferzahlen keine Gewähr für eine erfolgreiche Reproduktion – in anderen Teichgebieten erfolgte die Reproduktion der Spätlaicher teils gerade in jenen Teichen, in denen zunächst gar keine Rufer auftraten, während die besten Rufgewässer ohne Larven blieben.

26./27.07.2012

Die Larvenentwicklung war in den (wärmeren) Teichen der VTA bereits weitestgehend abgeschlossen. Die Spätlaicher (Zielarten des Fanges waren LV von KnKr, LF, RBU, TF und Molchlarven) hatten die Metamorphose bereits abgeschlossen, insofern erfolgte der Fang zu spät. Angesichts der guten Fangergebnisse und des Entwicklungsstandes der Knoblauchkröten-Larven in anderen Teichgruppen (Rietschen, Lomnitz) war dies nicht zu erwarten, wenngleich es wegen der verschiedenen Temperaturen plausibel ist. Die Mitarbeiter der VTA bestätigten, dass die Knoblauchkröten-Quappen erst vor 1 bis 2 Wochen verschwunden sind. Zumindest war feststellbar, dass der Kammmolch 2012 hier wohl nicht reproduzierte, weil dessen Larven die Gewässer erst zwischen August und November verlassen.

Eine Nutzung als Amphibien-Reproduktionsgewässer war für die VT 7, 9 und 22 belegbar (Larvenfänge), in allen Gewässern wurden frisch umgewandelte Knoblauchkröten gefunden (diese könnten aber bereits zugewandert sein). Auch eine Verdriftung von Larven (insbesondere bei der Bespannung) ist in Teichgebieten die Regel, insofern lässt ein Nachweis einzelner Larven keine Aussage zu, ob der Teich über die gesamte Larvalphase hinweg geeignet war. Eine Schädigung der lokalen Populationen war bereits dadurch ausgeschlossen, dass nur ein Teil der Teiche einer Desinfektionskalkung unterzogen wurde.

Insgesamt führt die geringe Stichprobengröße zu nicht unbedingt repräsentativen Ergebnissen: Mehrfach wurden alle Individuen einer Art in nur einer der 8 Fallen gefangen, dies betraf 1, 2, 5 oder auch 50 Individuen. Es ist offensichtlich, dass daher sicher auch präsenzte Arten übersehen wurden und die quantitativen Verhältnisse unsicher sind. Nur am Vormittag des 27.07. wurde eine kurzzeitige schwache Rufaktivität von Teichfröschen festgestellt. Am Abend des 26.07. wurde kurz ein Rufer der Rotbauchunke wahrgenommen. An Land wurden diesjährige Jungtiere von Erdkröte, Wechselkröte, Teichfrosch und Knoblauchkröte gesichtet.

#### 4.4.3 Erfassung der Wirbellosenfauna (Mollusca, Dytisciden, Odonata) in der VTA Königswartha

##### Teichgruppe mit Zugabe von 2.000 kg/ha Branntkalk

Innerhalb der Teichgruppe mit einer Branntkalkzugabe von 2.000 kg/ha waren in der Artenvielfalt nur geringe Unterschiede vorhanden. Die Anzahl der Molluskentaxa bewegte sich zwischen 10 und 13. Es trat in einem Teich die in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet eingestufte *Viviparus contectus* auf. Pro Gewässer wurden 8 bis 9 Schwimmkäfer- und zwischen 4 und 6 Libellenarten nachgewiesen. An Arten, die in der Roten Liste als gefährdet eingestuft wurden, kamen die Schwimmkäfer *Laccophilus poecilus* und *Hygrotus decoratus* vor.

**Tabelle 162: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 7 2012**

Taxon	Mai	August
Anisus vortex	G	D
Bithynia tentaculata	A	A
Gyraulus albus	D	B
Gyraulus crista	B	
Hippeutis complanatus	D	
Lymnaea stagnalis	F	E
Physa fontinalis	B	
Planorbarius corneus		A
Planorbis planorbis	D	A
Radix balthica	F	C
Stagnicola sp.	A	

**Tabelle 163: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 7 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	D	B
Coenagrionidae		F
Erythromma najas		F
Ischnura elegans	A	
Libellulidae	E	
Lestes sponsa	G	

**Tabelle 164: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 7 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus sp. (Larve)	G	
Colymbetes sp. (Larve)	E	
Colymbetinae (Larve) (sehr klein)	E	
Graphoderus sp. (Larve)	C	
Hydroporinae sp. (Larve)	E	
Hygrotus impressopunctatus	A	
Hygrotus decoratus	A	
Laccophilus poecilus	E	
Noterus clavicornis	F	A
Noterus crassicornis	F	A
Rhantus sp. (Larve)	A	

**Tabelle 165: Artenliste der Mollusken Versuchsteich 8 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Acroluxus lacustris	A	
Anisus vortex	H	A
Gyraulus albus	F	
Gyraulus crista	C	
Hippeutis complanatus	E	
Lymnaea stagnalis	B	
Physa fontinalis	A	
Physidae (sehr klein)	A	
Planorbarius corneus	A	
Planorbis planorbis	E	
Radix balthica	C	C
Radix sp.	A	A
Stagnicola sp.	C	
Viviparus contectus	C	
Musculium lacustre	B	

**Tabelle 166: Artenliste der Libellen Versuchsteich 8 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Anax sp.	C	A
Coenagrionidae		G
Cordulia aena	A	
Erythromma najas		E
Libellulidae	G	
Lestes sponsa	G	

**Tabelle 167: Artenliste der Schwimmkäfer Versuchsteich 8 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Agabus undulatus	A	
Agabus sp. (Larve)	C	
Colymbetes sp. (Larve)	E	
Colymbetinae (Larve) (sehr klein)	C	
Dytiscus sp. (Larve)	D	
Graphoderus cinereus	A	
Hydaticus sp. (Larve)	C	
Hydroporinae sp. (Larve)	C	
Laccophilus poecilus	C	
Noterus clavicornis	D	
Noterus crassicornis	B	
Rhantus sp. (Larve)	A	

**Tabelle 168: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 9 2012**

Taxon	Mai	August
<b>Mollusca</b>		
Anisus vortex	G	B
Bithynia tentaculata	A	
Gyraulus albus	E	B
Gyraulus crista	B	
Gyraulus sp.		C
Hippeutis complanatus	A	
Lymnaea stagnalis	F	B
Physa fontinalis	A	
Radix balthica	C	
Stagnicola sp.	A	

**Tabelle 169: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 9 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	D	C
Anax imperator		B
Anax sp.		C
Coenagrionidae		F
Erythromma najas		F
Libellulidae	F	B
Lestes sponsa	F	
Orthetrum cancellatum		C

**Tabelle 170: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 9 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetes sp. (Larve)	F	
Colymbetinae (Larve)	F	
Dytiscus sp. (Larve)	D	
Graphoderus cinereus	B	
Graphoderus sp. (Larve)	E	
Ilybius fenestratus		A
Laccophilus sp. (Larve)	A	
Laccophilus poecilus	E	
Noterus clavicornis	G	
Noterus crassicornis	C	

**Teichgruppe mit Zugabe von 500 kg/ha Branntkalk**

Innerhalb der Teichgruppe mit einer Kalkzugabe von 500 kg/ha Branntkalk waren die Unterschiede in den Artenzahlen ebenfalls gering. Es wurden zwischen 7 und 9 Molluskenarten nachgewiesen. Libellen waren mit mindestens 4 bis 6 Arten vertreten. Die Schwimmkäfer wiesen 9 bis 11 Arten auf. Darunter waren auch die in der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestufteten Arten *Laccophilus poecilus* und *Hygrotus decoratus*.

**Tabelle 171: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 10 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
<b>Mollusca</b>		
Anisus vortex	D	C
Bithynia tentaculata		A
Gyraulus albus	E	A
Gyraulus crista	A	
Hippeutis complanatus	C	
Lymnaea stagnalis	G	F
Planorbis planorbis	F	C
Radix balthica	C	
Stagnicola sp.	B	C

**Tabelle 172: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 10 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Aeshnidae	C	B
Anax sp.		C
Coenagrionidae		H
Erythromma najas		F
Libellulidae	F	
Lestes sponsa	F	

**Tabelle 173: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 10 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Agabus undulatus	A	
Agabus sp. (Larve)	G	
Colymbetes sp. (Larve)	F	
Colymbetinae (Larve)	G	A
Cybister lateralimarginalis	A	
Dytiscus sp. (Larve)	D	
Graphoderus cinereus	A	
Graphoderus sp. (Larve)	F	
Hygrotus impressopunctatus	A	
Hyphydrus ovatus		B
Ilybius fenestratus		A
Laccophilus poecilus	F	
Noterus clavicornis	E	
Noterus crassicornis	C	

**Tabelle 174: Artenliste der Mollusken Versuchsteich 20 2012**

Taxon	Mai	August
<b>Mollusca</b>		
Anisus vortex	H	D
Bithynia tentaculata	A	
Gyraulus albus	F	
Gyraulus crista	D	
Lymnaea stagnalis	D	F
Lymnaeidae (sehr klein)		A
Physa fontinalis	C	B
Planorbis planorbis	H	F
Radix balthica	F	D
Radix sp.		B

**Tabelle 175: Artenliste der Libellen Versuchsteich 20 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	B	B
Chalcolestes viridis	A	
Coenagrionidae		H
Erythromma najas	A	A
Ischnura elegans		B
Libellulidae	H	
Lestes sponsa	F	
Orthetrum cancellatum		C

**Tabelle 176: Artenliste der Schwimmkäfer Versuchsteich 20 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus undulatus	B	
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetinae (Larve)	F	
Dytiscus sp. (Larve)	E	
Hydroporinae (Larve)	C	
Hygrotus impressopunctatus	A	
Hygrotus decoratus	A	
Hyphydrus ovatus	A	A
Hyphydrus sp. (Larve)	D	
Laccophilus poecilus	F	C
Laccophilus minutus	A	
Laccophilus sp. (Larve)	B	
Noterus clavicornis	D	C
Noterus crassicornis	A	B
Rhantus sp. (Larve)	F	

**Tabelle 177: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 21 2012**

Taxon	Mai	August
Anisus vortex	G	D
Bithynia tentaculata	A	
Gyraulus albus	F	
Gyraulus crista	E	
Hippeutis complanatus	B	
Lymnaea stagnalis	C	E
Radix balthica	F	C

**Tabelle 178: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 21 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae	D	
Coenagrionidae		G
Cordulia aena	D	
Libellulidae	H	
Lestes sponsa	G	

**Tabelle 179: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 21 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus undulatus	C	
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetes sp. (Larve)	E	
Colymbetinae (Larve)	F	
Hydrophilinae (Larve)	A	
Hygrotus decoratus	A	
Hygrotus impressopunctatus	A	
Hyphydrus sp. (Larve)	A	
Ilybius sp. (Larve)	A	
Laccophilus poecilus	D	
Noterus clavicornis	C	A

### Teichgruppe ohne Kalkung

Bei den Kontrollteichen konnten 7 bis 9 Molluskenarten nachgewiesen werden. Darunter kam auch die in der Roten Liste Sachsens als stark gefährdet eingestufte *Viviparus contectus* vor, die allerdings nur im Mai als Einzelexemplar nachgewiesen wurde. Die Libellen waren mit 5 bis 6 Arten vertreten. Bei den Schwimmkäfern kamen pro Teich mindestens 10 bis 12 Arten vor. Darunter waren auch die in der Roten Liste als gefährdet eingestuften Taxa *Hygrotus decoratus* und *Laccophilus poecilus*.

**Tabelle 180: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 22 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Bithynia tentaculata	B	
Gyraulus albus	B	D
Gyraulus crista	C	
Hippeutis complanatus	A	
Lymnaea stagnalis	F	F
Lymnaeidae (sehr klein)		C
Radix balthica		E
Radix sp.		F
Viviparus contectus	A	

**Tabelle 181: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 22 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Aeshnidae	A	A
Anax imperator		C
Anax sp.		D
Coenagrionidae	B	F
Cordulia aena	F	
Erythromma najas		F
Libellulidae	H	
Orthetrum cancellatum	A	

**Tabelle 182: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 22 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Agabus undulatus	D	
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetes sp. (Larve)	C	
Colymbetinae (Larve)	E	
Dytiscus sp. (Larve)	C	
Graphoderus sp. (Larve)	D	
Hygrotus decoratus	B	
Hyphydrus sp. (Larve)	B	
Ilybius sp.	A	
Laccophilus poecilus	E	
Noterus clavicornis	F	
Noterus crassicornis	B	

**Tabelle 183: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 23 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
<b>Mollusca</b>		
Anisus vortex	D	C
Bithynia tentaculata	B	B
Gyraulus albus	E	C
Gyraulus crista	D	
Hippeutis complanatus	D	B
Lymnaea stagnalis	F	F
Planorbarius corneus	A	
Radix balthica	A	
Stagnicola sp.	A	C

**Tabelle 184: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 23 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Aeshnidae	A	
Anax imperator		A
Anax sp.		C
Coenagrionidae		H
Cordulia aena	D	
Erythromma najas		G
Libellulidae	G	
Lestes sponsa	F	A
Sympetma fusca/paedisca	A	

**Tabelle 185: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 23 2012**

<b>Taxon</b>	<b>Mai</b>	<b>August</b>
Agabus undulatus	A	
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetes sp. (Larve)	F	
Colymbetinae (Larve)	F	
Dytiscus sp. (Larve)	D	
Graphoderus sp. (Larve)	F	
Hygrotus sp.	B	
Hyphydrus ovatus		B
Hyphydrus sp. (Larve)	C	
Ilybius fenestratus		C
Laccophilus hyalinus	A	
Laccophilus poecilus	E	
Laccophilus sp. (Larve)	F	
Noterus clavicornis	E	
Noterus crassicornis	C	
Rhantus exoletus	A	

**Tabelle 186: Artenliste der Mollusken im Versuchsteich 24 2012**

Taxon	Mai	August
Anisus vortex	D	C
Bithynia tentaculata	A	
Gyraulus albus	B	
Hippeutis complanatus	C	
Lymnaea stagnalis	E	F
Planorbarius corneus		A
Radix balthica	A	A

**Tabelle 187: Artenliste der Libellen im Versuchsteich 24 2012**

Taxon	Mai	August
Aeshnidae		C
Anax sp.		C
Coenagrionidae	A	G
Cordulia aena	C	
Erythromma najas		F
Libellulidae	G	
Lestes sponsa	D	

**Tabelle 188: Artenliste der Schwimmkäfer im Versuchsteich 24 2012**

Taxon	Mai	August
Agabus undulatus	B	
Agabus sp. (Larve)	F	
Colymbetes sp. (Larve)	B	
Colymbetinae (Larve)	F	
Dytiscus sp. (Larve)	D	
Graphoderus sp. (Larve)	D	
Hydrophorinae (Larve)	B	
Hyphidrus sp. (Larve)	A	
Ilybius fenestratus		A
Ilybius sp. (Larve)	D	
Laccornis sp. (Larve)	B	
Laccophilus poecilus	F	
Noterus clavicornis	F	C
Noterus crassicornis	A	B
Rhantus sp. (Larve)	G	

#### 4.4.4 Auswertung zur Erfassung der Wirbellosenfauna in der VTA Königswartha

Bei den Mollusken wiesen auf den ersten Blick die Teiche mit der Branntkalkzugabe von 2.000 kg/ha eine größere Artenvielfalt auf als die Kontrollteiche. Bei den Arten, die in den Kontrollteichen nicht gefunden werden konnten, handelte es sich um *Stagnicola* sp., *Physa fontinalis*, *Planorbis planorbis*, *Musculium lacustre* und einen Vertreter der Gattung *Gyraulus*, die nicht *Gyraulus crista* oder *Gyraulus albus* zugeordnet werden konnte. Weil es sich bei diesen Funden jedoch um Einzelexemplare handelte, die abgesehen von *Physa fontinalis* und *Planorbis planorbis* nur in einem der drei Teiche

der Teichgruppe gefunden wurden, kann dieser Unterschied nicht als signifikant bezeichnet werden. *Physa fontinalis* und *Planorbis planorbis* wurden dagegen in fast allen Teichen der der Teichgruppen mit Branntkalkzugabe gefunden. Warum diese Art in den Kontrollteichen fehlte, kann hier nicht abschließend geklärt werden.

Bei den Libellen und den Schwimmkäfern konnten ebenfalls nur geringe bis keine Unterschiede in den Artenzahlen festgestellt werden. Die nachfolgenden drei Tabellen geben einen Überblick über die Gesamtartenzahlen der untersuchten Gruppen.

**Tabelle 189: Gesamtartenlisten für die Mollusken in der VTA Königswartha**

Taxon	2.000 kg/ha CaO	500 kg/ha CaO	Kontrollteiche
<i>Anisus vortex</i>	X	X	X
<i>Bithynia tentaculata</i>	X	X	X
<i>Gyraulus albus</i>	X	X	X
<i>Gyraulus crista</i>	X	X	X
<i>Gyraulus sp.</i>	X		
<i>Hippeutis complanatus</i>	X	X	X
<i>Lymnaea stagnalis</i>	X	X	X
<i>Physa fontinalis</i>	X	X	
<i>Planorbarius corneus</i>	X		X
<i>Planorbis planorbis</i>	X	X	
<i>Radix balthica</i>	X	X	X
<i>Stagnicola sp.</i>	X	X	
<i>Viviparus contectus</i>	X		X
<i>Musculium lacustre</i>	X		
<b>Artenzahl Mollusken</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>9</b>

**Tabelle 190: Gesamtartenlisten für die Libellen in der VTA Königswartha**

Taxon	2.000 kg/ha CaO	500 kg/ha CaO	Kontrollteiche
<i>Anax imperator</i>	X		X
<i>Anax sp.</i>	X	X	X
<i>Brachytron pratense</i>			
<i>Chalcolestes viridis</i>		X	
Coenagrionidae	X	X	X
<i>Cordulia aena</i>		X	X
<i>Erythromma najas</i>	X	X	X
<i>Ischnura elegans</i>	X	X	
<i>Lestes sponsa</i>	X	X	X
<i>Orthetrum cancellatum</i>	X		X
<i>Sympetma fusca/paedisca</i>			X
<b>Artenzahl Odonata</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>

**Tabelle 191: Gesamtartenlisten für die Schwimmkäfer in der VTA Königwartha**

Taxon	2.000 kg/ha CaO	500 kg/ha CaO	Kontrollteiche
Agabus undulatus	X	X	X
Agabus sp. (Larve)	X	X	X
Colymbetes sp. (Larve)	X	X	X
Cybister lateralmarginalis		X	
Dytiscus sp. (Larve)	X	X	X
Graphoderus cinereus	X		
Graphoderus sp. (Larve)	X		X
Hygrotus decoratus	X	X	X
Hyphydrus ovatus		X	X
Hygrotus impressopunctatus	X	X	
Hyphydrus sp. (Larve)			X
Ilybius fenestratus	X	X	X
Ilybius sp.			X
Laccophilus hyalinus			X
Laccophilus minutus		X	
Laccophilus poecilus	X	X	X
Noterus clavicornis	X	X	X
Noterus crassicornis	X	X	X
Rhantus exoletus			X
Rhantus sp. (Larve)	X	X	X
<b>Artenzahl Dytiscidae</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>14</b>

**4.4.5 Erfassung der Amphibienpopulation in der VTA Königwartha**

**Tabelle 192: Zusammengefasste Ergebnisse der Amphibienerfassung in der VTA Königwartha**

Datum	Teich 7	Teich 8	Teich 9	Teich 10	Teich 20	Teich 21	Teich 22	Teich 23	Teich 24
Branntkalk-gabe (kg/ha)	2.000			500			0		
04.05.2012	14 LF, 18 RBU, 33 TF	3 LF, 6 RBU, 3 TF	13 LF, 14 RBU, 19 TF	5 LF, 6 RBU, 4 TF	4 TF	2 TF	1 RBU, 12 TF	1 LF, 7 RBU, 2 TF	5 LF, 3 RBU, 11 TF
13.05.2012	12 LF, 43 RBU, 49 TF	3 LF, 51 RBU, 32 TF	10 LF, 56 RBU, 70 TF, 1 KN	7 LF, 30 RBU, 4 TF	2 RBU, 9 TF	8 TF	2 LF, 35 TF	11 LF, 2 RBU, 23 TF	6 LF, 9 RBU, 8 TF
Reusenfang vom 26. zum 27.07.2012	1 JU KN, 3 LV TF, 1 AD TF	1 JU KN, 2 AD TF	2 JU KN, 6 LV TF, 1 AD RBU	2 JU KN, 1 AD TF, 1 JU RBU	4 JU KN,	1 JU KN, 1 AD TF	1 JU KN, 2 LV TF, 1 AD TF	2 JU KN, 1 AD TF, 1 JU TF	1 JU KN, 2 AD TF

Bei den Amphibien am 04. und 13.05. handelte es sich um adulte Exemplare (Sicht bzw. eindeutig lokalisierte Einzelrufer). Die Fänge und Beifänge werden in Protokollen in Anhang 2 erläutert.

Es fällt auf, dass 2/3 der Amphibien an dem 1/3 der stark (2.000 kg/ha) gekalkten Teiche auftraten. Andererseits wurden die 3 ungekalkten Teiche besser genutzt als die schwach (500 kg/ha) gekalkten. Weil Vergleichswerte (alle Teiche gleich gekalkt) fehlen, kann es sich um eine von der Kalkung unabhängige Raumnutzung handeln. Ein positiver Effekt einer mäßigen Kalkung wäre plausibel. Letztlich sind die Ruferzahlen keine Gewähr für eine erfolgreiche Reproduktion – in

anderen Teichgebieten erfolgte die Reproduktion der Spätlaicher teils gerade in jenen Teichen, in denen zunächst gar keine Rufer auftraten, während die besten Rufgewässer ohne Larven blieben.

Die Larvenentwicklung war in den (wärmeren) Teichen der VTA bereits weitestgehend abgeschlossen. Die Spätlaicher (Zielarten des Fanges waren LV von KnKr, LF, RBU, TF und Molchlarven) hatten die Metamorphose bereits abgeschlossen, insofern erfolgte der Fang zu spät. Angesichts der guten Fangergebnisse und des Entwicklungsstandes der Knoblauchkröten-Larven in anderen Teichgruppen (Rietschen, Lomnitz) war dies nicht zu erwarten, wenngleich es wegen der verschiedenen Temperaturen plausibel ist. Die Mitarbeiter der VTA bestätigten, dass die Knoblauchkröten-Quappen erst vor 1 bis 2 Wochen verschwunden sind. Der Kammmolch wurde in der VTA noch nie nachgewiesen. Auch 2012 reproduzierte die Art hier nicht.

Eine Nutzung als Amphibien-Reproduktionsgewässer war für die Gewässer 7, 9 und 22 belegbar (Larvenfänge), in allen Gewässern wurden frisch umgewandelte Knoblauchkröten gefunden (diese könnten aber bereits zugewandert sein). Auch eine Verdriftung von Larven (insbesondere bei der Bespannung) ist in Teichgebieten die Regel, insofern lässt ein Nachweis einzelner Larven keine Aussage zu, ob der Teich über die gesamte Larvalphase hinweg geeignet war. Eine Schädigung der lokalen Populationen war bereits dadurch ausgeschlossen, dass nur ein Teil der Teiche einer Desinfektionskalkung unterzogen wurde.

Eine zum Vergleich im Mittelgraben positionierte Falle enthielt 30 Stichlinge, 10 Moderlieschen, 3 Zander, 2 Karpfen und 1 Kaulbarsch. Die Fänge von Zander und Karpfen deuten das Problem der Aus- und Eindrift an.

Insgesamt führt die geringe Stichprobengröße zu nicht unbedingt repräsentativen Ergebnissen: Mehrfach wurden alle Individuen einer Art in nur einer der 8 Fallen gefangen, dies betraf 1, 2, 5 oder auch 50 Individuen. Es ist offensichtlich, dass daher sicher auch präsenzte Arten übersehen wurden und die quantitativen Verhältnisse unsicher sind. Nur am Vormittag des 27.07. wurde eine kurzzeitige schwache Rufaktivität von Teichfröschen festgestellt. Am Abend des 26.07. wurde kurz ein Rufer der Rotbauchunke wahrgenommen, etwa nördlich der VTA rief eine Rohrdommel mehrfach zaghaft. An Land wurden diesjährige Jungtiere von Erdkröte, Wechselkröte, Teichfrosch und Knoblauchkröte gesichtet. In den trockenliegenden Teichen wurde 1 *Zyganeia carniolica* und 1 Raupe des Mittleren Weinschwärmers gefunden.

#### 4.4.6 Erfassung der Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie der Teichbodenvegetation in der VTA Königswartha

##### Versuchsteiche mit Branntkalkapplikation in Höhe von 2.000 kg/ha

Den **Versuchsteichen 7, 8 und 9** ist gemeinsam, dass sie *Lemna minor*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton lucens* und *Spirodela polyrhiza* beherbergen. Insgesamt fällt aber wie bei den weiteren Versuchs- bzw. Kontrolleichen die relative Artenarmut (4 bis 6 Arten) auf. Zu beachten ist jedoch, dass es sich im Vergleich zu den bisher dargestellten Teichen um sehr kleinflächige Teiche handelt. Bemerkenswert ist die Präsenz des in Sachsen gefährdeten *Potamogeton lucens*. Sie bildet das *Potametum lucentis* Hueck 1931. Diese Art wurde bei den bisher dargestellten Teichen nicht angetroffen. *Spirodela polyrhiza* erreichte nur selten höhere Deckungswerte (im Teich 9 im Juli). *Lemna gibba* kann als Anzeiger guter Nährstoffversorgung gewertet werden. In den wenig windexponierten Versuchsteichen können sich alle Arten Wasserlinsen aber auch besonders gut entwickeln.

**Tabelle 193: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 7**

wissenschaftlicher Artnamen	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna gibba				B	B
Lemna minor	D		D	C	C
Nymphaea alba KF	D	D	D	D	D
Persicaria amphibia			C	C	C
Potamogeton lucens	E	F	F	E	E
Spirodela polyrhiza	D		F	B	B

Im Juli zeigte sich *Potamogeton lucens* stark mit epiphytischen Algen belegt. Auch wies diese Pflanze übermäßige Fraßschäden auf, verursacht durch Graskarpfen bzw. Wassergeflügel.

**Tabelle 194: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 8**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna minor	B				
Persicaria amphibia	C		C	C	C
Potamogeton lucens	E	E	E	D	D
Spirodela polyrhiza	B	A	C	B	B

Im Juli wurde eine stärkere Wassertrübung und die Entwicklung schwimmender Algenwatten (< 2 m<sup>2</sup>) beobachtet. Am 25.08. waren wegen übermäßiger flächiger Blaualgenentwicklung Gewässermakrophyten nicht exakt erfassbar. Aufgrund der Gewässerbeschattung und Bedeckung der Gewässeroberfläche wirkt diese Entwicklung als Stress für Makrophyten, indem die photosynthetische Aktivität gebremst wird (insbesondere bei *Potamogeton lucens*).

**Tabelle 195: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 9**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna gibba			D	C	C
Lemna minor	C				B
Persicaria amphibia	C	B	C	C	C
Potamogeton lucens	G	H	H	G	G
Sagittaria sagittifolia SB		A			
Spirodela polyrhiza	C	C	G	B	B

### Versuchsteiche mit Branntkalkapplikation in Höhe von 500 kg/ha

Die Wasserpflanzenbestände in den **Versuchsteichen 10, 20 und 21** weichen insgesamt nur sehr geringfügig von den bisher dargestellten Versuchsteichen ab. Nur dem Teich 20 fehlt *Potamogeton lucens*. Als weitere Arten treten hier (jeweils in einem Teich) *Najas marina* und *Ceratophyllum demersum* in Erscheinung. Auch hier halten sich die Gesamtartenzahlen sehr in Grenzen (3 Arten in Teich 20, ansonsten 6 Arten).

**Tabelle 196: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 10**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Eleocharis acicularis				D	D
Lemna gibba			H	E	D
Najas marina				B	C
Persicaria amphibia	C		B	B	B
Potamogeton lucens	F	H	H	G	G
Spirodela polyrhiza	C	H	H	E	D

**Tabelle 197: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 20**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna gibba			A		
Persicaria amphibia	C	A	B	A	B
Spirodela polyrhiza	A	B	A	A	B

**Tabelle 198: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 21**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Ceratophyllum dem.	A				
Lemna gibba			B	B	B
Najas marina	E		A	A	B
Persicaria amphibia		D	E	E	C
Potamogeton lucens		A	A	A	
Spirodela polyrhiza	B	C	C	B	A

**Versuchsteiche ohne Branntkalkapplikation**

Auch die **Versuchsteiche 22, 23 und 24**, die als Kontrollteiche fungieren, zeigen Vegetationsverhältnisse, die wenig von den bisherigen Teichen mit Branntkalkapplikation abweichen. Auch diese sind durch *Lemna gibba*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton lucens* sowie *Spirodela polyrhiza* gekennzeichnet. Allerdings fehlen hier *Ceratophyllum demersum* und *Najas marina*. Dafür tritt *Eleocharis acicularis* in Erscheinung. Auch die Artenzahl zeigt keine nennenswerten Unterschiede. Sie bewegt sich zwischen 4 (Teich 23) und 6 (Teiche 22 und 24).

**Tabelle 199: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 22**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Eleocharis acicularis				B	C
Lemna gibba			C	D	D
Persicaria amphibia	C	B	C	D	D
Potamogeton lucens	H	H	G	G	G
Sagittaria sagittifolia SB		A	D	D	C
Spirodela polyrhiza	A	B	C	B	B

**Tabelle 200: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 23**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna gibba			C	D	D
Persicaria amphibia	D	C	C	E	D
Potamogeton lucens	H	H	H	F	F
Spirodela polyrhiza	E	G	C	F	E

**Tabelle 201: Gewässermakrophyten im Versuchsteich 24**

wissenschaftlicher Artname	18.05.12	15.06.12	25.07.12	25.08.12	10.09.12
Lemna gibba			H	D	D
Persicaria amphibia	C	B		C	C
Potamogeton lucens	H	G	H	G	G
Spirodela polyrhiza	D	G	H	E	E

**Tabelle 202: Gesamtübersicht Gewässermakrophyten in der VTA Königswartha**

wissenschaftlicher Artname	2.000 kg Branntkalk /ha	500 kg Branntkalk /ha	ohne Zugabe
Ceratophyllum dem.		x	
Eleocharis acicularis		x	x
Lemna gibba	x	x	x
Lemna minor	x		
Najas marina		x	
Nymphaea alba KF	x		
Persicaria amphibia	x	x	x
Potamogeton lucens	x	x	x
Sagittaria sagittifolia SB	x		x
Spirodela polyrhiza	x	x	x
<b>Gesamtartenzahl</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>6</b>

Insgesamt wurden je Rubrik nur relativ wenige Arten erfasst. Die Gesamtartenzahl bewegt sich lediglich zwischen 6 und 7.

Insbesondere bei *Potamogeton lucens* wurde bei der Mehrheit aller Versuchsteiche ein Rückgang der Deckung in den Monaten August und September beobachtet. Diese Entwicklung steht natürlich in engem Zusammenhang mit der Entwicklung der Biomasse der benthivoren Karpfen, darüber hinaus in der phytophagen Aktivität der wachsenden Graskarpfen. Aber auch Wasservögel (Enten) wurden im Verlauf des Jahres beobachtet, denen Makrophyten als Nahrung dienen.

#### 4.4.7 Halbqualitative Erfassung des Phytoplanktons in der VTA Königswartha

Die Sichttiefen aller Versuchsteiche lagen im September bei < 50 cm. In den meisten Teichen bildeten die Blaualgen (Cyanobacteria/25 – 90 % Anteil am Biovolumen) und die Grünalgen (Chlorophyta 25 – 45 % Anteil am Biovolumen) die dominanten Gruppen. Ebenfalls häufig kamen Kieselalgen (Bacillariophyceen) und Euglenophyceen vor.

Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Kalkmenge und der Ausbildung einer Blaualgenblüte bzw. der Dominanz bestimmter Algengruppen festgestellt werden.

**Tabelle 203: Zusammensetzung der Algenpopulationen in der VTA 2012**

**Felder mit dunklerem Grau hinterlegt: Zugabe von 2.000 kg/ha Branntkalk, Felder mit hellem Grau hinterlegt: Teiche mit Zugabe von 500 kg/ha Branntkalk, ohne farbliche Hinterlegung: Kontrolleiche**

Gewässer	Datum Sichttiefe < 50cm	Anteil der häufigsten Gruppen an der Biomasse (%)		
Versuchsteich 7	27.09.12	Chlorophyta 45 %	Cyanobacteria 25 %	Bacillariophyceen 15 %
Versuchsteich 8	27.09.12	Cyanobacteria 45 %	Chlorophyta 35 %	Bacillariophyceen 10 %
Versuchsteich 9	27.09.12	Chlorophyta 40 %	Cyanobacteria 33 %	Bacillariophyceen 15 %
Versuchsteich 10	27.09.12	Chlorophyta 40 %	Cyanobacteria 30 %	Cryptophyceen 12 %
Versuchsteich 20	27.09.12	Cyanobacteria 90 %		
Versuchsteich 21	27.09.12	Cyanobacteria 70 %		
Versuchsteich 22	27.09.12	Chlorophyta 44 %	Bacillariophyceen 15 %	Euglenophyceen 15 %
Versuchsteich 23	27.09.12	Cyanobacteria 40 %	Chlorophyta 25 %	Euglenophyceen 12 %
Versuchsteich 24	27.09.12	Cyanobacteria 30 %	Chlorophyta 30 %	

#### 4.4.8 Erfassung des Zooplanktons in der VTA Königswartha 2012

Eine Zunahme der Zooplanktonbiomasse der Crustaceen von Mai bis September konnte nur in den Versuchsteichen 7 und 8 sowie im Versuchsteich 20 festgestellt werden. Alle anderen Teiche wiesen von Mai zu September eine Abnahme der Crustaceenbiomasse auf. Im Mai dominierten bei den Cladoceren in allen Teichen größere Arten und im September eher kleiner Arten wie *Bosmina* sp. *Chydorus* sp. und *Ceriodaphnia* sp.

Im Mai waren die Zooplanktonbiomassen in den Kontrollteichen tendenziell etwas höher als in den Teichen ohne Kalkung. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant.

Im September schien sich das Verhältnis eher umzukehren. Hier konnten in den Teichen mit den höheren Kalkzugaben tendenziell höhere Biovolumina der Crustaceen festgestellt werden als bei den Teichen mit geringerer Kalkmenge und den Kontrollteichen.

Insgesamt waren zwischen den jeweiligen Versuchsteichen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Biomassebildungen der Crustaceen feststellbar, die auf die zugegebene Kalkmenge zurückführbar wären. Die Tabellen 204 bis 207 geben einen Überblick über die in den Versuchsteichen der VTA Königswartha ermittelten Biomassen und Abundanzen der Crustaceen des Zooplanktons sowie die Anteile der Cladoceren und Copepoden an der Biomassebildung.

**Tabelle 204: Biovolumen des Crustaceenzooplanktons in der VTA Königswartha**

Gewässer	Biovolumen des Crustaceenplanktons in mm <sup>3</sup> /l			Mittelwert
	Mai	September	BV in mm <sup>3</sup> /l	TM in g/m <sup>3</sup>
<b>Teiche mit 2.000 kg CaO/ha</b>				
Versuchsteich 7	1,404	2,494	1,949	0,20
Versuchsteich 8	1,376	5,340	3,358	0,34
Versuchsteich 9	2,988	1,300	2,144	0,21
<b>Variantenmittel</b>	<b>1,92</b>	<b>3,04</b>	<b>2,48</b>	<b>0,25</b>
<b>Teiche mit 500 kg CaO/ha</b>				
Versuchsteich 10	2,325	1,035	1,680	0,17
Versuchsteich 20	1,258	1,344	1,301	0,13
Versuchsteich 21	3,047	1,925	2,486	0,25
<b>Variantenmittel</b>	<b>2,21</b>	<b>1,43</b>	<b>1,82</b>	<b>0,18</b>
<b>Kontrollteiche</b>				
Versuchsteich 22	5,103	1,458	3,281	0,33
Versuchsteich 23	2,906	0,343	1,625	0,16
Versuchsteich 24	2,239	0,837	1,538	0,15
<b>Variantenmittel</b>	<b>3,42</b>	<b>0,88</b>	<b>2,15</b>	<b>0,21</b>

**Tabelle 205: Biovolumen der Cladoceren und der Copepoden in der VTA Königswartha**

Biovolumen des Crustaceenplanktons in mm <sup>3</sup> /l				
Gewässer	Mai		September	
	Cladoceren	Copepoden	Cladoceren	Copepoden
<b>Teiche mit 2.000 kg CaO/ha</b>				
Versuchsteich 7	1,022	0,381	1,448	1,045
Versuchsteich 8	0,870	0,506	4,477	0,863
Versuchsteich 9	2,218	0,770	0,234	1,066
<b>Variantenmittel</b>	<b>1,37</b>	<b>0,55</b>	<b>2,05</b>	<b>0,99</b>
<b>Teiche mit 500 kg CaO/ha</b>				
Versuchsteich 10	1,367	0,958	0,249	0,786
Versuchsteich 20	0,804	0,454	0,204	1,139
Versuchsteich 21	2,368	0,679	1,193	0,732
<b>Variantenmittel</b>	<b>1,51</b>	<b>0,70</b>	<b>0,55</b>	<b>0,89</b>
<b>Kontrollteiche</b>				
Versuchsteich 22	4,402	0,700	0,073	1,386
Versuchsteich 23	1,937	0,969	0,079	0,265
Versuchsteich 24	1,736	0,503	0,061	0,776
<b>Variantenmittel</b>	<b>2,69</b>	<b>0,72</b>	<b>0,07</b>	<b>0,81</b>

**Tabelle 206: Abundanzen des Crustaceenzooplanktons in der VTA Königswartha**

Abundanzen in Ind./l		
Gewässer	Mai	September
<b>Teiche mit 2.000 kg CaO/ha</b>		
Versuchsteich 7	390	221
Versuchsteich 8	345	743
Versuchsteich 9	714	135
<b>Variantenmittel</b>	<b>483</b>	<b>366</b>
<b>Teiche mit 500 kg CaO/ha</b>		
Versuchsteich 10	570	176
Versuchsteich 20	352	102
Versuchsteich 21	576	225
<b>Variantenmittel</b>	<b>499</b>	<b>168</b>
<b>Kontrollteiche</b>		
Versuchsteich 22	563	106
Versuchsteich 23	560	197
Versuchsteich 24	655	244
<b>Variantenmittel</b>	<b>593</b>	<b>182</b>

#### 4.4.9 Erfassung der Biomasse der Bodennährtiere in der VTA Königswartha

Im Mittel wiesen die Biomassen der Bodennährtiere im Mai in der Teichgruppe mit einer Kalkzugabe von 500 kg/ha die höchsten Werte auf (Biomasse: 24,7 g/m<sup>2</sup>). Zwischen den Kontrollteichen und den Teichen mit der höchsten Zugabe von Branntkalk waren im Mittel keine relevanten Unterschiede zwischen den Biomassen erkennbar. Sie bewegten sich zwischen 9,0 g/m<sup>2</sup> und 9,4 g/m<sup>2</sup>. Zum Juni hin nahmen die Biomassen in allen Teichen deutlich ab. Auch hier lagen die Kontrollteiche und die Teiche mit einer Zugabe von 2.000 kg/ha CaO auf einem Niveau (Biomasse: 3,0 – 3,3 g/m<sup>2</sup>). Die Teichgruppe mit 500 kg/ha CaO wies Biomassen von 6,1 g/m<sup>2</sup> auf. Zum August hin nahmen die Biomassewerte der Bodennährtiere in allen Teichgruppen weiter ab.

Die Biomassen der Teichgruppe mit der Zugabe einer geringeren Branntkalkdosis (500 kg/ha) wiesen im Mai tendenziell höhere Werte auf als die beiden anderen Teichgruppen (Kontrolle und Zugabe von 2.000 kg/ha CaO). Eine Erklärung für die höheren Werte könnte eine produktionsfördernde Wirkung moderater Kalkdosierungen und der dadurch angeregten Mineralisierung des Sediments sowie der damit verbundenen Freisetzung von Nährstoffen bieten.

Weil die Schwankungen der Biomassen innerhalb einer Teichgruppe relativ hoch waren, können die Unterschiede in den Werte zwischen den Teichgruppen jedoch als nicht signifikant betrachtet werden.

Abbildung 35 und Tabelle 207 geben einen Überblick über die Entwicklung der Biomassen der Bodentiere zwischen den drei Teichgruppen.

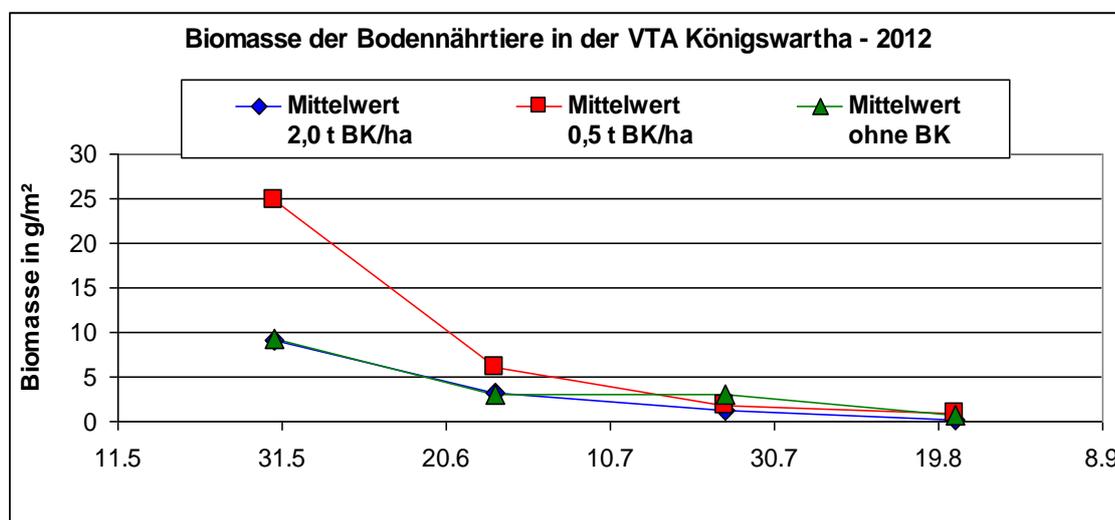


Abbildung 35: Biomasse der Bodennährtiere in der VTA Königswartha bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012

Tabelle 207: Biomasse der Bodennährtiere in g/m<sup>2</sup> in der VTA Königswartha bei der Zugabe unterschiedlicher Kalkmengen 2012; gelb = Mittelwert

Gewässer	30.5.12	26.6.12	24.7.12	21.8.12
<b>Teiche mit 2.000 kg CaO/ha</b>	<b>9,0</b>	<b>3,3</b>	<b>1,2</b>	<b>0,1</b>
Versuchsteich 7	15,3	3,8	n. n.	0,1
Versuchsteich 8	9,8	5,0	1,2	0,1
Versuchsteich 9	2,0	1,0	1,3	0,1
<b>Teiche mit 500 kg CaO/ha</b>	<b>24,7</b>	<b>6,1</b>	<b>1,8</b>	<b>0,9</b>
Versuchsteich 10	10,7	5,2	0,6	1,0
Versuchsteich 20	34,4	4,7	3,0	1,2

Gewässer	30.5.12	26.6.12	24.7.12	21.8.12
Versuchsteich 21	29,1	8,3	1,8	0,4
<b>Kontrollteiche ohne Kalkung</b>	<b>9,4</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>0,7</b>
Versuchsteich 22	5,6	2,6	2,5	1,4
Versuchsteich 23	12,6	5,3	2,2	0,8
Versuchsteich 24	10,0	1,0	4,1	0,1

## 5 Diskussion

### 5.1 Zusammenfassende Auswertung der Erfassung der Amphibienpopulation

Im Rahmen der hier durchgeführten umfangreichen Untersuchungen wurden keine Schädigungen auf Amphibien oder gar deren empfindlichen Entwicklungsstadien (Laich, Larven) in den ausgewählten Praxisteichen beobachtet, weil die zur KHV-Bekämpfung erforderlichen Ziel-pH-Werte >12 mit den eingesetzten Branntkalkmengen, ähnlich wie 2009 und 2010, in den Praxisteichen wieder nicht erreicht wurden. Daher beziehen sich alle im Folgenden gemachten Aussagen auf entsprechend niedrigere Werte, für die auch die im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Laborversuche eine relative Schadlosigkeit belegen konnten. Die nicht nachgewiesenen Schädigungen der Amphibienpopulation der Praxisteiche hat darüber hinaus folgende Ursachen:

1. Die Praxisteiche (sowohl die gekalkten als auch die ungekalkten) besitzen oft eine Gewässerstruktur und Nutzung, die das Artenspektrum auf Erdkröte, Knoblauchkröte und Teichfrosch reduziert. Gerade die früh laichenden Arten Moor- und Grasfrosch nutzten nachweislich eher flachere, vegetationsreichere und fischfreie Wiesen-, Bruchwald- und Moortümpel. Kleiner Wasserfrosch, Teich-, Kamm- und Bergmolch nutzen bevorzugt fischfreie vegetationsreiche Flachwasserzonen, wie sie nur in einigen Praxisteichen vorkamen. Dies trifft auch auf Laubfrosch und Rotbauchunke zu, die aber auch sehr gern Brutstreckteiche nutzen und gut strukturierte Abwachsteiche nicht meiden, weil sie wohl von dem der Auensituation entsprechenden Frühjahrseinstau (keine Grundpopulation von Libellen- und Schwimmkäferlarven) profitieren. Wie z. B. in der VTA tritt teils noch die Wechselkröte hinzu, die aber vor allem zeitweilig ungenutzte Teiche mit Restwasserlachen bzw. sehr flachem Einstau nutzt. Die Kreuzkröte hingegen ist so eng an temporäre, vegetationsarme Lachen (Tagebaue!) gebunden, dass sie in Fischteichen kaum zu erwarten ist.
2. Bei einigen Teichen waren die für Amphibien interessantesten Bereiche für die Probenehmer nicht erreichbar. 2012 lag dies nur an großflächigen, oft moorigen Verlandungszonen (z. B. Kleiner Tiefzug), 2013 kamen Betretungsverbote (Horstschutzzonen) hinzu.
3. Die Kalkung erfolgte in den Praxisteichen im zeitigen Frühjahr (direkt nach Eisaufgang), sodass selbst die Frühlaicher teils noch nicht präsent waren und oft erst nach Abklingen der hohen pH-Werte abgelaiicht wurde. Ein 2013 daher unmittelbar vor der Kalkung im Röhricht eines Praxisteichs eingebrachter Laichballen einer sehr früh laichenden Art aus dem wärmebegünstigten Dresdner Elbtal war nach der Kalkung leider nicht mehr auffindbar. Mangels geeigneter Schutzvorrichtung kann hier Verdriftung oder Prädation nicht ausgeschlossen werden.
4. Einige Teiche wurden in der Laichphase abgelassen (Raklitza- und Delinkateich), sodass ein Ausfall der Frühlaicher-Reproduktion anzunehmen ist. Welche Ursache die festgestellte fast fehlende Reproduktion später laichender Arten hat, war nicht eindeutig zu klären.
5. Einige Teiche wurden vor den Untersuchungen gekalkt, andere abweichend von zuvor benannten Terminen. Dieses Problem führte bereits 2009 und 2010 zu einer Verringerung der Aussagekraft (STRIESE & GAHSCHKE sowie TEUFERT in: LfULG 2012).

6. Einzelne Begehungen fanden bei ungünstiger Witterung statt (aufkommender Wind), öfters lagen sie aufgrund des Zeitablaufes der Kalkungen zeitlich ungünstig (noch bzw. wieder zu kalt). Die Larvenfänge erfolgten im Rückblick zu spät, eine Durchführung Ende Mai hätte die Frühlaicher-Larven und adulten Molche besser einbezogen.
7. Betrachtet man die Ergebnisse von MÖLLE (2001), so besteht die Möglichkeit, dass in allen betrachteten Teichen keine erfolgreiche Reproduktion früh laichender Amphibienarten erfolgte, weil hier trotz intensivem Fang mit verschiedenen Methoden kein einziges Imago des Gemeinen Gelbrandkäfers belegbar war. Weil dies aber auf gekalkte, gering gekalkte und ungekalkte Teiche gleichermaßen zutrifft, ist auch dies kein Hinweis auf negative Effekte der Kalkung.

Die angestrebten Rahmenbedingungen waren im Gelände also nicht gegeben. Daher sind aus den Geländeuntersuchungen wie bei den früheren Studien zu diesem Thema leider nur indirekte Schlüsse zu ziehen. Allerdings sind aus dem Vergleich der Praxisteiche mit zu Vergleichszwecken zusätzlich betrachteten unbewirtschafteten Gewässern wichtige Aussagen ableitbar.

Innerhalb der Praxisteiche konnten unabhängig von den Kalkungen weniger Amphibienarten festgestellt werden als in unbewirtschafteten Gewässern. Gerade die von einer Desinfektionskalkung am ehesten betroffenen früh laichenden Arten Gras- und Moorfrosch reproduzierten meist außerhalb der Fischteiche oder nutzten innerhalb der Fischteiche Verhandlungsbereiche, die nicht unbedingt von den hohen pH-Werten erreicht werden.

MÖLLE (2001) stellte auf Basis von 2.884 Imaginesfängen des Gemeinen Gelbrandkäfers *Dytiscus marginalis* (16 Gewässer, 80 Fallenjahre) fest, dass die Abundanz von *D. marginalis* mit großen Populationen früh laichender Arten (EK, SF, MF, GF) deutlich positiv korreliert ist, weil sich diese Schwimmkäferart genau auf die Larven dieser Arten spezialisiert habe: „Grundsätzlich waren in allen Gewässern mit kleinen Froschlurch-Populationen nur ausnahmsweise Gelbrandkäfer anzutreffen, während in den Gewässern mit besonders großen Amphibienpopulationen stets auch überdurchschnittlich große Gelbrand-Populationen gefunden wurden.“

Der Gelbrandkäfer ließ sich in 37 der 38 geprüften Gewässer weder als Larve oder als Imago mit Reusen nachweisen. Für eine als häufig und ungefährdet geltende Art wirkt dies etwas eigenartig. Dies war jedoch zum Teil phänologisch bedingt: Gelbrand-Larven wurden vom Bearbeiter früher im Zeitraum Mai bis Juni häufig gefangen, MÖLLE (2001) stellte L3-Larven von Mai bis Juli/August fest. In den gut besonnten Fangbereichen war es also gut denkbar, dass gerade keine L3-Larven im Gewässer waren – für kleinere sind KFR wegen ihrer Maschenweite unfänglich. Mittels Kescher wurden im Zuge der Makrozoobenthos-Erfassung jeweils im Mai 144 *Dytiscus*-Larven gefangen, aber weder im April/Mai noch im August Imagines. Nach MÖLLE (2001, S. 78) ist *Dytiscus marginalis* als Imago jedoch ganzjährig nachweisbar, was für *Dytiscus spec.* allgemein zutrifft. Somit ist das Fehlen von *Dytiscus marginalis*-Imagines in den gleichermaßen mit 3 Kescher-Terminen á 1 h und auch mit Reusenfang beprobten 26 Teichen bemerkenswert.

Gegensätzlich erscheinen aber die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Erfassung, die gerade in den scheinbar amphibienärmeren Gewässern (Mittelteich, Pferdeteich, Raklitzteich, VTA-Teich 20) die meisten *Dytiscus*-Larven (dem Gewässertyp nach wäre eine Dominanz von *D. marginalis* wahrscheinlich) gefangen wurden. Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass vor allem die Erdkröte hier methodisch bedingt unzureichend erfasst wurde. Weiterhin ist es gut möglich, dass es sich um Larven anderer *Dytiscus*-Arten handelt.

Auch gelang in 34 der Teiche trotz Ableuchterfassung und Reusenfang kein Molchnachweis. In einem Fischteich (Altteich Weißig) wurde einmalig ein Teichmolch gefangen. Im Teichgebiet Hammerstadt wurde der Teichmolch nur in einem fischfreien Tümpel gefunden, in Niederspree gelang kein einziger Molchfang. Für die VTA können die Ergebnisse von HUTSCH (2012) zur Absenz von Molchen bestätigt werden. Das einzige Gewässer, in dem mehrere Molche gefangen wurden, war ein seit langem unbewirtschafteter Teich (Steinteich Biehla, 6 Kammolch-Larven). Weil andernorts in Abtragungsgewässern, Löschteichen, Waldteichen, Regenrückhaltebecken und anderen fischfreien und zugleich eher perennierenden Gewässern oft Dutzende Molche pro Kleinfischreue gefangen werden konnten, dürfte die Situation auf die Teichbewirtschaftung zurückzuführen sein.

Die von MÖLLE (2001) analysierten Räuber-Beute-Beziehungen und/oder Konkurrenz von *Dytiscus marginalis*, früh laichenden Froschlurchen, spät laichenden Froschlurchen, Molchen und Großlibellen-Larven in fischfreien, eher permanenten Gewässern verschieben sich unter den Bedingungen der normalen Karpfenteichwirtschaft insofern, dass die Molche gänzlich ausfallen. Die Libellenfauna ist stark von Art und Dichte des Besatzes und den Bespannungszeiten abhängig (vgl. z. B. SCHNABEL 2001 & 2002), für eine Reihe von Arten sind die Gewässer nicht mehr besiedelbar. Im Zuge der Anlage der Teiche wurden häufig Moore – Primärhabitats heute vielerorts stark gefährdeter oder ausgestorbener Arten – zerstört, die sich nach Aufgabe der Teichbewirtschaftung zum Teil langfristig wieder regenerieren könnten. Die Teichwirtschaft trägt zudem zur Ausbreitung invasiver Neozoen bei, die nachweislich oder vermutlich als Infektionsüberträger, Konkurrenten oder Prädatoren die Vielfalt autochthoner Arten reduzieren. Diese Notizen sollen verdeutlichen, dass das Bild des „Teichwirts als Naturschützer“ ungeachtet seiner prinzipiellen Stimmigkeit einer differenzierten Betrachtung bedarf.

Nach den Beobachtungen 2012/2013 kann, auch unter Berücksichtigung der Ergebnisse früherer Untersuchungen (Iutra 2009, TEUFERT 2010, siehe LfULG 2012), festgestellt bzw. empfohlen werden:

1. Eine Durchführung der Desinfektionskalkung direkt im Spätherbst oder nach Eisaufgang beeinflusst die Amphibienpopulationen in Praxisteichen unter den hier beobachteten Rahmenbedingungen nicht negativ.
2. In den Praxisteichen reproduzieren vor allem die in der Teichlausitz quantitativ dominanten, flächendeckend präsenten und regional ungefährdeten Arten Erdkröte, Knoblauchkröte und Teichfrosch. Mit Blick auf den Laichzeitpunkt können v. a. die beiden ersten Arten betroffen sein. Eine etwaige Betroffenheit in einem Teich oder einem Teichgebiet könnte auf Populationsebene kurzfristig ausgeglichen werden.
3. Schäden an einzelnen Individuen sind im Rahmen der Kalkungen sicher unvermeidbar (Überfahren bei Anlieferung, Verschüttung, Verätzung, siehe auch HUTSCH 2012). Für den Erhaltungszustand der lokalen Populationen entfaltet dies jedoch kaum Relevanz. Angesichts der artenschutzrechtlichen Privilegierung der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in Bezug auf individuelle Schäden ist deshalb eine Ausnahme nicht erforderlich, falls keine anderen Vorgaben (Schutzgebietsverordnung o. ä.) dies explizit fordern.
4. Bei Desinfektionskalkung von Teichen, die ausgesprochen extensiv bewirtschaftet oder nicht bewirtschaftet werden und somit naturgemäß die Refugien der anspruchsvolleren Arten darstellen, wird eine naturschutzfachliche Begleitung (ökologische Bauüberwachung) empfohlen. Nach fünf Jahren sollte diese Vorsorgemaßnahme auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse evaluiert werden, um sie entweder beizubehalten, den Anwendungsbereich anzupassen oder ganz darauf zu verzichten. Es ist zu prüfen, ob diese Maßnahme auch für Vorstreckteiche und/oder Streckteiche erforderlich ist.
5. Die durch Amphibien vorrangig genutzten Verlandungsbereiche und Uferöhrichte werden nicht direkt gekalkt. Für diese meist schlammigen, vegetationsreichen Uferzonen wurde ein Puffereffekt vermutet. Die dem Bearbeiter vorliegenden Daten legen jedoch nahe, dass die Aufenthalts- und Laichbereiche der Amphibien zwar zeitlich versetzt, aber in ähnlicher Intensität vom Anstieg des pH-Wertes betroffen sind. Ein strukturbedingter Schutz erscheint somit nicht oder nicht immer gegeben.
6. Eine Nutzungsaufgabe wäre für die Amphibienpopulationen kurz- bis mittelfristig günstig, langfristig ist die aktuelle Vielfalt und Dichte jedoch nur durch eine Bewirtschaftung erhaltbar, bei der neben dem Gros der bewirtschafteten Teiche immer auch einzelne brach gefallene oder gezielt artenschutzgerecht behandelte Teiche existieren (räumlich-zeitliche Dynamik innerhalb der Teichgruppen und zwischen diesen).
7. Eine Substituierung der Karpfenteichwirtschaft durch räuberische Fischarten (Zander, Stör, Barsch, Wels) wäre für die Artengruppe der Amphibien keine sinnvolle Alternative zur KHV-Bekämpfung, jedoch bei entsprechender Ausführung langfristig besser als eine völlige Nutzungsaufgabe.

## 5.2 Zusammenfassende Auswertung zur Untersuchung der Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf die Wirbellosen Organismen

Anhand der in den Jahren 2012 und 2013 erhobenen Daten konnte keine negative Auswirkung der Desinfektionskalkung auf die Mollusken, Libellen und Schwimmkäfer nachgewiesen werden.

Eine eindeutige Widerlegung von negativen Auswirkungen der Branntkalkzugaben konnte jedoch ebenfalls nicht erfolgen, weil die Artendiversität von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wurde. Bei der Auswertung konnte auf keine zeitnahe Voruntersuchung zum Artbestand der Untersuchungsteiche zurückgegriffen werden, was die Interpretation der Ergebnisse zusätzlich erschwerte.

Die **pH-Wert-Messungen** zeigten, dass in ausgeprägten Schilfgürteln die pH-Werte nach der Kalkung abgepuffert wurden. Die Höchstwerte traten hier im Vergleich zum Freiwasser zeitlich verzögert und mit geringeren Werten auf. Bei nur wenig ausgeprägten Röhrichtgürteln waren die Unterschiede zwischen den pH-Werten im Freiwasser und dem Uferbereich dagegen nur gering bis nicht vorhanden. Ein gut ausgeprägter Bereich mit Helophytenbewuchs kann somit für wirbellose Organismen als Pufferzone wirken und die negative Auswirkungen der Desinfektionskalkungen minimieren. pH-Werte > 11 wurden von der IDUS GmbH zu keinem Termin und an keiner Messstelle gemessen, was aber nicht mit Sicherheit ausschließt, dass diese in den untersuchten Teichen nicht zeitweise aufgetreten sein können. So wurden an der Kalkrampe im Teichgebiet Niederspree Werte zwischen pH 11 und 12 gemessen, die innerhalb von ein bis zwei Tagen auf pH < 11 rasch absanken.

Eine entscheidende Rolle für die **Artendiversität der Wirbellosen Organismen** in den Teichen spielt das Vorhandensein von Strukturen wie ausgedehnten Flachwasserbereichen, ausgedehnten Röhrichtgürteln und einer gut ausgebildeten submersen Makrophytengesellschaft mit Schwimmblattpflanzen (VÖLKL 2007). Die in diesem Projekt untersuchten Teiche wiesen sehr unterschiedliche Strukturierungen auf. So zeichneten sich beispielsweise der Mittelteich und der Pferdeteich durch einen nur gering ausgeprägten Röhrichtgürtel und eine nur geringe Besiedlung mit submersen Wasserpflanzen aus. Viele Arten, z. B. Libellen und der Schwimmkäfer, benötigen jedoch solche Strukturen als Versteck vor Fraßfeinden (Fischen) oder als geeignete Struktur für die Eiablage und die Emergenz. Die Artenzahlen der Dytisciden und der Libellen waren in diesen Gewässern etwas geringer als in den ebenfalls mit Branntkalk behandelten Rodeteichen. Diese wiesen einen besser ausgeprägten Röhrichtgürtel und eine bessere Besiedlung mit submersen Makrophyten auf.

Ein weiterer entscheidender Faktor für die Artendiversität im Gewässer scheint das winterliche Trockenlegen von Fischteichen zu sein. So fand beispielsweise CLAUSNITZER (2003), dass in Teichen mit winterlicher Trockenlegung die Artenzahlen der Libellen von 9 auf 22 bei anschließender Dauerbespannung anstiegen. Die meisten der hier untersuchten Teiche lagen im Winter vor der Untersuchung trocken, was mit Sicherheit eine Auswirkung auf die Artendiversität in den Gewässern hatte. Mit dieser Tatsache könnten beispielsweise die insgesamt relativ geringen Artenzahlen der Libellen erklärt werden. Die besten Überlebenschancen haben in solchen Teichen Arten, die als Ei oder als Imago überwintern (z. B. *Lestes sponsa*, *Sympetrum*-Arten). Arten, die als Larven überwintern, überleben eine mehrwöchige Trockenlegung im Winter oft nicht (MONZKA 2012, VÖLKL 2007). MONZKA (2012) konnte jedoch nachweisen, dass zumindest wenige Larven in Röhrichtgürteln und in Wasserrestpfützen überlebensfähig waren. Auch hier scheint das Vorhandensein eines gut ausgebildeten Röhrichtgürtels die Überlebenschancen der Libellenlarven im Winter zu erhöhen, weil der Frost in einem Schilfgürtel nicht so tief in den Teichboden eindringt (CLAUSNITZER 1974 in MONZKA 2012). Bei der Desinfektionskalkung spielt es vermutlich ebenfalls eine Rolle, ob ein Organismus im Larvenstadium oder im meist unempfindlicheren Eistadium mit den Auswirkungen der Kalkung in Berührung kommt. So beobachtete CLAUSNITZER (1974), dass Libellenlarven in Restpfützen in mit Branntkalk behandelten Teichen starben, während die Eistadien von *Lestes* sp. und *Sympetrum* sp. diese Kalkung unbeschadet überstanden (MONZKA 2012).

Eine weitere entscheidende Rolle für die Artenvielfalt in einem Teichgebiet spielt die Komplexität der Bewirtschaftungsformen. So können beispielsweise Arten, welche die winterliche Austrocknung nicht überstehen, die Teiche von benachbarten Gewässern mit Dauerbespannung aus gut wiederbesiedeln (VÖLKL 2007). Das Vorhandensein

von Gewässern mit Dauerbespannung hat mit Sicherheit einen Einfluss auf die Artendiversität bestimmter Organismengruppen (z. B. Libellen) im Teichgebiet.

In den Teichen der Versuchsteichanlage Königswartha konnten zwischen den Teichgruppen mit den unterschiedlichen Branntkalkgaben und den Kontrollteichen ebenfalls keine deutlichen Unterschiede in der Artenzusammensetzung oder der Artendiversität festgestellt werden. Diese Teiche wiesen alle eine ähnliche Struktur und Größe auf. Die Besatzdichten und die Zusammensetzung des Fischbestandes waren identisch, Gelegezonen fehlten vollständig.

Bei der Untersuchung der **Bodentiere** setzten sich die Biomassen in erster Linie aus Chironomiden und Oligochäten zusammen. Auch auf die Biomassen der Bodentiere konnte kein deutlicher Effekt der Desinfektionskalkung festgestellt werden. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen anderer Autoren (SHUMWAY 1988, MERLA 1990, CLEARWATER et al. 2008), die keine negativen Auswirkungen von Branntkalk oder sogar durch den noch stärker desinfizierenden Chlorkalk bei Organismen feststellten konnten, die in der Lage waren, sich ins Sediment zurückzuziehen.

Für die **planktischen Crustaceen (Copepoden, Cladoceren)** wurde ebenfalls kein negativer Effekt der Desinfektionskalkung wie auch der Frühjahrskalkung nachgewiesen. Die Schwankungen in der Populationsdichte entstehen vielmehr durch saisonale Entwicklungen und die Nährstoffsituation im Gewässer.

In Fischteichen sind, aufgrund der hohen Produktivität in den wärmeren Monaten durch Photosynthese bedingt, zeitweise höhere pH-Werte zu erwarten. Einige Autoren geben an (VIJVERBERG et al. 1996), dass bei Gewässern mit regelmäßig hohen pH-Werten pH-empfindliche Cladoceren eher ausselektiert werden und sich unempfindlichere Klone durchsetzen (siehe auch Literaturstudie). Diese Erkenntnisse könnten auch beim Zooplankton der hier untersuchten Teiche eine Rolle spielen.

## Fazit

- Bei den Untersuchungen in den Jahren 2012 und 2013 konnten weder in den untersuchten Praxisteichen noch in den ebenfalls einbezogenen Versuchsteichen des LfULG in Königswartha keine nachhaltigen Beeinträchtigungen der untersuchten wirbellosen Organismen durch die Desinfektionskalkung mit Branntkalk nachgewiesen werden. Allerdings traten in allen Teichen pH-Werte  $\geq 11$  nur punktuell (Kalkrampe) und kurzzeitig auf.
- Für die Minimierung eventueller negativer Auswirkungen der Branntkalkapplikation kann ein gut ausgeprägter Röhrichtgürtel eine wichtige Rolle spielen. Dieser stellt für viele Organismen ein wichtiges Refugium für die Überdauerung kritischer Umweltbedingungen dar. Außerdem ist er ein wichtiges Strukturelement der Teiche, das die Artendiversität im Gewässer entscheidend mit beeinflussen kann.
- Gut strukturierte Flachwasserbereiche und Röhrichtzonen stellen für viele Wirbellose Organismen wichtige Lebensräume und Habitate dar. Um Schädigungen der Tiere durch Desinfektionskalkung zu minimieren, sollte in diese Bereiche nach Möglichkeit keine direkte Ausbringung des Branntkalks erfolgen.

## 5.3 Einfluss der Branntkalkapplikation auf die Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie die Teichbodenvegetation

### 5.3.1 Für die Vitalität von Gewässermakrophyten relevante Auswirkungen der Branntkalkapplikation auf den Gewässerchemismus

Als zu untersuchende Teiche mit KHV-Sanierungskalkung (1,0 t Branntkalk/ha, Applikation am 27. bzw. 29.03.2012) waren Pferdeteich, Mittelteich, Rodeteich 1 und Rodeteich 6 der Quolsdorfer Teichgruppe festgelegt worden. Nach erfolgter Kalkung stiegen hier die pH-Werte besonders stark an und sanken erst im Verlauf des Sommers wieder auf die Ausgangswerte. So stiegen sie beim Pferdeteich einen Tag nach der Kalkung von 7,83 auf 10,66. Erst im Juni wurde der Ausgangswert wieder erreicht. Ähnlich waren die Entwicklungen im Mittelteich (von 8,04 auf 10,51, erst im Juni wieder 8,05) und bei den beiden Rodeteichen. Auch bei den Teichen der Biehla-Weißiger Teichgruppe gab es gravierende pH-Erhöhungen. So stieg der pH-Wert im Jesorteich von 7,51 – 8,29 auf 10,1 – 10,6. Ein pH-Anstieg wurde auch bei geringerer Branntkalkapplikation beobachtet (z. B. Delinkateich 8,69 – 9,41), allerdings fiel der Anstieg hier geringer aus. Bei den Versuchsteichen liegen keine Voruntersuchungsergebnisse der pH-Messung vor. Allerdings wichen die pH-Werte der Applikationsteiche nicht sichtlich von jenen ohne Applikation ab.

Durch den pH-Wert wird eine weitere hydrochemische Kenngröße, und zwar die das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, unmittelbar beeinflusst. Die Gesamtmenge des im Wasser gelösten Kohlendioxids ergibt sich als Summe an gelöstem Kohlendioxid, Bikarbonaten, Karbonaten und (wenn auch vernachlässigbar gering) gelöster Kohlensäure. Der Anteil der einzelnen Komponenten dieses Kohlensäure-Systems im Wasser bestimmt sich aus dem pH-Wert.

Bei pH 4 liegt Kohlensäure fast ausschließlich als  $\text{CO}_2$  vor. Kohlensäure kann Calciumkarbonat lösen und in Calciumhydrogencarbonat umwandeln. Bei pH-Werten zwischen 6 und 10 ist Hydrogencarbonat die überwiegende Form der Kohlensäure. Anteile von 50 %  $\text{CO}_2$  und 50 %  $\text{HCO}_3^-$  stellen sich etwa bei pH 6,5 ein. Ab einem pH 11 wird vorwiegend  $\text{CO}_3^{2-}$  angetroffen (KLEE 1998).

Durch eine Erhöhung des pH-Wertes verringert sich der Anteil des für die meisten Pflanzenarten für die Photosynthese nutzbaren Hydrogencarbonats bzw.  $\text{CO}_2$  im Wasser. Ab einem pH-Wert von 8,3 steht praktisch kein  $\text{CO}_2$  mehr für die Assimilation vieler Primärproduzenten zur Verfügung. Einige Pflanzen sind nunmehr in der Lage, Kohlensäure aus dem hydrolysierten Kalk aktiv durch Ionenaustausch gegen  $\text{OH}^-$ -Ionen zur Assimilation zu nutzen (FÜLLNER 2010). Dieser Mechanismus führt zu den bekannten biogenen pH-Wert-Erhöhungen in nährstoffreichen sommerwarmen Gewässern, wie z. B. Karpfenteichen.

Insgesamt hat sich also durch den Anstieg des pH-Wertes in den Branntkalk-Applikationsteichen (insbesondere bei den höheren Gaben) der Gewässerchemismus stark verändert. Durch die Applikation von Branntkalk erhöht sich zudem die Härte des Wassers. Insbesondere kommt es zum Anstieg der Karbonathärte und mithin zur Erhöhung der Gesamthärte. Damit erklären sich Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Algen und Makrophyten.

### 5.3.2 Auswirkungen einer Veränderung des Gewässerchemismus auf die Artenzusammensetzung

Sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Häufigkeit (Deckung) einer Art der submersen und emersen Wasserpflanzenvegetation in Fischteichen ist das Ergebnis eines langfristigen Bewirtschaftungseinflusses. Tatsächlich sind die Fischteiche der Oberlausitz schon seit mehr als 750 Jahren archivalisch überliefert (HARTSTOCK 2000), sodass die aktuelle Teichvegetation das Produkt einer Langzeitentwicklung darstellt. Zur relativen Konstanz der Teichvegetation trägt auch die Fähigkeit einiger Arten bei, Diasporenbanken anzulegen. Deren Samen können bei manchen Arten (z. B. *Potamogeton polygonifolius*) > 30 Jahre überdauern.

Die hydrochemische Entwicklung infolge Branntkalkapplikation ist für einige Arten, die ihren Kohlenstoff aus unterschiedlichen Quellen beziehen, von nicht unerheblicher Bedeutung. Allerdings liegen nur von wenigen Pflanzenarten einigermaßen gesicherte Erkenntnisse hierzu vor. So wird z. B. ausschließlich frei gelöstes  $\text{CO}_2$  von Wassermoosen wie *Fontinalis antipyretica* aufgenommen (KLEE 1998). Auch handelt es sich hierbei um Versuchsergebnisse von Makrophyten, die im betr. beprobten Medium bereits angesiedelt waren, d. h. die hydrochemischen Kennwerte wurden nicht verändert.

Hinsichtlich der Auswirkung von Stressoren wie (rascher!) pH-Anstieg und Veränderung des Carbonat-Systems bzw. zur Toleranz von Gewässermakrophyten gegenüber derartigen (temporären) Einflüssen liegen nur sehr wenige Erkenntnisse aus der einschlägigen Fachliteratur vor, wobei die Effekte nur bei einigen wenigen Arten untersucht wurden und daher längst nicht entsprechende Ergebnisse von allen Arten bekannt sind.

So ergaben sich bei Untersuchungen von CHAMBERS et al. (2001) in kanadischen Teichen, denen 250 bzw. 275 mg/l Calciumhydroxid  $[Ca(OH)_2]$  in Form von slaked lime (Löschkalk) zugesetzt wurde, ein unmittelbarer Anstieg des pH um 2 bis 3 Einheiten verbunden mit einem Absterben von submersen Wasserpflanzen (*Potamogeton pectinatus*). In Laborversuchen wurde bei Verabreichung von 200 mg/l Calciumhydroxid ein deutlicher Biomasseverlust bei *Myriophyllum exalbescens* und *Potamogeton pectinatus* konstatiert. Keine Veränderungen der Biomasse traten demgegenüber bei *Lemna trisulca* und *Potamogeton richardsonii* auf. Die Verringerung der Biomasse von Gewässermakrophyten wurde mit der Verringerung der Konzentration von freiem  $CO_2$  und Bikarbonat für die Photosynthese begründet.

Dass Gewässermakrophytengesellschaften relativ eng an den pH-Wert gebunden sind, ist aus der Literatur hinlänglich bekannt. Wie Untersuchungen von REMY (1993) aus ELLENBERG (1996), zit. in POTT & REMY (2000) zeigen, präferiert das Sparganio-Potametum pH-Werte zwischen 7 und 8,5, die *Juncus bulbosus-Isolepis fluitans*-Gesellschaft (etwa vergleichbar mit den Littorelletea-Beständen im Froschteich) hingegen solche von 6 bis 7.

Durch den Anstieg der Wasserhärte kann es zur Verschiebung der Relation von Weichwasser- und Hartwasserarten kommen (v. D. WEYER et al. 2009). Zu den ausgesprochenen Weichwasserarten gehören die Vertreter der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea), die Teiche besiedeln, welche zum LRT 3130 gehören. Hartwasserarten (u. a. Laichkrautgesellschaften – Potametea) präferieren eher den LRT 3150. Es kann vorkommen, dass in manchen Teichen die Vertreter beider Gruppierungen vorhanden sind. So können in einem Teich mit hartem Wasser Weichwasserarten in Uferbereichen der Teiche auftreten, bei denen nährstoffarmes, weiches Wasser als Dränwasser oder Grundwasser austritt.

Als Haupteinflussfaktor für die Entwicklung von Gewässermakrophyten spielen neben dem Gewässerchemismus allerdings auch die Beschaffenheit sowie der Trophiegrad des Grund- bzw. Sohlsubstrates des Teichbodens eine Rolle. Der Trophiegrad wird insbesondere beeinflusst durch Art des Substrats, Alter des Fischbestandes (K1 oder zwei- und mehrsömmerige Karpfen), Besatzdichte (St./ha), Höhe der Nährstoffzufuhr durch Karpfenzufütterung und/oder Düngung sowie durch die Wasserqualität der Wasserzufuhr beim Bespannen der Teiche (Trophiegrad des Zuleiters, d. h., handelt es sich um oberste Teiche einer Teichkette, wie Froschteich oder Großer Tiefzug, oder liegen sie als „Unterteiche“ im Direktschluss?).

Vordaten hinsichtlich der Makrophytenbesiedlung bzw. des Trophiegrades sind nach gegenwärtiger Kenntnis von den Teichen mit höherer Branntkalkapplikation wie Pferdeteich, Mittelteich, Rodeteich 1 und Rodeteich 6 nicht vorhanden, sodass der Einfluss der Branntkalkapplikation auf das Artenspektrum hier nicht mit hinreichender Sicherheit bestimmt werden kann.

Auffällig war im Versuchsjahr 2012 in Pferde- und Mittelteich das nahezu gänzliche Ausbleiben einer Makrophytenentwicklung und auch über das Jahr hin das nur äußerst spärliche Wachstum einiger weniger Wasserpflanzen. Die betreffenden Gewässer erschienen hinsichtlich ihres Wasserpflanzenbestandes regelrecht „ausgeräumt“.

Diese außerordentliche Depression könnte u. a. in der verzögerten Erwärmung des Teichbodens aufgrund der vergleichsweise recht hohen Wassertiefe beider Teiche begründet sein. Beide Teiche sind zudem relativ großflächig (7,45 ha Pferdeteich, 12,59 ha Mittelteich) und befinden sich hinsichtlich möglicher Windeinwirkung in vergleichsweise wenig geschützter Lage. Der damit in Zusammenhang stehende erhöhte Wellenschlag kann infolge verstärkter Zugkräfte auf fragile Makrophytenprossen die Entfaltung von Arten, die vom Teichboden Stängel an die Wasseroberfläche entsenden, gerade bei großflächigen Teichen mit fehlender Randgehölzvegetation deutlich bremsen.

Auffällig war allerdings die zeitweise relativ hohe Sichttiefe beider Teiche, bei denen aufgrund der geringen Trübung im Mai Grundsicht möglich war. Diese hätte eine Entwicklung einer Grundsprossvegetation prinzipiell ermöglicht. Möglicher-

weise wurde diese aber durch die zögerliche Erwärmung des Wasserkörpers und durch den Besatz mit Karpfen gebremst. Aber auch die hohe Dosierung von 1 t/ha Branntkalk könnte zum Bremsen des Makrophytenaufwuchses beigetragen haben.

Hinsichtlich möglicher Auswirkungen der Branntkalkzugabe auf die Gewässer-Makrophytenvegetation ist eine differenzierte Betrachtung von Vegetationseinheiten erforderlich. Arten der Laichkrautgesellschaften (Potametea) bzw. Wasserschweber (Lemnetea), wie sie in allen Teichen angetroffen wurden, reagieren anders als solche der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) auf höhere pH-Werte (bis etwa 9) relativ unempfindlich. Diese besitzen zudem die Fähigkeit, neben CO<sub>2</sub> zusätzlich das Bikarbonation (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) und das Karbonation (CO<sub>3</sub>) als zusätzliche C-Quelle zu nutzen. Möglicherweise tolerieren sie bis zu einem gewissen Grad auch eine stoßartige Belastung im Ergebnis der Branntkalkapplikation.

Inwieweit einige submerse Arten die Applikation von Branntkalk nicht toleriert haben, kann im Verlaufe der aktuellen Untersuchungen nicht mit Sicherheit belegt werden. Allerdings fällt beim Vergleich der Teiche mit höherer und niedrigerer Branntkalkapplikation auf, dass *Lemna trisulca*, *Myriophyllum spicatum* und *Myriophyllum verticillatum* nur in den Teichen der letzteren Gruppierungen nachweisbar waren. Auch war die Artenzahl dort höher (13 zu 18). Diese Erscheinung war auch bei den Biehla-Weißiger Teichen zu beobachten, bei denen zum einen Branntkalk, zum anderen Mergel appliziert wurde (14 zu 19 Arten). Auch hier fanden sich einige submerse Arten nur in den Teichen mit Kalkmergelzugabe wie *Callitriche palustris* agg., *Hottonia palustris* und *Lemna trisulca*.

Bei den Versuchsteichen konnte dieser Trend allerdings nicht bestätigt werden. Einmal war hier bei allen Teichen die Artenzahl vergleichsweise gering (nur 6 bis 7 Arten). Zum anderen traten keine deutlichen Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung hervor. Der „Klarwasserzeiger“ *Potamogeton lucens* kam in allen drei Gruppierungen in teils hohen Deckungswerten vor. Ziemlich „einheitlich“ verhielten sich auch *Lemna gibba*, *Persicaria amphibia* und *Spirodela polyrhiza*.

Geringere Toleranz gegenüber einer Branntkalkzugabe besteht allerdings mit ziemlicher Sicherheit bei Arten, die auf relativ nährstoffarme Gewässer angewiesen sind, Verhältnisse, wie sie im Froschteich (Kontrollteich) bzw. im Großen Tiefzug (Niederspreer Teichgebiet) bestehen. Einige der hier vorkommenden stenöken Wasserpflanzenarten, insbesondere die Vertreter der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) sind, wie bereits erwähnt, auf einen relativ niedrigen pH-Wert eingestellt. Zu ihnen gehören beispielsweise Arten wie *Luronium natans* und *Juncus bulbosus*. Neben *Luronium natans* (HANSPACH & KRAUSCH 1987, HANSPACH 2007) dürfte auch *Juncus bulbosus* gegenüber einer Branntkalkapplikation sehr empfindlich reagieren. Die azidophile Art toleriert nur Siedlungsgewässer mit pH < 7, wobei sie photosynthetisch an eine CO<sub>2</sub>-Aufnahme gebunden ist (KUMMER & WEISE 1990). Die genannten Arten kommen jedoch nicht in den Teichen mit Branntkalkapplikation vor. Auch *Hottonia palustris* ist auf frei lösliches CO<sub>2</sub> angewiesen. Selbst *Lemna trisulca* findet sich nach WIEGLEB (1976) vorzugsweise in kohlendioxidreichen Gewässern.

Die Versorgung mit pflanzenverfügbarem Kohlenstoff ist ein Konkurrenzfaktor, der sich in dichten Pflanzenbeständen stärker als in lichten und in stagnierenden Wasserkörpern (Teichen) oder in Fließgewässern auswirken kann (POTT & REMY 2000). Erhebliche Ausfälle bzw. nachhaltige Wuchsdepressionen dieser Wasserpflanzenarten wären im Falle einer Branntkalkapplikation in derartigen mesotrophen bis schwach eutrophen Teichen als sehr wahrscheinlich anzusehen (vgl. HANSPACH 2007), denn pH-Anstieg und CO<sub>2</sub>-Mangel würden einen erheblichen nachhaltigen Stress zumindest bei den hier innewohnenden „Strandlings“-arten bedingen. Andererseits kann Kalkentzug die Vegetationsdynamik stärker beeinflussen. So fand sich *Pilularia globulifera* sogleich (vorübergehend) im Froschteich und im Großen Tiefzug ein, nachdem die Kalkung eingestellt wurde, *Luronium natans* beschränkte sich bis dahin auf den Einlauf des Peiskergabens, drang aber hernach weit in das Teichinnere vor (HANSPACH 2007).

Im Ergebnis einer Branntkalkapplikation in derartigen Teichen würde innerhalb kurzer Zeiträume ein Artenwandel eintreten (Ausfall oder zumindest Rückgang weiterer im Niederspreer Teichgebiet nachgewiesenen Kennarten der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) wie *Juncus bulbosus*, *Pilularia globulifera*, *Potamogeton polygonifolius*, *Eleocharis multicaulis*, evtl. auch *Eleocharis acicularis*) sowie Arten angrenzender nährstoffarmer saurer Flachmoorbereiche. Andererseits wäre ein verstärktes Auftreten euryöker, konkurrenzstarker, weit verbreiteter Arten der Laichkrautgesell-

schaften (Potametea) und weiterer Vegetationseinheiten zu erwarten. Diese verdrängen ob ihrer höheren Konkurrenzkraft in Kürze die genannten stenöken Arten.

Diese besonderen autökologischen Ansprüche einiger Arten der Strandlingsgesellschaften erklären auch das beschränkte Vorkommen von *Luronium natans* in derartigen Teichen in Grabeneinlaufbereichen bzw. abgeschirmten Randbereichen der Röhrichte, bei denen sauerstoffreiches Grund- bzw. Oberflächenwasser seitlich ausströmt und zugleich entweder kein Karpfenbesatz oder nur ein mäßiger K1-Besatz bzw. geringer Besatz von zwei- und mehrsömmerigen Karpfen vorliegt. Nur dann kann diese sensible Grundsprosspflanze in klarem Wasser ihre empfindlichen Sprosse an die Wasseroberfläche entsenden.

Den Teichboden dieser nährstoffärmeren Teiche besiedeln hier zudem weniger Gesellschaften des nackten Teichschlamm (Nanocyperion) als eher Herden der Nadel-Sumpfbirse (*Eleocharis acicularis*), die einem fragmentarischen Littorello-*Eleocharitetum acicularis* (Strandlingsgesellschaften der oligotroph-mesotrophen Gewässer - Littorelletea) angeschlossen werden können.

Gemäß Roter Liste von Sachsen (2013) und der Oberlausitz (2012) konnten insgesamt in allen untersuchten Teichen zwei akut vom Aussterben bedrohte Arten (*Luronium natans*, *Najas marina*), eine stark gefährdete Art (*Potamogeton acutifolius*) und fünf gefährdete Arten (*Cyperus fuscus*, *Hottonia palustris*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton lucens* und *Potamogeton pusillus* agg.) nachgewiesen werden.

**Tabelle 208: Wertgebende Pflanzenarten und ihr Vorkommen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation sowie mit Kalkmergelapplikation**

wissenschaftlicher Name	Rote Liste Sachsen 2013	Rote Liste Oberlausitz 2012	Teiche mit Branntkalkapplikation 1,5 t/ha	Teiche mit Branntkalkapplikation 0,5 t/ha	Teiche mit Branntkalkapplikation Biehla-Weißig	Teiche mit Kalkmergelapplikation	Teiche ohne Branntkalkappl. bzw. Mergelzugabe
Callitriche palustris agg.	V	V				x	
<b>Cyperus fuscus</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>x</b>				
Elatine hydropiper	V	V	x	x		x	
Eleocharis acicularis	V		x	x		x	x
<b>Hottonia palustris</b>	<b>3</b>	<b>V</b>				<b>x</b>	<b>x</b>
Limosella aquatica	V	V	x				
<b>Luronium natans</b>	<b>1</b>	<b>1</b>					<b>x</b>
<b>Najas marina</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		
<b>Nuphar lutea</b>	<b>3</b>			<b>x</b>			
<b>Potamogeton acutifolius</b>	<b>2</b>	<b>2</b>				<b>x</b>	
<b>Potamogeton lucens</b>	<b>3</b>	<b>3</b>					
Potamogeton pectinatus	V		x	x	x	x	
<b>P. pusillus agg.</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	
Utricularia australis	V				x	x	

**Tabelle 209: Wertgebende Moosarten und ihr Vorkommen in Teichen mit und ohne Branntkalkapplikation**

wissenschaftlicher Name	Rote Liste Sachsen	Vorkommen in Teichen mit 1,5 t/ha Branntkalkapplikation	Vorkommen in Teichen ohne Branntkalkapplikation
Riccia cavernosa	3	x	
Ricciocarpos natans	3		x

Weitere sechs Arten unterliegen der Vorwarnliste. Die höchste Artenzahl mit Arten der Roten Liste (3) weisen Teiche mit Kalkmergelzugabe auf. Werden Arten der Vorwarnliste berücksichtigt, bestehen nur geringfügige Unterschiede hinsichtlich der Anzahl zu Teichen mit Branntkalkapplikation.

## Fazit

Publikationen zur Wirkung einer Kalkapplikation verbunden mit solchen Stressoren wie sprunghafter pH-Anstieg mit allmählichem Abklingen und Veränderung des Kohlendioxid-Carbonat-Systems liegen vom Untersuchungsgebiet (Oberlausitz bzw. Sachsen) nicht vor und fehlen möglicherweise europaweit. So gesehen können hiermit erstmalig erste Ergebnisse von vergleichenden Beobachtungen der Vegetationsentwicklung von mit Branntkalk bzw. Kalkmergel behandelten Teichen vorgelegt werden.

In der Literatur beschriebene Abhängigkeiten von stenöken Pflanzenarten und -gesellschaften der Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) von pH-Wert und Kohlendioxid-Karbonat-System des Gewässers lassen bei diesen eine abträgliche Wirkung des Einsatzes von Branntkalk als sehr wahrscheinlich annehmen. Diese besiedeln mesotroph-schwach eutrophe Fischteiche, die zudem den Lebensraumtyp 3130 Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und/oder Isoëto-Nanojunceta verkörpern. Es handelt sich auch in Sachsen bzw. der Oberlausitz um äußerst seltene Lebensraumtypen, weil die meisten Teiche mit ihren teils deutlich höheren Trophiegrad eher eutrophe, teils sogar bereits polytrophe Gewässer darstellen.

Teiche mit höheren Trophiegraden, die oft den Lebensraumtyp 3150 Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder Hydrocharition repräsentieren, weisen Wasserpflanzenarten und ihre Vergesellschaftungen auf, die zum einen etwas höhere pH-Werte (7,5 bis 9,5) tolerieren oder gar präferieren und zum anderen eher in der Lage sind, sich in Gewässern mit fehlendem, frei löslichem CO<sub>2</sub> zu entwickeln. Zudem verfügen derartige bikarbonat- und karbonat-reiche Gewässer über ein stabileres Puffervermögen gegenüber hydrochemischen Einflüssen als bikarbonatarme, aber reich an frei löslichem CO<sub>2</sub> verfügende Teiche.

Während wurzelnde Makrophyten in der Lage sind, Kohlenstoff auch aus dem Substrat zu gewinnen, sind frei schwebende submerse Arten wie *Lemna trisulca* offensichtlich nicht imstande, alternative Kohlenstoffquellen nutzbar zu machen. So werden zumindest temporäre Depressionen bzw. Vitalitätsminderungen bei dieser und wohl auch weiteren submersen Arten (einige *Potamogeton*-, vermutlich auch *Myriophyllum spec.*), die vorzugsweise nur schwach eutrophe Gewässer besiedeln, nicht völlig auszuschließen sein.

## 5.4 Vorschläge für Leitlinien zum Einsatz von Branntkalk im Rahmen der guten fachlichen Praxis und bei der naturschutzgerechten Bewirtschaftung von Karpfenteichen

### 5.4.1 Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie Teichbodenvegetation

Es hat sich in letzter Zeit herausgestellt, dass auf die Applikation von Branntkalk zum Zweck der Desinfektion bzw. Keimdruckverminderung im Rahmen der KHV-Sanierung häufig nicht verzichtet werden kann, weswegen über dessen Einsatz neu befunden wird. Die künftige Anwendung im Rahmen der Guten fachlichen Praxis und bei der naturschutzadäquaten Teichbewirtschaftung wird im Zusammenhang von möglichen, je nach Lebensraumtyp mehr oder weniger erheblichen Beeinträchtigungen von an und im Teich vorkommender Organismen und Lebensräumen gesehen.

Aus der vorliegenden Untersuchung ergibt sich, dass eine Applikation in nährstoffärmeren Teichen des LRT 3130 aufgrund der „Stoßbelastung“ in Form von pH-Anstieg und Verschiebung des CO<sub>2</sub>-Bikarbonat-Systems sehr wahrscheinlich irreversible Vegetationsveränderungen einleitet, die zum Absterben bzw. zu einem erhöhten Vitalitätsverlust von Arten führen, die auf frei lösliches CO<sub>2</sub> im Wasser gebunden sind. Branntkalk sollte daher **nicht** in mesotroph-schwach eutrophen Fischteichen zum Einsatz kommen, welche Lebensraumtypen 3130 verkörpern bzw. typische Arten (Vertreter der Strandlingsgesellschaften – Littorelletea) aufweisen. Dies betrifft insbesondere solche Gewässer wie Froschteich oder Großer Tiefzug im Niederspreer Teichgebiet. Im Falle einer Branntkalkapplikation im Fraunteich sollte ein Rückfluss in den Froschteich mittels Verschluss des Zulauf-Stauwehres verhindert werden, um Veränderungen des Wasserchemismus auszuschließen.

Von größerer praktischer Bedeutung für die Teichwirtschaft sind Teiche des LRT 3150. Die Mehrheit der Gewässermakrophyten dieser Teiche tolerieren etwas höhere pH-Werte sowie den Mangel an frei löslichem CO<sub>2</sub>. Trotzdem erscheint auch hier als auch in sonstigen Teichen mit reich entwickelter submerser und emerser Makrophytenvegetation der Einsatz von Branntkalk nicht unproblematisch.

Insbesondere bei Anwesenheit von Rote-Liste-Arten bzw. gegenüber Branntkalkapplikation sensiblen Arten (z. B. *Lemna trisulca*, *Utricularia* spec.) und bei als LRT 3150 eingestuften Teichen sollte daher regelmäßig eine begleitende Beobachtung der Vitalitätsentwicklung besonders der submersen Makrophyten vorgenommen und diese dokumentiert werden, um die teils noch unsicheren Aussagen hinsichtlich der Effekte verifizieren zu können.

## 6 Literaturstudie zur Wirkung von Branntkalk auf aquatische Organismen

### 6.1 Branntkalk – nützlich oder schädlich?

Die Verwendung von Branntkalk zu Zwecken der Schädlingsbekämpfung und Desinfektion reicht sehr weit zurück. Bereits der griechische Philosoph Theophrast berichtete 300 v. Chr. über das Brennen von Kalk. Die desinfizierende Wirkung von gelöschtem Branntkalk (Kalkhydrat) wird seit Jahrhunderten z. B. beim sogenannten „Weißen“ von Ställen und Gebäuden ausgenutzt. Die biozide Wirkung von Branntkalk auf Organismen basiert im Wesentlichen auf seiner stark alkalischen Reaktion in Wasser in Verbindung mit Wärmeentwicklung (im Detail siehe Kap. 6.2). Insofern handelt es sich bei CaO um ein unspezifisches Biozid mit sehr einfachem Wirkmechanismus. Über seinen vergleichsweise recht kurzen Wirkzeitraum hinaus entfaltet Branntkalk jedoch – anders als viele synthetische Biozide – kaum länger andauernde problematische Wirkungen in der Umwelt. Dies ist der Fall, weil das durch das Löschen von CaO in Wasser entstehende Kalziumhydroxid entweder relativ schnell durch gelöste Säuren in Boden und Wasser neutralisiert wird oder aber durch die Aufnahme von CO<sub>2</sub> zu unproblematischen bzw. in Teichwirtschaften sogar erwünschten kohlen saurem Kalk reagiert. Der Zeitraum der akuten Wirksamkeit einer Branntkalkbehandlung zur Desinfektion von Fischteichen mit pH-Werten < 11 erstreckt sich beispielsweise in Teichen in der Regel auf max. 2 Tage (FÜLLNER et al. 2011). Weil Branntkalk zudem eine leicht verfügbare und vergleichsweise preiswerte Substanz ist, wird dessen biozide und desinfizierende Wirkung auch aktuell noch in vielfältigen Zusammenhängen insbesondere für Desinfektionszwecke in verschiedenen Aquakultursystemen, in der Land- und Wasserwirtschaft sowie zur Bekämpfung von diversen „Schadorganismen“, z. B. Neobiota, weltweit genutzt. Einen Eindruck über die vielfältigen Anwendungen von Branntkalk vermittelt Tabelle 210.

Neben den unbestreitbaren Vorteilen von Branntkalk kann dessen Anwendung aber auch erhebliche unerwünschte Nebenwirkungen haben, insbesondere dann, wenn seine Anwendung in natürlichen oder naturnahen Systemen erfolgt, in denen Ziel- und Nichtzielorganismen nicht räumlich zu trennen sind. Paradebeispiel hierfür sind die in der vorliegenden Untersuchung dargestellten Probleme der KHV-Desinfektionskalkungen in Fischteichen und deren mögliche negative Auswirkung auf die Begleitflora und -fauna der Gewässer. Das Problem verschärft sich noch, wenn die Funktion von Teichen aufgrund gesetzlicher Vorgaben nicht ausschließlich in der Produktion von Fischen besteht, sondern die Gewässer auch ausdrücklich Naturschutzfunktionen haben bzw. gesetzlich geschützte Arten beherbergen, wie das in vielen alten schützenswerten Teichlandschaften der Fall ist (SCHULTE 2000). Dass negative Auswirkungen von Desinfektions- und Konditionierungskalkungen mit CaO auf naturschutzrelevante Organismen wie Amphibien und Wasserinsekten möglich, wahrscheinlich unvermeidbar sind, liegt angesichts der unspezifischen Wirkweise von Branntkalk auf der Hand. Unter anderen natürlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen, wie beispielsweise in tropischen Entwicklungsländern, wird sogar versucht, Insekten und Amphibien als potenzielle Schädlinge in Teichwirtschaften mit Branntkalk zu bekämpfen (SOMA 2001, BOCEK 2009). Im Folgenden soll daher dargestellt werden, welche quantitativen Befunde zu (Neben-)Wirkungen von Branntkalk auf Organismen in der Literatur vorliegen. Ziel ist es, aus den Ergebnissen der Literaturstudie und aus eigenen Laboruntersuchungen zur Toxizität von Branntkalk auf Amphibien und Cladoceren eine Kompromisslinie bei der Anwendung von Branntkalk in Teichen mit Naturschutzauflagen abzuleiten

**Tabelle 210: Beispiele für die Anwendung von Branntkalk als Desinfektionsmittel bzw. Biozid**

Wirtschaftszweig	Anwendungszweck	Zielorganismen	Literaturquelle
Geflügelproduktion	Vogelgrippebekämpfung, Desinfektion von Hühnereiern	Viren, Bakterien	(PONCHON & GOMBART 2006, PHILLIP et al. 2007)
Ackerbau	Desinfektion von Gülle vor Nutzung als Dünger	Viren, Bakterien, Darmparasiten	(HAAS et al. 1995, ANDREADAKIS 1999, SCHIRM 2005)
Klärschlammverwertung	Desinfektion von Klärschlamm	Viren, Bakterien, Darmparasiten	(PHILLIP & OSTERTAG 1986, OSTERTAG 1987, VERFÜRDEN et al. 2004)
Öffentliche Gesundheit	Bekämpfung von H <sub>2</sub> S-Geruch	Anaerobe Sulfat reduzierende Bakterien	(MÜEZZINOGLU et al. 2000)
Wasserwirtschaft	Bekämpfung von Phytoplanktonblüten	Phytoplanktonorganismen	(TRICHKOVA et al. 2013)
Naturschutz	Bekämpfung von Neobiota	Salzschlickgräser, invasive Fischarten	(ICES 1999, CLEARWATER et al. 2008)
Aquakultur (marin)	Bekämpfung von Prädatoren bzw. Aufwuchs in Muschelkulturen	Seesterne, invasive Tunicaten fädige Grünalgen, Austernbohrer	(WOOD 1908, SHUMWAY et al. 1988, MACNAIR & SMITH 1999, LOCKE et al. 2009, ASC 2012)
Aquakultur (Süßwasser)	Bekämpfung von Nahrungskonkurrenten und Prädatoren (tropische Zone)	Amphibien und deren Larven, Fische, Insekten	(SOMA 2001, BOCEK 2009)
	Desinfektion von Teichböden und Fischbeständen (gemäßigte Zone)	Viren, Bakterien, Parasiten (z.B. <i>Herpesvirus cyprini</i> , <i>Piscicola geometra</i> , <i>Branchiomyces</i> sp.)	(SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ 1998, IIRR et al. 2001, TEUFERT 2010, FÜLLNER et al. 2011)

## 6.2 Biochemische und physiologische Wirkungen stark alkalischer pH-Werte bei der Branntkalkanwendung

### 6.2.1 Akute Wirkungen

Branntkalk (CaO) reagiert mit Wasser unter Wärmeentwicklung zu Kaliumhydroxid (gelöschter Kalk, Kalkwasser):



Kalkwasser weist in gesättigter Lösung, bei Einwaage von ca. 1,3 g CaO/l, einen pH-Wert von ca. 12,5 auf. Solche extremen pH-Werte bewirken drastische chemische Veränderungen an lebendem Gewebe, insbesondere an Gewebeoberflächen, die überwiegend aus Proteinen, Fetten und Glycoproteinen (Schleimen) bestehen. Alkalische pH-Werte  $\geq 11,5$  gelten als hautätzend (EG 2008) und daher akut gewebesetzschädigend. Durch derart hohe pH-Werte wird der Ladungszustand ionisierbarer Gruppen innerhalb biogener Makromoleküle beeinflusst und damit die Bindungsfähigkeit von Wasserstoffbrücken- und Salzbindungen aufgehoben. Dadurch kommt es z. B. zur Auflösung der charakteristischen Sekundär- und Tertiärstrukturen von Epidermisproteinen bei den betroffenen Organismen. Anders als bei Säureverätzungen, bei der die koagulierten Eiweiße die betroffenen Oberflächen durch eine Art Schorf verschließen und dadurch ein weiteres Eindringen der ätzenden Flüssigkeit verhindern, kommt es bei Verätzungen durch Basen zu einer Auflösung (Kolliquation) des Gewebes unter Bildung von schleimigen Alkalialbuminaten und damit zu einem anhaltenden weiteren Vordringen in tiefere Gewebsschichten. Grund hierfür ist die Spaltung der Peptidbindung durch starke Basen. Alkalische Verätzungen an inneren und äußeren Organen, sogenannte Kolliquationsnekrosen, zeichnen sich daher durch besonders tief ins Gewebe eindringende und fortschreitende Schäden aus (z. B. in HOWELL 1986, FREY & LÖSCHER 2002). Auch Mucine, die z. B. als Schleime die äußere Schicht der Amphibienhaut bilden oder in Form von Gallerten Amphibienlaich einhüllen, erfahren durch hohe pH-Werte chemische Veränderungen. Mucine sind von Drüsenzellen abgeschiedene Glycoproteine. Diese Makromoleküle können durch Quellung sehr viel Wasser einlagern, sind aber selbst wasserunlöslich. Infolge der Einwirkung starker Basen werden sowohl die O-glycosidischen Bindungen zwischen Protein-

und Zuckeranteilen innerhalb des Moleküls als auch die Peptidbindungen im Proteinanteil gespalten. Es erfolgt eine komplette Auflösung des Makromoleküls und damit ein Verlust der physiologischen Funktion dieser Stoffe. Bei Lipiden als Bestandteil von Biomembranen findet in Anwesenheit starker Basen eine Verseifungsreaktion statt. Auch hierbei werden diese Makromoleküle gespalten – in Fettsäuresalze und höhere Alkohole – und verlieren ihre biologische Funktion irreversibel (BELITZ et al. 2008).

### 6.2.2 Subakute und chronische Wirkungen

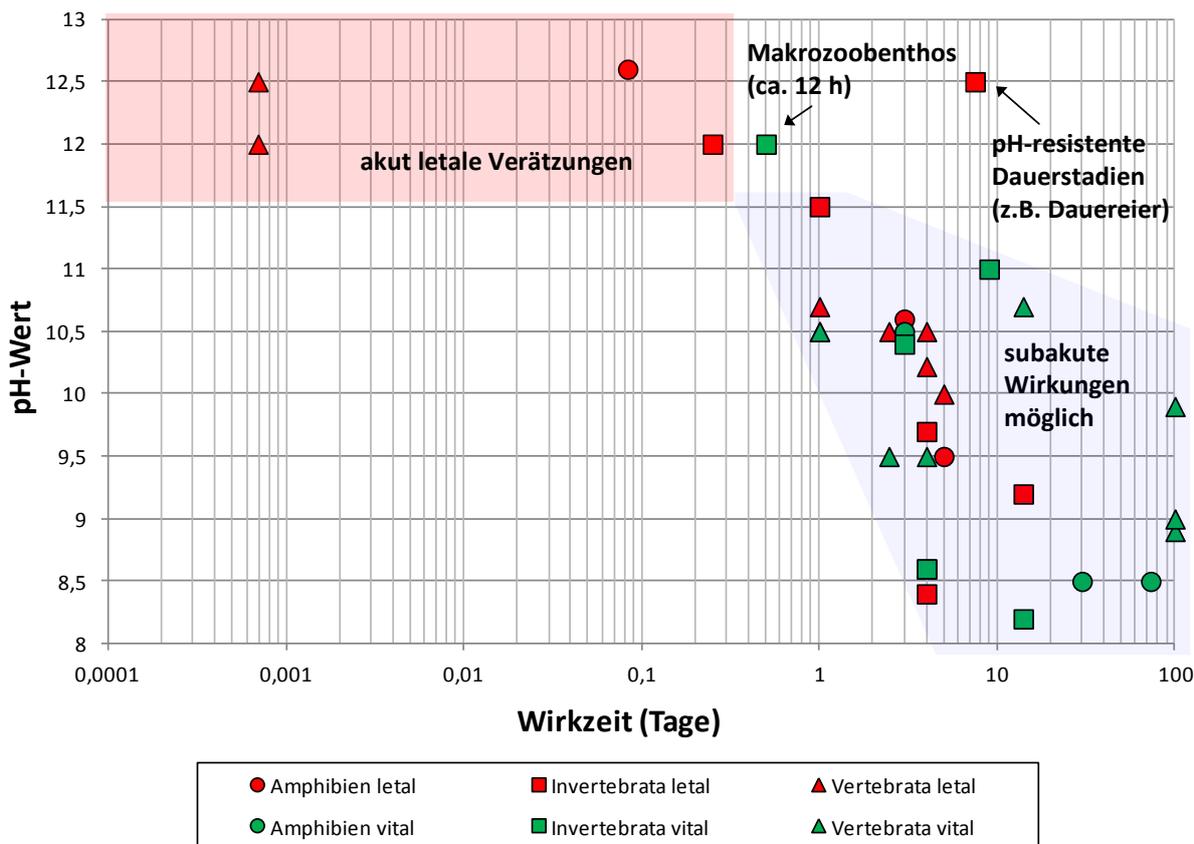
Auch alkalische pH-Werte < 11,5, die nicht zu akuten Gewebeschäden und zum Tod der betroffenen Organismen führen, können als chronische subletale Effekte zu Schädigungen oder Beeinträchtigungen führen. Insbesondere bei aquatischen Organismen führen pH-Werte des umgebenden Wassers, die sehr verschieden vom pH-Wert des Körpermilieus sind, zu physiologischem Stress. Weil der physiologische pH-Wert des Blutes bzw. der Hämolymphe (bei Insekten) artspezifisch im Bereich zwischen 6 und 8 liegt, müssen die Gradienten zwischen dem pH-Wert des Umgebungsmediums und der Körperflüssigkeiten der Organismen unter Energieaufwand mit Hilfe der Exkretionsorgane aufrechterhalten werden (PENZLIN 1991). Je steiler diese Gradienten sind, desto mehr Energie muss für ihre Aufrechterhaltung aufgewendet werden. Aufgrund der nur begrenzten Verfügbarkeit an Energie gehen den Organismen daher durch pH-Stress Ressourcen für andere lebenswichtige Prozesse wie Wachstum, Entwicklung, Fortpflanzung und Verhalten verloren. So wuchsen beispielsweise Amphibienlarven, die unter chronischem subletalem pH-Stress litten, langsamer als ungestresste Artgenossen (FOMINYKH 2008). Letztlich kann eine länger anhaltende starke Belastung der Exkretionsorgane durch pH-Stress auch zu deren Überlastung, irreversiblen Schädigung und damit zum Tod des Organismus führen, ohne dass akute Schädigungen (Verätzungen) durch extreme pH-Werte beobachtet werden. Allgemeine Grenzen der Toleranz für hohe pH-Werte können nicht angegeben werden, weil sie sehr stark von den individuellen physiologischen Fähigkeiten der jeweiligen Organismen abhängen (siehe Tabelle 211). Auch sind diese Grenzen, insbesondere für den alkalischen pH-Bereich, bisher nur selten systematisch untersucht worden, sodass für viele Organismengruppen nur sehr vage Anhaltspunkte für deren pH-Toleranz im Basischen vorliegen. Gut untersuchte Beispiele für eine ausgeprägte Fähigkeit zum Überleben bei alkalischen pH-Werten findet man bei den aquatischen Larven verschiedener Mückenarten, die ihr Körpermilieu bei pH 11 im umgebenden Wasser problemlos im physiologischen Bereich halten können (CLARK et al. 2004, CLARK et al. 2007).

## 6.3 Literaturüberblick zur Wirkung von CaO und hohen pH-Werten auf aquatische Organismen

Einen Überblick über publizierte ökotoxikologische Wirkungen von Branntkalk bzw. stark alkalischen pH-Werten zeigt Tabelle 211. In Abbildung 36 sind diese Ergebnisse grafisch zusammengefasst. In der Grafik werden die in Kap. 6.2 beschriebenen prinzipiell möglichen Wirkungsweisen von hohen pH-Werten auf aquatische Organismen deutlich – die **akut letalen Verätzungen** bei pH-Werten > 11,5 mit kurzer Einwirkzeit im Bereich von Minuten bis mehreren Stunden und die bei länger anhaltenden pH-Werten zwischen 8,5 und 11 **potenziell auftretenden subakuten Wirkungen**. In letzterem pH-Bereich finden sich sowohl Beispiele für letale Schädigungen als auch für vitales Überleben in alkalischem Milieu. Dies zeigt die offenbar sehr unterschiedliche Ausprägung der Toleranz gegenüber hohen pH-Werten bei verschiedenen Organismen.

Abbildung 36 zeigt, dass eine letale Wirkung von pH 12,5 in Einzelfällen erst nach drei Tagen bzw. ein Überleben bei pH 12 über mehrere Tage bei verschiedenen Invertebraten beobachtet wurde. Hierbei handelt es sich zum einen um eine LC<sub>50</sub> von Eiern des Darmparasiten *Ascaris suum* bei der Behandlung von Klärschlamm mit Branntkalk (SCHUH et al. 1985), zum anderen um Ergebnisse von Experimenten zu Nebenwirkungen von CaO bei der Bekämpfung von Seesternen in Miesmuschelkulturen (SHUMWAY et al. 1988). Offenbar zeigen sich hier zwei Fälle, bei denen Organismen auch akut ätzende CaO-Konzentrationen für längere Zeit (12 h – 3 d) überleben können. Obwohl nicht zu den aquatischen Organismen gehörend, weist das Beispiel des Darmparasiten auf die Fähigkeit verschiedener Organismengruppen zur Bildung von resistenten Überdauerungsformen hin. So ist bekannt, dass auch Dauereier von Zooplankton bzw. Überdauerungsstadien von Phytoplanktonorganismen sehr widerstandsfähig gegenüber lebensfeindlichen

Umweltbedingungen sein können (LUBZENS et al. 2010, RADZIKOWSKI 2013), wobei direkte Aussagen zur Resistenz gegenüber alkalischen Milieubedingungen in diesem Zusammenhang nicht recherchiert werden konnten.



**Abbildung 36: Grafische Darstellung publizierter Daten zur Wirkung alkalischer pH-Werte auf aquatische Organismen. Beispiele, in denen die Kombination aus pH-Wert und Wirkzeit zum Absterben bzw. teilweisen Absterben (z. B. LC50-Werte) der Organismen führte, sind rot markiert.**

**Tabelle 211: Beispiele für Effekt-/No-Effekt-Konzentrationen bzw. pH-Werte bei verschiedenen Organismen im stark alkalischen Bereich**

pH-Wirkung auf Organismen	Effekt-Konzentration (Endpunkt/Wirkzeit)	Effekt-pH-Wert (Endpunkt/Wirkzeit)	No-Effekt-Konzentration (Wirkzeit)	No-Effekt-pH-Wert (Wirkzeit)	Literaturquelle
<b>Mikroorganismen</b>					
Inaktivierung von Viren	-	11,5-13 (LC <sub>100</sub> /k.A.)	-	-	(ROLLE & MAYR 2006)
Inaktivierung von Bakterien und Viren	-	> 12 (LC <sub>100</sub> /40 s)	-	-	(FREY & LÖSCHER 2002)
Abtötung von Salmonellen	-	10,7 (LC <sub>100</sub> /24h)	-	-	(MINOTTE-CADIERGUES et al. 2001)
Leuchthemmung <i>Vibrio fischeri</i>	31 mg/l CaO (EC <sub>50</sub> /15 min)	9,0 (EC <sub>50</sub> /15 min)	-	-	(LOCKE et al. 2009)
<b>Wasserpflanzen</b>					
<i>Ulva lactula</i> (Chlorophyta)	-	11,6 (LC <sub>100</sub> / > 1d)	-	-	(PEDERSEN & HANSEN 2003)
Submerse Makrophyten in Teichen	275 mg/l CaO (LC <sub>100</sub> /14 d)	11,3 - 11,5 (LC <sub>100</sub> /14 d)	-	-	(CHAMBERS et al. 2001)
<i>Gymnodinium dominans</i> (Dinophyceae, marin)	-	10,0 (LC <sub>100</sub> /5d)	-	-	(PEDERSEN & HANSEN 2003)

pH-Wirkung auf Organismen	Effekt-Konzentration (Endpunkt/ Wirkzeit)	Effekt-pH-Wert (Endpunkt/ Wirkzeit)	No-Effekt-Konzentration (Wirkzeit)	No-Effekt-pH-Wert (Wirkzeit)	Literaturquelle
<i>Codium fragile</i> (Chlorophyta)	-	-	40 g/l CaO (1 min)	12 (1 min)	(MACNAIR & SMITH 1999)
Photosynthese <i>Enteromorpha</i> sp. (Chlorophyta)	-	-	-	10,5 (> 1d)	(SAND-JENSEN & GORDON 1984)
<i>Nannochloropsis</i> sp. (Eumastigophytes)	-	-	-	10,08 (k.A.)	(ELZENGA & PRINS 2000)
<b>Invertebrata</b>					
Eier Spulwurm ( <i>Ascaris suum</i> )	-	12,5 (LC <sub>50</sub> / 3 d)	-	-	(SCHUH et al. 1985)
Seestern ( <i>Asterias vulgaris</i> )	20 g/l CaO (LC <sub>100</sub> / ca. 12 h)	> 12 (LC <sub>100</sub> / ca. 12 h)	-	-	(SHUMWAY et al. 1988)
Seescheide ( <i>Molgula</i> sp.)	40 g/l CaO (LC <sub>100</sub> / 1 min)	12 (LC <sub>100</sub> / 1 min)	-	-	(MACNAIR & SMITH 1999)
Egel (Hirudinea)	250 mg/l CaO (LC <sub>100</sub> / k.A.)	> 11,5 * (LC <sub>100</sub> / k.A.)	-	-	(PROST et al. 1974)
<i>Daphnia galeata</i> (neonat)	-	10,5 (LC <sub>50</sub> / k.A.)	-	-	(VIJVERBERG et al. 1996)
Kleiner Seekrebs ( <i>Crangon septemspinosa</i> )	158 mg/l CaO (LC <sub>50</sub> / 96 h) 53,1 mg/l CaO (LC <sub>50</sub> / 14 d)	9,7 (LC <sub>50</sub> / 96 h) 9,2 (LC <sub>50</sub> / 14 d)	50 mg/l CaO (96 h) 32 mg/l CaO (14 d)	8,6 (96 h) 8,2 (14 d)	(LOCKE et al. 2009)
<i>Cyclops</i> sp. (Copepoda)	65 mg/l CaO (LC <sub>100</sub> / 96 h)	>8,6 (LC <sub>100</sub> / 96 h)	-	-	(DAS et al. 2013)
<i>Branchiura</i> sp. (Tubificidae)	176 mg/l CaO (LC <sub>100</sub> / 96 h)	>8,4 (LC <sub>100</sub> / 96 h)	-	-	(DAS et al. 2013)
<b>Invertebrata</b>					
Strandkrabbe ( <i>Carcinus maenas</i> )	-	-	Ca(OH) <sub>2</sub> gesätt. (7d)	12-12,7 (7 d)	(LOCKE et al. 2009)
Miesmuscheln ( <i>Mytilus edulis</i> ), Strandschnecken ( <i>Littorina littorea</i> ), Würmer ( <i>Littorina littorea</i> , <i>Glycera dibranchiata</i> ), Hummerlarven ( <i>Homerus americanus</i> )	-	-	20 g/l CaO (ca. 12 24 h)	> 12 (ca. 12 24 h)	(SHUMWAY et al. 1988)
Trichoptera n. det.	-	-	-	pH 11,5 – 12 (k.A.)	(ALABASTER & LLOYD 1980)
Stechmücken ( <i>Aedes aegypti</i> , <i>Ochlerotatus taeni-orhynchus</i> )	-	-	-	pH 11 (7 – 9 d)	(CLARK et al. 2004)
<i>Daphnia galeata</i> (adult)	-	-	-	10,5 (ca. 4 Wochen)	(VIJVERBERG et al. 1996)
<i>Daphnia pulex</i>	-	-	-	pH 10,4 (32 h)	(DAVIS & OZBURN 1969)
pH-tolerante Ciliaten (marin)	-	-	-	9,9 (dauerhaft)	(PEDERSEN & HANSEN 2003)
Marron-Flusskrebs ( <i>Cherax tenuimanus</i> )	-	-	-	> 9,5 (12 h)	(PIPER et al. 1998)
pH-sensible Ciliaten (marin)	-	-	-	8,9 (dauerhaft)	(PEDERSEN & HANSEN 2003)
<b>Vertebrata</b>					
adulte Krallenfrösche ( <i>Xenopus laevis</i> )	1,5 g/l CaO (LC <sub>100</sub> / ca. 2h)	ca. 12,6 (LC <sub>100</sub> / ca. 2h)	-	-	(SOMA 2001)
Embyos Krallenfrosch ( <i>Xenopus laevis</i> ) und Ornament- Engmaulfrosch ( <i>Microhyla ornata</i> )	-	10,6 (LC <sub>100</sub> 72 / 24 h)	-	10,5 (72 / 24 h)	(CHOGULE et al. 2012)
Embryos Graskarpfen ( <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	-	10,5 (LC <sub>100</sub> / 48 - 70 h)	-	9,5 (48 - 70 h)	(EL-FIKY 2002)
Dreistachliger Stichling (Gas-	457 mg/l CaO	10,5	100 mg/l CaO	9,5	(LOCKE et al.

pH-Wirkung auf Organismen	Effekt-Konzentration (Endpunkt/ Wirkzeit)	Effekt-pH-Wert (Endpunkt/ Wirkzeit)	No-Effekt-Konzentration (Wirkzeit)	No-Effekt-pH-Wert (Wirkzeit)	Literaturquelle
<i>terosteus aculeatus</i> )	(LC <sub>50</sub> / 96 h)	(LC <sub>50</sub> / 96 h)	(96 h)	(96 h)	2009)
Fischbrut tropische Cypriniden ( <i>Catla catla</i> , <i>Labeo rohita</i> , <i>Cirrhinus mrigala</i> )	618 mg/l CaO (LC <sub>100</sub> / 96 h) 416 mg/l CaO (LC <sub>50</sub> 96 h)	10,22 (LC <sub>100</sub> / 96 h) 9,0 (LC <sub>50</sub> 96 h)	< 350 mg/l CaO (96 h)	< 8,5 (96 h)	(DAS et al. 2013)
Larven von Grasfrosch ( <i>Rana temporaria</i> ) u. Teichmolch ( <i>Lissotriton vulgaris</i> )	-	9,5 (LC <sub>100</sub> / 5 - 10 d)	-	8,5 (73 - 75 d)	(FOMINYKH 2008)
Schleie ( <i>Tinca tinca</i> )	-	-	-	pH 10,7 (14 d)	(Lit. in MCKEE & WOLFF 1963)
Karpfen ( <i>Cypinus carpio</i> )	-	-	-	9 (dauerhaft)	(DAS et al. 1995)
Embryos Molche ( <i>Triturus carnifex carnifex</i> , <i>T. italicus</i> )	-	-	-	8,5 (13 - 30 d)	(D'AMEN et al. 2007)

RAIKOW et al. (2006) zeigten aber beispielsweise, dass die LC<sub>50</sub> des Biozids Menadione gegenüber Dauereiern planktischer Crustaceen und Rotatorien 2- bis 3-mal so hoch war wie gegenüber den Organismen selbst. Die Widerstandsfähigkeit der Dauereier stieg noch einmal um dem Faktor 10, wenn sie statt in Wasser in Sediment suspendiert vorlagen. Es ist anzunehmen, dass Ähnliches auch für die Wirkung von hohen pH-Werten auf Dauerstadien von anderen Planktonorganismen gilt. Die oft beobachtete schnelle Erholung des Phyto- und Zooplanktons nach drastischen Branntkalkbehandlungen innerhalb von wenigen Tagen bis Wochen (z. B. DASHU et al. 1956, SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ 1998) könnte unter anderem auf die Rekrutierung aus im Sediment überlebenden Dauerstadien zurückzuführen sein. Es wird vielmehr sogar angenommen, dass erhöhte pH-Werte die Beendigung der Diapause von Dauereiern planktischer Crustaceen begünstigen (VANVLASSELAER & DE MEESTER 2010). Weil Fischteiche aufgrund ihres regelmäßigen Trockenfallens für aquatische Organismen ohnehin Habitate mit temporären drastischen Störungen darstellen, sind in Teichbiozöosen in der Regel besonders viele Tier- und Pflanzenarten anzutreffen, die widerstandsfähige Überdauerungsformen ausbilden, sodass Teichsedimente oft regelrechte Samen- bzw. Ei-Banken darstellen, aus denen eine wiederholte Neubesiedlung des Gewässers nach Katastrophen – z. B. einer Branntkalkanwendung – erfolgen kann (BROCK et al. 2003). Solchen widerstandsfähigen Eiern steht der sehr empfindliche Laich von Amphibien und Fischen gegenüber. Die bei diesen Tiergruppen lediglich durch ein Chorion geschützten Embryonen sind Schwankungen des Umgebungsmilieus, insbesondere wenn es sich um Schwankungen der Konzentration kleiner Ionen handelt, nahezu ungeschützt ausgesetzt (LITTLE 1983). Akut ätzende pH-Werte > 11,5 führen daher bei Fisch- und Amphibieneiern unweigerlich zum schnellen Absterben.

Die von SHUMWAY et al. (1988) bei Versuchen zur CaO-Anwendung in marinen Aquakulturen beobachtete Resistenz von Miesmuscheln und Strandschnecken gegenüber stark alkalischen pH-Werten < 12 über ca. einen Tag resultiert hingegen sicher aus deren Fähigkeit, sich bei ungünstigen Umgebungsbedingungen für eine bestimmte Zeit mittels ihrer Schalen bzw. des Operculums hermetisch vom umgebenden Wasser abzuschließen und so den empfindlichen Körper über Stunden bis Tage zu schützen (z. B. in SUNILA 1981). Dies sollte in ähnlicher Weise auch für Süßwassermollusken in Fischteichen gelten. Auf den ersten Blick überraschend ist die Tatsache, dass in den Versuchen von SHUMWAY et al. (1988) auch zwei Polychaetenarten kaum von pH-Werten > 12 beeinträchtigt wurden. Die Tiere hatten allerdings in den Experimenten die Möglichkeit, sich ins Sediment zurückzuziehen und so den ansonsten sicherlich letalen pH-Verhältnissen zu entgehen. Auch andere Autoren weisen darauf hin, dass kaum eine Wirkung von Branntkalk auf sedimentbewohnende Organismenarten zu erwarten ist (MERLA 1990, CLEARWATER et al. 2008). Hummerlarven wurden in o. g. Versuchen von den hohen pH-Werten ebenfalls nicht geschädigt, wobei auch hier der Resistenzmechanismus zunächst unklar bleibt. Hinweise auf eine erstaunliche Fähigkeit von Decapoden zum Überleben in extrem alkalischen Wässern finden sich allerdings auch bei anderen Autoren (PIPER et al. 1998, LOCKE et al. 2009). Weil es sich um sehr bewegliche Tiere handelt, scheint jedoch am ehesten eine Fluchtreaktion bzw. das schnelle zielgerichtete Aufsuchen von Bereichen mit niedrigeren pH-Werten, die aufgrund des Versuchsdesigns in den Experimentaltanks vorhanden waren, als Erklärung infrage zu kommen. Einzig Seesterne (*Asterias vulgaris*), sehr langsame Tiere ohne die Fähigkeit, sich ins Sediment zurückzuziehen, wurden in den Versuchen von SHUMWAY et al. (1988) von den hohen pH-Werten massiv geschädigt. Gezielte Freilandexperimente zur Wirkung von sehr hohen Branntkalkdosen auf die Begleitfauna in Süßwasser-

aquakulturen sind bisher kaum durchgeführt worden. In einem Beispiel aus Malawi wurde die 100%ige letale Wirkung von CaO auf adulte Krallenfrösche (*Xenopus* sp.) bei pH-Werten von 12,6 in gesättigtem Kalkwasser innerhalb von 2 h gezeigt (SOMA 2001). Die Tiere, insbesondere die Kaulquappen, gelten in den dortigen Teichwirtschaften als starke Nahrungskonkurrenten der Fischbrut (DE GRAAF & JANSSEN 1996). Die Versuche wurden allerdings in Eimern durchgeführt, sodass die Frösche keine Möglichkeit zur Flucht bzw. zum Aufsuchen von Refugien im natürlichen Gewässer hatten. Eine akut schädigende Wirkung von pH 11,5 auf submerse Makrophyten bzw. Phytoplankton wurde in Freilandstudien nachgewiesen (z. B. in CHAMBERS et al. 2001). In einer Vorgängerstudie zu den Auswirkungen von KHV-Desinfektionskalkungen in sächsischen Fischteichen sind offenbar keine akut schädigenden pH-Werte von > 11,5 erreicht und dementsprechend auch keine Hinweise auf akute Verätzungen gefunden worden (FÜLLNER et al. 2011), sodass bisher keine Beispiele für Schädigungen von tierischen Organismen durch akute Verätzungen aus Süßwasseraquakulturen gemäßigter Klimate vorliegen.

Aus den vorgestellten Literaturbefunden kann einerseits geschlussfolgert werden, dass durch die akut ätzende Wirkung von CaO bzw. gesättigten Ca(OH)<sub>2</sub>-Lösungen eine starke Schädigung aquatischer Organismen, die sich im Freiwasser oder auf der Sedimentoberfläche aufhalten, zu erwarten ist. Dies gilt insbesondere für den Laich von Amphibien und Fischen. Es zeigte sich andererseits aber auch, dass Lebewesen, die aufgrund ihres Körperbaus einen Schutz gegenüber vorübergehenden drastischen Veränderungen des Umgebungsmilieus haben (z. B. verschleißbare Schalen bei Mollusken) bzw. denen eine schnelle Flucht in Refugien möglich ist (z. B. in Bereiche niedrigerer Konzentration im Gewässer oder in tiefere Sedimentschichten) auch hohe CaO-Dosierungen durchaus überleben können. Letztere Vermeidungsstrategie, die vertikale Flucht ins Sediment, dürfte vor allem für Makrozoobenthosorganismen von größerer Bedeutung sein als eine laterale Flucht aus der Zone hoher pH-Werte, die kleinen und langsamen Tieren eher nicht möglich ist. So ist bekannt, dass sehr viele invertebrate Bewohner temporärer Gewässer ungünstige Bedingungen eingegraben im Sediment überdauern können (HUMPHRIES & BALDWIN 2003). Ob Amphibien durch laterale Flucht effektiv Verätzungen bei Brantkalkbehandlungen entgehen könnten, bleibt fraglich. Normalerweise halten sich Amphibien in Fischteichen aber im Randbereich, d. h. in Flachwasser- und Röhrlichtzonen auf. Untersuchungen zeigten, dass bei Desinfektionskalkungen an Teichen in der Lausitz in den Uferzonen der Teiche keine pH-Werte > 11 erreicht wurden, sodass diese Bereiche wohl als pH-Refugien für Amphibien bei CaO-Anwendung angesehen werden können. Weiterhin eröffnet die nur zeitweise Anwesenheit der meisten Amphibien im bzw. am Gewässer – nämlich ab Beginn des Laichgeschäfts im Frühjahr bis zur Abwanderung der Jungtiere im Herbst – ein Zeitfenster, in dem ein Ausbringen von CaO kaum akute Schäden anrichten dürfte (TEUFERT 2010).

Direkt schädigende pH-Werte > 11,5 halten nach Brantkalkgaben oft nur Stunden bis wenige Tage an, während erhöhte pH-Werte von 9 bis 10 in den behandelten Teichen durchaus noch mehrere Wochen danach gemessen werden können (FÜLLNER et al. 2011). Insofern sollten auch mögliche subakute Wirkungen erhöhter pH-Werte erörtert werden. Bezüglich der subakuten Wirkungen alkalischer Bedingungen auf wirbellose aquatische Organismen gibt es unterschiedlichste Befunde bezüglich Höhe des pH, Einwirkzeit und Letalität (siehe Abbildung 36 und Tabelle 211). Die pH-Spanne reicht von Mückenlarven, die bei pH 11 ihre Larvalentwicklung ohne deutliche Schäden durchlaufen können (CLARK et al. 2004, CLARK et al. 2007) bis hin zu Tubificiden, die schon bei einem vergleichsweise moderat alkalischen pH-Wert von 8,4 eine sehr hohe Mortalität zeigten (DAS et al. 2013). In Untersuchungen zur pH-Toleranz von Cladoceren, die in Fischteichen sehr wichtige Nährtiere darstellen, überlebte *Daphnia magna* 32 h einen pH-Wert von 10,4 (DAVIS & OZBURN 1969). Insgesamt wird für die für Cladoceren kritische pH-Wert im Bereich 10,5 bis 11,5 angesiedelt (O'BRIEN & DENOYELLES 1972, HANSEN et al. 1991). Andere Autoren zeigten jedoch, dass bei pH 10,5 etwa die Hälfte der frisch geschlüpften Daphnien (*Daphnia galeata*) irreversibel geschädigt waren, während bei den adulten Tieren keine erhöhte Mortalität im Vergleich zu Ansätzen mit pH 9 zu verzeichnen war (VIJVERBERG et al. 1996). Die Untersuchungen wurden an vier unterschiedlichen Klonen von *D. galeata* durchgeführt. Interessanterweise wurde die Anzahl der angelegten Eier nur bei zwei der vier Klone durch die Erhöhung der pH-Werte bis 10,5 signifikant erniedrigt. Unter Berücksichtigung von Eizahl und Sterblichkeit der neonaten Tiere ergab sich zwar für alle untersuchten Klone eine signifikant erniedrigte Populationswachstumsrate bei pH > 10, aber zwei der vier Klone erwiesen sich als deutlich weniger pH-sensibel. Die Autoren schlussfolgerten daraus, dass in Gewässern, in denen regelmäßig solche hohen pH-Werte auftreten, eine Selektion von pH-toleranten Klonen von *D. galeata* stattfinden sollte. Betrachtet man unter diesem Gesichtspunkt Fischteiche, die ja per se möglichst eutroph, d. h. produktiv sein sollen und damit schon zur biogenen Ausbildung hoher pH-Werte vor allem im Frühjahr und Sommer neigen (SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ 1998), ist zu vermuten, dass deren

Biozönosen insgesamt bereits das Ergebnis einer solchen Selektion hin zu einem vergleichsweise pH-toleranten Arteninventar sind. Generelle Aussagen zu kritischen pH-Werten für Invertebraten sind angesichts der nur schlaglichtartigen Befunde, der sehr heterogenen Methodik und der unterschiedlichen Hintergründe der Untersuchungen, auf denen die unterschiedlichen Aussagen beruhen, schwierig zu treffen. Daten zur Toleranz von naturschutzfachlich besonders interessanten Organismengruppen (Odonata, Coleoptera, Bivalvia) gegenüber erhöhten pH-Werten zwischen 9 und 11 konnten nicht recherchiert werden.

In Bezug auf suboptimale pH-Werte für Amphibien findet sich eine große Anzahl an Veröffentlichungen zur Problematik im sauren Bereich von pH 4 bis 6, insbesondere im Zusammenhang mit dem Phänomen des „Sauren Regens“. Der Begriff Kalkung taucht in dieser Literatur höchstens als mögliche Rettungsmaßnahme für Amphibienbestände auf (z. B. in BEEBEE 1996). Die Literatur zu Schäden durch hohe pH-Werte ist hingegen sehr spärlich vertreten. Negative pH-Wirkungen auf Amphibienlarven im alkalischen Bereich beschreibt FOMINYKH (2008) unter Hinweis auf Verhältnisse in industriell belasteten Gewässern. Es konnte gezeigt werden, dass ein pH-Wert von 9 bis 9,5 über einen Zeitraum von 5 bis 10 Tagen bei Larven von Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) quasi zu einem Entwicklungsstopp und letztlich zum Tod der Larven führte. Auch ein pH-Wert von 8 bis 8,5 bewirkte noch eine deutliche Entwicklungsverzögerung. Von einer erhöhten Mortalität bei Amphibienlarven ab pH 9 berichten auch LAUFER et al. (2007). Hingegen wurden bei den Embryos zweier tropischer Froschlurche (*Xenopus laevis*, *Microhyla ornata*) bei pH 10,5 über 72 bzw. 24 h keine auffälligen Unterschiede zur Kontrollgruppe bei pH 7 festgestellt (CHOGULE et al. 2012). Erstaunlicherweise waren aber schon geringfügig erhöhte pH-Werte (10,6) letal, sodass zumindest im Falle dieser Arten 10,5 als kritischer pH-Wert für die Embryonalentwicklung angegeben werden kann. Neben einer spezifischen pH-Unempfindlichkeit der hier untersuchten Arten könnte für die Unterschiede zu den Experimenten mit Larven von FOMINYKH (2008) auch eine Rolle spielen, dass die Embryos im Vergleich zu den Larven noch vom Chorion umgeben sind, welches chemische Umwelteinflüsse in ihrer Wirkung zumindest dämpfen könnte. So fanden z. B. andere Autoren bei pH-Werten von 8,5 noch keinerlei Wirkung auf die Entwicklung von Molcheiern (D'AMEN et al. 2007). Die oft postulierte Schutzwirkung der Eihüllen vor Umwelteinflüssen ist aber zumindest bei Fischeiern, die denen von Amphibien sehr ähnlich sind, eher umstritten (HENN 2011). So erwiesen sich z. B. Embryos von Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) empfindlicher als die Amphibienlarven in den Untersuchungen von CHOGULE et al. (2012). In den Untersuchungen von EL-FIKY (2002) betrug der höchste pH-Wert ohne erhöhte Mortalität 9,5. Für Fischlarven verschiedener teichwirtschaftlich wichtiger Fische der Tropen sowie für den Karpfen werden pH-Werte > 9 als kritisch angesehen (DAS et al. 2013).

Kritische pH-Werte, ab denen subakute Schädigungen auftreten können, sind artspezifisch und abhängig von den Bedingungen, unter denen die Evolution der Organismen einst stattgefunden hat. Als eine sehr grobe Annäherung an einen generellen Wert könnte der Median der aus der Literatur extrahierten No-Effekt-pH-Werte (siehe Tabelle 211) herangezogen werden. Für Invertebrate würde dieser Wert bei 9,9, für Vertebrate, d. h. Fische und Amphibien, bei 9,5 liegen. Für die Wahrscheinlichkeit des tatsächlichen Eintretens subakuter Wirkungen im pH-Bereich 9 bis 11 gelten jedoch umso mehr die Ausführungen zur Bedeutung von „pH-Refugien“, wie sie z. B. Ufer- und Röhrichtzonen oder das Sediment darstellen, weil den Tieren in diesem nicht akut toxischen pH-Bereich wesentlich mehr Zeit zum Aufsuchen dieser lebensfreundlicheren Zonen bleibt.

An dieser Stelle sei der Vollständigkeit halber noch auf das Problem der Ammoniaktoxizität hingewiesen, welches im Zusammenhang mit hohen pH-Werten in Gewässern – gleich, ob sie photosynthetisch oder durch CaO verursacht sind – stets zu beachten ist. Aufgrund der pH-Abhängigkeit des  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewichtes steigt bei hohem pH der Gehalt an giftigem Ammoniak im Wasser stark an. So liegt das Gleichgewicht bei pH 10 und 20 °C fast vollständig auf der Seite von  $\text{NH}_3$ . Von Vergiftungen betroffen sind alle aquatischen Organismen, wobei offenbar Fische besonders empfindlich sind (USEPA 1999). Dies ist auch der Hintergrund für die Ammoniumgrenzwerte, die z. B. in Karpfenteichen mit > 0,02 mg/l angegeben werden (SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ 1998).

# 7 In-vitro-Experimente zur pH-Toleranz von Amphibien und Cladoceren

## 7.1 Veranlassung

In Kapitel 6 wurde umfassend dargestellt, dass die Schädigung von Amphibien und Wirbellosen durch hohe pH-Werte bzw. CaO bis auf wenige Ausnahmen bisher kaum experimentell untersucht wurde. Im Fokus des Forschungsinteresses standen bisher suboptimale pH-Werte im sauren Bereich, die als Folge des Phänomens „Saurer Regen“ großflächig in Gewässern zu verzeichnen waren und zur Schädigung von Gewässerbiozöten geführt haben. Auf der Seite der anthropogen verursachten alkalischen pH-Werte durch Branntkalkanwendung gab es bisher einige wenige experimentelle Studien zu Nebenwirkungen von CaO in marinen Aquakulturen. Nach verstärktem Auftreten von KHV in sächsischen Teichwirtschaften und damit verbundenen Ertragseinbußen wird eine Rückkehr zur früheren Praxis der Frühjahrsdesinfektionskalkung angestrebt. Hieraus ergeben sich potenzielle Konflikte zu den Naturschutzaufgaben, denen mittlerweile viele Teiche unterliegen. Aus diesem Grund soll die Wirkung von Branntkalk auf die aus naturschützerischer Sicht besonders bedeutsamen Amphibien, aber auch auf Zooplankton, stellvertretend für aquatische Wirbellose, in Laborexperimenten näher beleuchtet werden.

## 7.2 Methodik

### 7.2.1 Versuchswässer

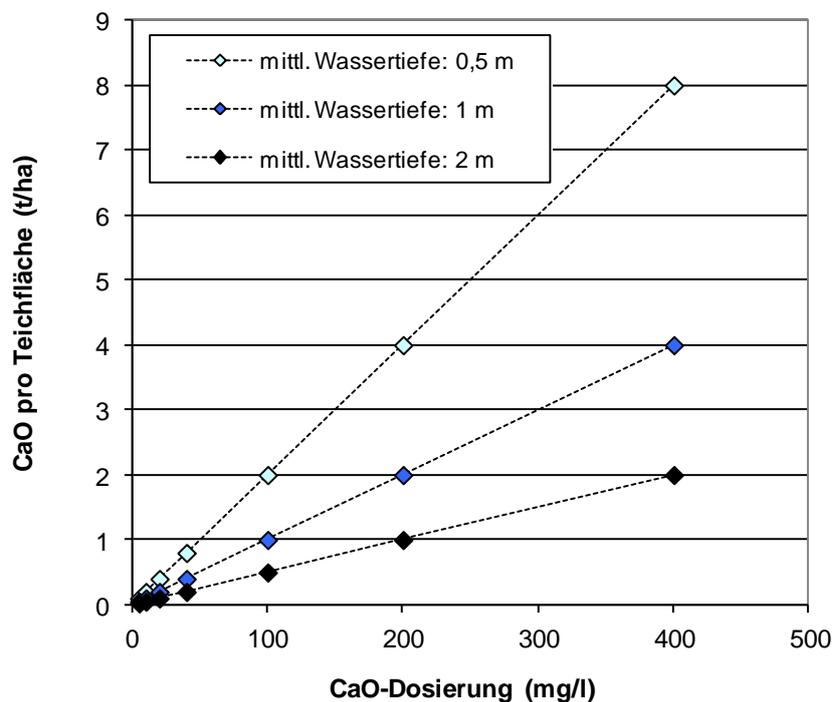
Bei der Verwendung natürlicher Wässer in Laborversuchen kann streng genommen kein reproduzierbares Versuchsergebnis erzielt werden. Andererseits birgt die Verwendung synthetischer Wässer bei Experimenten mit Versuchstieren aus natürlichen Habitaten die Gefahr, dass die Ergebnisse aufgrund von Adaptationsproblemen der Tiere verfälscht sind. Daher wurde in den vorliegenden Untersuchungen mit synthetischen und natürlichen Wässern parallel gearbeitet. Wasser aus dem Kretschelgrundteich wurde in den Versuchen als natürliches amphibienfreundliches Teichwasser verwendet. Der Teich gilt als sehr sauberes Gewässer mit stetigen und starken Amphibienpopulationen und ist vom Standort der IDUS GmbH aus in relativ kurzer Zeit zu erreichen. Der in den Versuchen verwendete Erdkröten- und Grasfroschlaich stammt aus diesem Gewässer (siehe Tabelle 214). Neben dem natürlichen Teichwasser wurden die Experimente mit Amphibienlaich und -larven weiterhin mit synthetischem Teichwasser angesetzt, wie es GREULICH & PFLUGMACHER (2003) in ihren Versuchen mit Rotbauchunken verwendeten (*aqua dest.*, 100 mg/l NaCl, 200 mg/l CaCl<sub>2</sub>\*2H<sub>2</sub>O, 103 mg/l NaHCO<sub>3</sub>). Die Versuche mit *Daphnia magna* wurden sowohl in natürlichem Teichwasser als auch in synthetischem Daphnienmedium ADaM (KLÜTTGEN et al. 1994) angesetzt. In Tabelle 212 sind die verwendeten Versuchswässer im Vergleich mit der mittleren Zusammensetzung von Wässern aus den Untersuchungsteichen in der Teichlausitz anhand einfacher Parameter charakterisiert.

**Tabelle 212: Charakteristika der Versuchswässer im Vergleich zum Wasser aus den in der Teichlausitz beprobten Fischeichen (\*ADaM zur Verwendung im Daphnientest)**

Parameter	synth. Teichwasser (GREULICH & PFLUG- MACHER 2003)	natürl. Teichwasser Kretschelgrundteich	ADaM* (KLÜTTGEN et al. 2004)	Fischeiche in der Lausitz
Leitfähigkeit	606	432	937	344 (281 – 394)
pH-Wert	8,1	7,6	8,0	7,8 (6,3 – 8,7)
Färbung	keine	gelblich	keine	gelblich

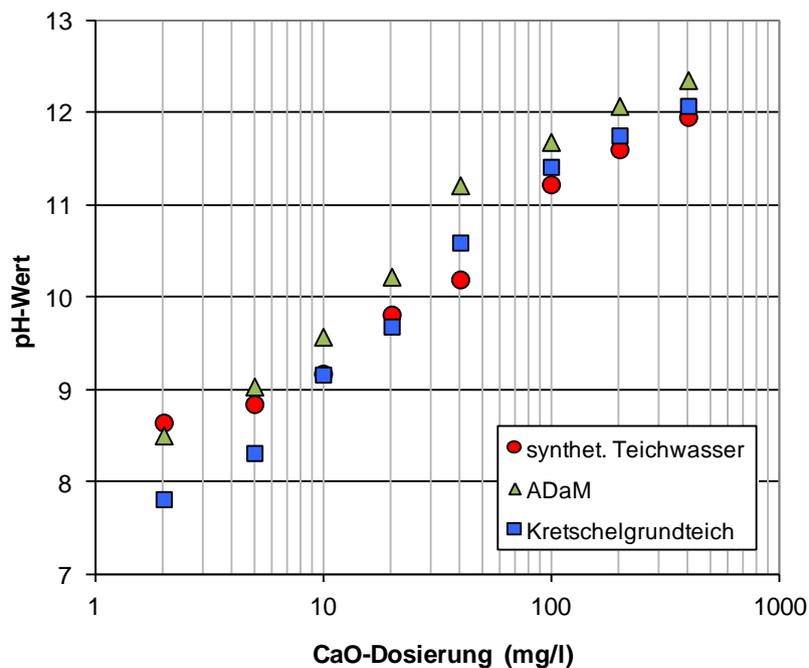
In Vorversuchen wurde die Reaktion der unterschiedlichen Versuchswässer auf eine Zugabe von CaO zur Simulation der Branntkalkbehandlung getestet. Branntkalk (CaO) wurde in fein gemahlener Form eingesetzt (VWR Produkt 22645.260 CaO technical). Weil die Branntkalkgabe in der Praxis üblicherweise mit der Einheit t/ha angegeben wird, sind die CaO-

Konzentrationen und damit die entstehenden pH-Werte im Wasser abhängig von der mittleren Wassertiefe im betreffenden CaO-behandelten Teich. Der Zusammenhang zwischen CaO-Dosierung pro m<sup>2</sup> und CaO-Konzentration in Abhängigkeit von der Wassertiefe ist in Abbildung 37 dargestellt.



**Abbildung 37: Zusammenhang zwischen volumenbezogener CaO-Dosierung (mg/l) und Dosierung pro ha Teichfläche in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe des Gewässers**

Die resultierenden pH-Werte in Abhängigkeit von der Branntkalkdosierung in den verschiedenen Versuchswässern zeigt Abbildung 38. In den Vorversuchen wurden Konzentrationen in dem vom AG bestimmten Bereich der CaO-Dosierungen (0,25, 0,5, 1, 2 und 4 t/ha) getestet. Es zeigte sich, dass in allen drei Versuchswässern der pH-Wert bei einer Dosierung von 100 mg/l, was z. B. einer Dosierung 0,5 t/ha in einem Teich mit einer mittleren Tiefe von 0,5 m entspräche, auf über 11 ansteigt. Dabei reagierten die gewählten Versuchswässer leicht unterschiedlich auf die CaO-Zugabe. Im natürlichen Teichwasser des Kretschelgrundteiches steigt der pH-Wert bei niedrigen CaO-Konzentrationen bis 20 mg/l weniger stark als in den beiden synthetischen Wässern, was auf die puffernden Eigenschaften der offensichtlich enthaltenen Huminstoffe (Parameter Färbung der Tabelle 212) zurückzuführen sein dürfte. Es wird angenommen, dass die Wässer aus den untersuchten Teichen in der Lausitz mit einem vergleichbaren pH-Anstieg auf Branntkalkgaben reagieren, d. h. die Laborversuche in dieser Hinsicht die Verhältnisse *in situ* gut widerspiegeln.

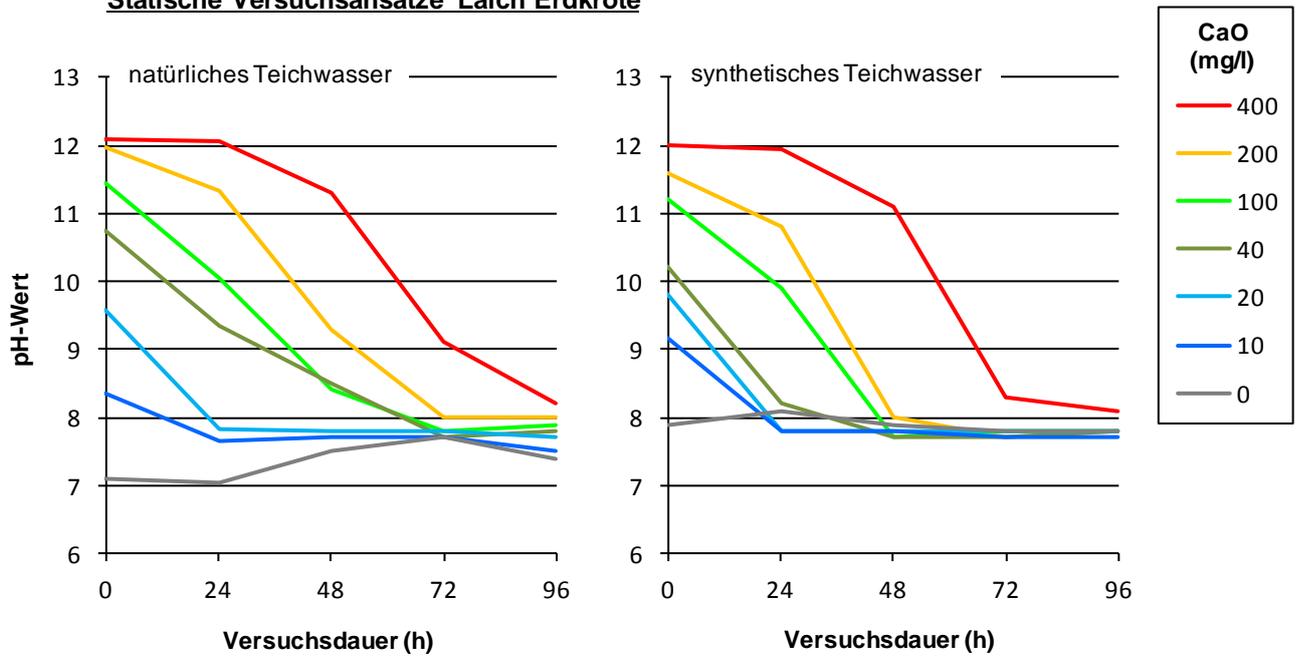


**Abbildung 38: pH-Wert in Abhängigkeit von der CaO-Dosierung in den verschiedenen verwendeten Versuchswässern**

Geplant war zunächst, dass grundsätzlich statische Versuche, d. h. mit einmaliger CaO-Dosierung am Versuchsbeginn, durchgeführt werden sollten. Dieses Versuchsdesign entspricht am ehesten den Bedingungen *in situ* bei einer einmaligen CaO-Applikation im Teich, bei der die sehr hohen pH-Werte am Anfang langsam innerhalb von Tagen wieder auf den Ausgangs-pH im Teich zurückgehen. Bei den ersten Versuchen mit Laich und Larven von Erdkröte bzw. Grasfrosch zeigte sich allerdings, dass die pH-Werte in den Versuchsansätzen teilweise sehr viel schneller zurückgingen, als das in den Teichen im Freiland zu beobachten war. Damit war nur die Ermittlung von pH-Schwellenwerten möglich, die durch akute Schädigungen zum schnellen Tod aller Versuchstiere innerhalb von 24 h führte (vergleiche Kapitel 6.2). Dies betraf CaO-Konzentrationen > 100 mg/l.

Subakute pH-Wirkungen, die möglicherweise erst innerhalb der gesamten Versuchsdauer zu Schädigungen führen, konnten so kaum beobachtet werden, weil die pH-Werte zwischen 10 und 11 in den nicht akut toxischen Ansätzen nur über kurze Zeit, niemals jedoch über 96 h stabil waren. Neben den statischen Versuchen wurden daher die Versuche mit Laich und Larven vom Bergmolch sowie mit *Daphnia magna* als semikontinuierliche Versuche wiederholt. Eine entsprechende Wiederholung mit dem Laich der beiden Froschlurcharten war nicht möglich, weil nach Abschluss der statischen Versuche im Freiland kein geeigneter Laich mehr zur Verfügung stand. In den semikontinuierlichen Versuchen wurden zunächst Lösungen mit definierten CaO-Konzentrationen eingestellt und deren pH-Werte ermittelt. Nach 24, 48 und 72 h wurde dann der jeweilige Start-pH durch Zugabe einer gesättigten  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung (= Kalkwasser) wieder eingestellt (siehe Abbildung 39 unten).

### Statische Versuchsansätze Laich Erdkröte



### Semikontinuierlicher Versuchsansatz *Daphnia magna*

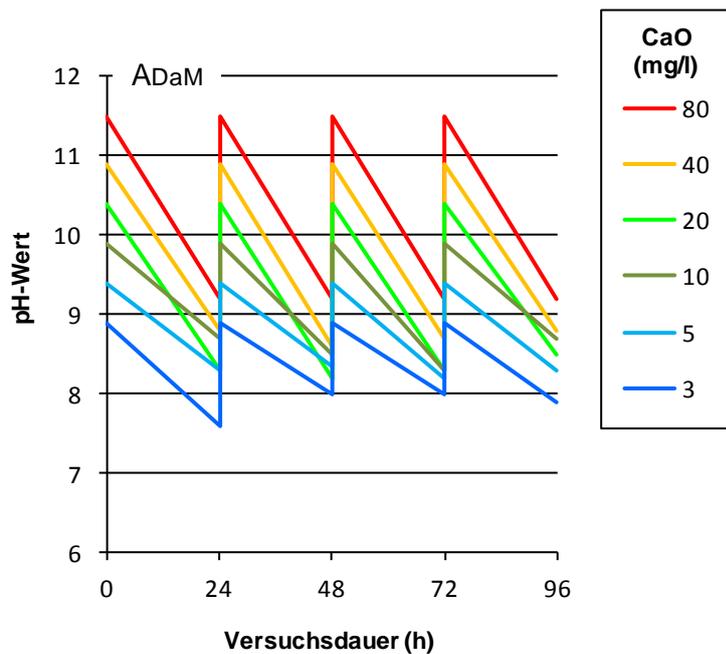


Abbildung 39: pH-Verläufe in statischen Versuchsansätzen mit Erdkrötenlaich über 96 h in natürlichem und synthetischem Teichwasser (oben); pH-Verlauf in semikontinuierlichem Ansatz mit *Daphnia magna* (unten)

#### 7.2.2 Versuche mit Amphibien

Die Versuche zur pH-Toleranz von Amphibien bzw. Amphibienlarven fanden jeweils im April der Jahre 2012 und 2013 statt. Es wurden zwei einheimische Froschlurche Erdkröte (*Bufo bufo* [Linnaeus, 1758]) und Grasfrosch (*Rana temporaria* [Linnaeus, 1758]) sowie Bergmolche (*Ichthyosaura alpestris* [Laurenti, 1768]) als Vertreter der Schwanzlurche in den Versuchen eingesetzt. In Tabelle 213 werden die Arten kurz charakterisiert.

**Tabelle 213: Charakterisierung der in Laborversuchen eingesetzten Lurcharten**

Merkmale	<b>Erdkröte</b> ( <i>Bufo bufo</i> [Linnaeus, 1758])	<b>Grasfrosch</b> ( <i>Rana temporaria</i> [Linnaeus, 1758])	<b>Bergmolch</b> ( <i>Ichthyosaura alpestris</i> [Laurenti, 1768])
Foto			
Kurzbeschreibung	♂ bis 9 cm, ♀ bis 11 cm, Haut warzig, OS grau, braun, oliv teilweise gefleckt, US grau/dunkel marmoriert, goldfarbene Iris, Pupille waagrecht elliptisch	♂♀ 7 bis 11 cm, kurze stumpfe Schnauze, OS dunkelbraun bis rötlichbraun, große dunkle Flecken, US weißlich mit undeutlicher Fleckung	♂ bis 9 cm, gefleckter Flossensaum und Flanken, bläuliche OS; ♀ bis 12 cm grau- bis olivbraune OS; ♂♀ orangefarbene US
Laichform	Laichschnüre	Laichballen	einzelne Eier, an Wasserpflanzenblätter geklebt
Laichzeit	Ende Februar bis Mitte April	Mitte Februar bis Mitte April	März bis Juni

Die rechtliche Grundlage zur Entnahme des Amphibienlaichs aus dem Freiland bildet ein Erlass des SMUL vom 13.08.2003, wonach bei Projekten der Naturschutzfachbehörden Betretungsgenehmigungen in Schutzgebieten sowie artenschutzrechtliche Genehmigungen, die zur Umsetzung ihrer gesetzlichen Aufgaben dienen, auch für beauftragte Dritte – in dem Falle IDUS GmbH und Jan Blau (selbständiger Feldherpetologe) – entfallen (lt. Schreiben Untere Naturschutzbehörde Landkreis Görlitz vom 27.04.2012, Aktenzeichen: 310-2/364.621/wü/2012/GR2137). Weil ökotoxikologische Versuche mit Amphibienlaich nicht unter das Tierschutzgesetz fallen, wurden erste Versuche mit Erdkrötenlaich bereits 2012 durchgeführt. Die Genehmigung der Tierversuche 2013 (Versuche mit Amphibienlarven) erfolgte durch die Landesdirektion Sachsen mit Bescheid vom 02.04.2013 (Aktenzeichen 24-9168.11-6/2013-1). Die Laichentnahme aus dem Freiland erfolgte zu allen Terminen durch Jan Blau (siehe Tabelle 214).

**Tabelle 214: Entnahme von Amphibienlaich aus dem Freiland**

Amphibienart	Entnahmedatum	Entnahmegewässer	Koordinaten (R/H Gauß-Krüger)
Erdkröte (Laich)	23.04.2012	Kretschelgrundteich (Dresdner Heide)	5415002,5 / 5664053,6
Grasfrosch (Laich)	22.04.2013		
Bergmolch (Adulttiere)	21.04.2013	Waldteich bei Liebstadt OT Herbergen	5420072,8 / 5638611,5

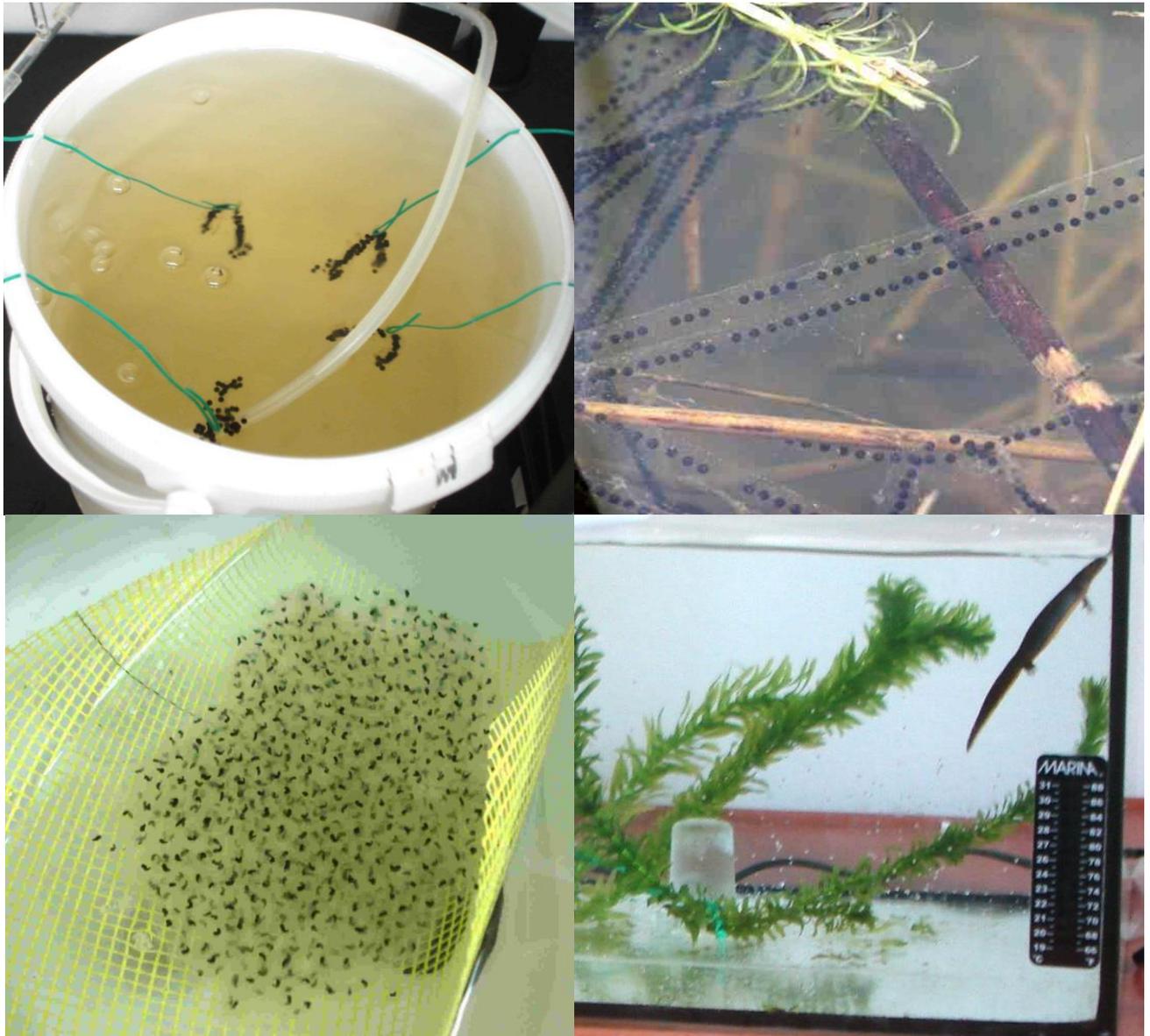
Von Erdkröte und Grasfrosch wurde jeweils etwa 1 bis 5 Tage alter Laich entnommen und unmittelbar ins Labor der IDUS GmbH transportiert. Ein Teil des Laiches wurde in Versuchen zur pH-Toleranz jeweils sofort in der vorbereiteten Versuchsanlage inkubiert (siehe Abbildung 40). Der andere Teil wurde zur Erbrütung von Larven unter identischen Bedingungen in steril filtriertem Wasser aus dem Kretschelgrundteich in der Dresdner Heide gehältert. Laich von Bergmolchen konnte im Freiland nicht unter vertretbarem Zeitaufwand gewonnen werden. Daher wurden laichbereite Tiere ins Labor transportiert und dort in Aquarien zum Laichen gebracht. Die Ablage der Einzeleier erfolgte an Wasserpflanzenbüscheln (*Elodea* sp.), mit denen die Laichaquarien bestückt waren (siehe Abbildung 41). Die geradezu kunstvoll in die *Elodea*-Blätter eingepackten Eier wurden mitsamt eines Blattstückes von den Pflanzen getrennt und in 250 ml-Bechergläsern bis zum Schlupf der Larven gehältert bzw. direkt zu den Versuchen mit CaO verwendet.

Die Versuche fanden in einem auf 15 °C temperierten Laborraum statt. Der Hell/Dunkel-Rhythmus betrug 14/10 h, und entsprach damit in etwa der Mitte April vorherrschenden Tageslänge. Als Versuchs- bzw. Hälterungsgefäße wurden lebensmittelechte 10 l-Plastikeimer verwendet. Die Eimer wurden jeweils separat möglichst feinblasig und sehr sparsam belüftet (siehe Abbildung 40). Um auch im Laborversuch der Charakteristik der Lagerung der Gelege von Erdkröte und Grasfrosch im Freiland nahezukommen, wurden die Laichschnüre mittels plastikummanteltem Draht frei schwebend im

Wasser aufgehängt bzw. die Laichballen auf Netzen im Hälterungswasser fixiert (siehe Abbildung 41). Dies gewährleistete, dass der Laich von allen Seiten mit Hälterungswasser umspült wurde und so die Ausbildung von Mikrozonien mit ungünstigen Milieubedingungen (z. B. O<sub>2</sub>-Verarmung), die zu einer Beeinträchtigung der Laichentwicklung bzw. zum Absterben des Laichs führen können, verhindert wurde. Die Versuche mit Bergmolcheiern wurden in 250 ml-Bechergläsern durchgeführt.

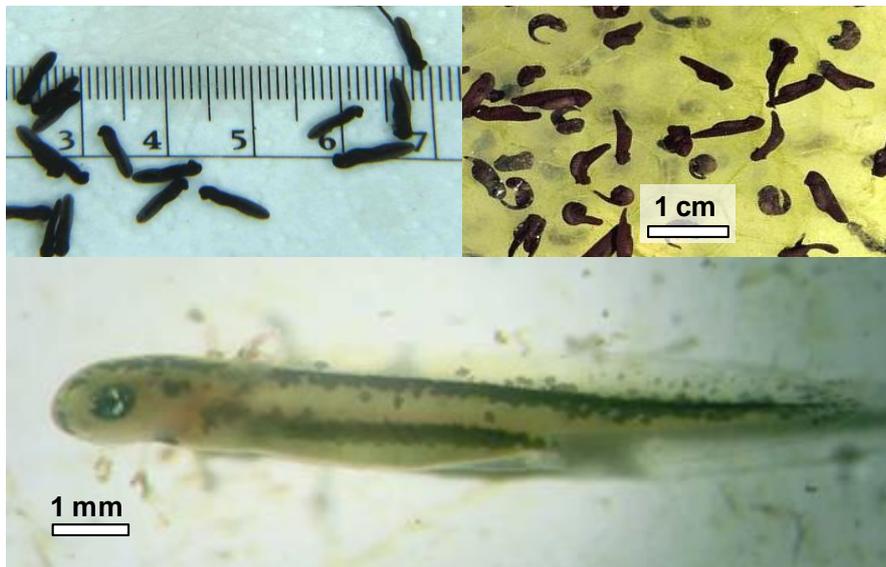


Abbildung 40: Versuchsanlage zur Untersuchung der pH-Toleranz von Amphibienlaich *in vitro*



**Abbildung 41: Aufhängung der Laichschnüre im Laborversuch (links oben); charakteristische Aufhängung von Erdkrötenlaich im Freiland (Foto: M. Krüger) (rechts oben); Hälterung des Froschlaiches im Labor auf Netzen (links unten); Laichbecken für Bergmolche mit Wasserpflanzen (*Elodea* sp.) (rechts unten)**

Ein Teil des Amphibienlaichs wurde in natürlichem Teichwasser bei ca. 20 °C und einem Hell/Dunkel-Rhythmus von 14/10 h erbrütet. Die Versuche mit Amphibienlarven wurden in 250 ml-Bechergläsern bei 20 °C durchgeführt. Es wurden Larven ein bis zwei Tage nach dem Schlupfzeitpunkt verwendet (siehe Abbildung 42). Die Versuche wurden nicht belüftet, um möglichst wenig CO<sub>2</sub> nachzuliefern, welches die Bildung von CaCO<sub>3</sub> forcieren und damit zu einer schnelleren Abnahme des pH in den relativ kleinvolumigen Versuchen führen würde. Der Sauerstoffgehalt wurde kontrolliert und lag in allen Versuchen zu jedem Zeitpunkt bei > 8 mg/l.



**Abbildung 42: Larven der Erdkröte (*Bufo bufo*) 1 Tag alt (links oben); Larven des Grasfroschs (*Rana temporaria*) während des Schlupfs (rechts oben); Bergmolchlarve (*Ichthyosaura alpestris*) 2 Tage alt (unten)**

Weil bei einem statischen Versuchsansatz die pH-Werte insbesondere in den kleinvolumigen Versuchsansätzen innerhalb von 24 bis 48 h um bis zu 2 pH-Einheiten abfielen, wurden mit Bergmolchlarven auch semikontinuierliche Tests über 96 h durchgeführt. Hierfür wurden die pH-Werte aller 24 h wieder auf das Niveau vom Versuchsbeginn angehoben. Die pH-Einstellung erfolgte mit gesättigter  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung.

### 7.2.3 Versuche mit *Daphnia magna*

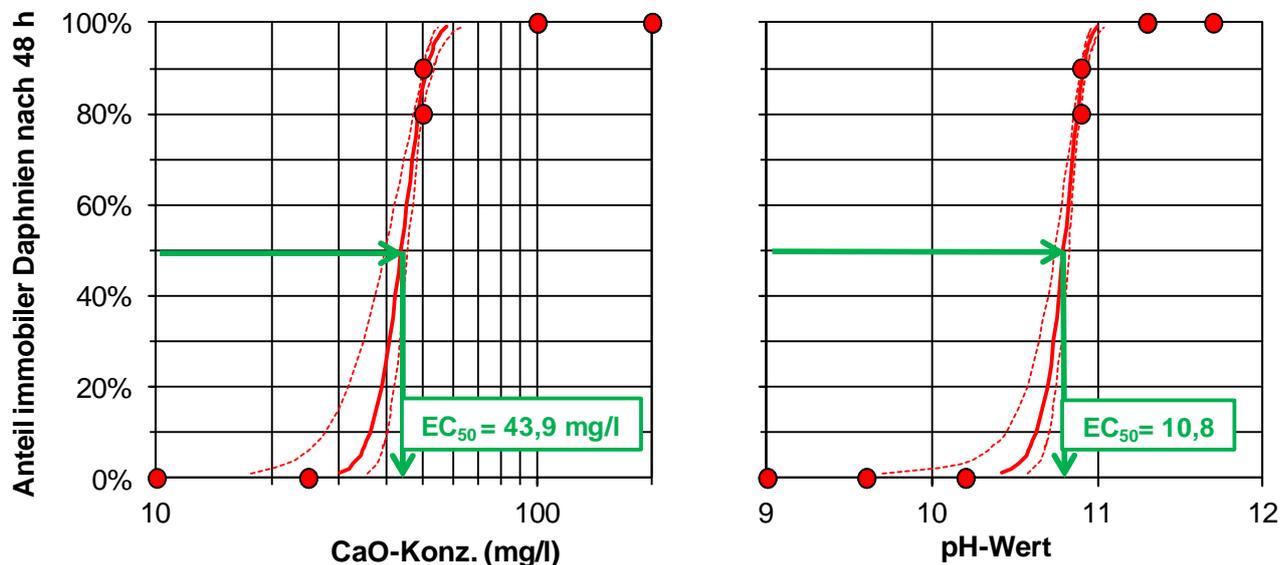
Zur Untersuchung der Empfindlichkeit von Cladoceren gegenüber Branntkalk wurden akute Toxizitätstests mit Daphnien in Anlehnung an die Testnorm 202 (OECD 2004) durchgeführt. Zur Überprüfung von subakuten Wirkungen wurden Tests auf das Doppelte der Normdauer verlängert (96 h). Testorganismus war *Daphnia magna* STRAUS (Abbildung 43). Die Tiere entstammen der bei der IDUS GmbH dauerhaft etablierten Daphnienkultur von *D. magna*. Herkunft des Kulturklones Nr. 5 ist die Versuchsstation des Umweltbundesamtes in Berlin-Marienfelde. Die Kultivierung erfolgt im synthetischen Medium ADaM (= Aachener Daphnienmedium) nach KLÜTTGEN et al. (1994). Kulturgefäße sind 1 l-Bechergläser, in denen jeweils sechs bis acht Individuen gehalten und täglich mit einer *Desmodesmus subspicatus*-Reinkultur gefüttert werden. Der Hell/Dunkel-Rhythmus in den Daphnienkulturen betrug 16/8 h. Entsprechend der Testnorm OECD 202 dürfen nur Tiere im Test verwendet werden, die jünger als 24 h sind. Aus diesem Grund werden die Daphnienkulturen täglich vorsichtig gesiebt (Maschenweite 780  $\mu\text{m}$ ) und so Neonate (< 24 h alt) von Adulten getrennt. Testergebnisse wurden jeweils nach 24 und 48 h bzw. im verlängerten semikontinuierlichen Test nach 96 h protokolliert. Weil der Tod der Daphnien makroskopisch nur schwer festzustellen ist, wird keine LC (= Letale Konzentration) angegeben, sondern der beobachtete Effekt der Immobilisierung der Tiere als toxikologischer Endpunkt EC (= Effektkonzentration) genutzt.



**Abbildung 43: *Daphnia magna* STRAUS (WATANABE 2011)**

Die Versuche fanden in einem temperierbaren Laborraum bei  $20 \pm 1$  °C statt. Als Testmedien, in denen die verschiedenen CaO-Konzentrationen eingewogen wurden, dienen das Kulturmedium ADaM nach KLÜTTGEN et al. (1994), synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER (2003) sowie filtriertes und autoklaviertes natürliches Teichwasser (Kretschelgrundteich, Dresdner Heide, siehe auch Tabelle 212). Die Tiere wurden über die Dauer des Versuches nicht gefüttert.

### 7.2.4 Statistische Auswertung



**Abbildung 44:** Darstellung der Probitregressionen Immobilisierung *Daphnia magna* vs. CaO-Konzentration (links) und pH-Wert (rechts) in natürlichem Teichwasser über 48 h. Die gestrichelte Linie gibt das 95%-Konfidenzintervall der Kurvenanpassung an.

Die statistische Auswertung der Versuche erfolgte mit der Statistik-Software SPSS 9.0. An die in den Laborversuchen ermittelten Wertepaare aus CaO-Konzentrationen bzw. pH-Wert und aufgetretener Mortalität wurde mittels einer Probit-Regression eine Konzentrations-Wirkungs-Kurve angenähert. Aus dem Verlauf solcher Kurven können letale Konzentrationen bzw. Effektkonzentrationen für unterschiedlich starke Wirkungen auf die Gesamtpopulation der Versuchstiere abgelesen werden. In der Regel werden die mittleren Konzentrationen LC<sub>50</sub> bzw. EC<sub>50</sub> angegeben. Das sind die Konzentrationen, bei denen statistisch gesehen 50 % der Versuchstierpopulation getötet werden (LC<sub>50</sub>) bzw. einen definierten Effekt, z. B. Immobilisierung, zeigen (EC<sub>50</sub>) (siehe Abbildung 44). Es können aber beispielsweise auch die LC<sub>10</sub>/EC<sub>10</sub>-Werte abgelesen werden. Diese Werte stehen für die Konzentrationen, die den Beginn einer signifikanten Schädigung markieren. Eine Schädigung von weniger als 10 % der Versuchstierpopulation kann nicht mit Sicherheit dem getesteten Stoff zugeschrieben werden. Daher werden LC<sub>10</sub>/EC<sub>10</sub>-Werte oft zur Ableitung von Schwellenwerten für toxische Stoffe herangezogen.

Weil pH-Werte logarithmierte Konzentrationen darstellen, können die pH-Einheiten in der Probit-Regression nicht verwendet werden. Daher wurden diese zu Berechnungszwecken unter Anwendung des Ionenproduktes des Wassers in die Konzentration von Hydroxidionen nach folgender Formel umgerechnet:

$$[OH^-] = 10^{(14-pH)}$$

Nach der Probitanalyse wurden die Hydroxidionen-Konzentrationen zur Angabe der pH-Werte für die toxikologischen Endpunkte wieder in pH-Einheiten zurücktransformiert. Mittelwertvergleiche wurden aufgrund teilweise nicht gegebener Normalverteilung der Daten mittels des nicht parametrischen Mann-Whitney U-Tests auf dem Signifikanzniveau 0,05 durchgeführt.

## 7.3 Ergebnisse

### 7.3.1 CaO-Wirkung auf Amphibienlaich und -larven

Abbildung 45 zeigt die Auswirkungen einer unterschiedlich hohen CaO-Dosierung auf Erdkrötenlaich. Bei einer CaO-Konzentration von 100 mg/l und einem resultierenden pH-Wert von 11,4 starben die Embryos in den Eiern ab. Offenbar bewirkte der hohe pH-Wert ein Aufquellen der Gallerthülle. Auch die abgestorbenen Embryos zeigten sich nach 24 Stunden vergrößert. In den niedrigeren CaO-Konzentrationsstufen mit pH-Werten < 11 war schon nach 24 h eine Entwicklung der Embryos an der Formänderung von kugeligen Formen (Abbildung 45 oben links) hin zu länglichen Formen mit beginnender Ausbildung von Kopf und Schwanz zu beobachten. pH-Werte über 12 führten zu einer vollständigen Koagulation und Auflösung der Gallerte, in die die Eier eingebettet waren (Abbildung 45 unten rechts).

In Abbildung 46 ist die Wirkung von unterschiedlichen CaO-Dosierungen auf Erdkrötenlarven dargestellt. Auch hier blieben die Larven in den Ansätzen mit pH-Werten zwischen 10 und 11 vital, während Werte über 11 zu einem Absterben innerhalb von zwei bis drei Stunden führten. Die Reaktion des Laichs auf CaO-Applikation – ein Aufquellen der Gallerthüllen bei hohen pH-Werten, ein Absterben der Embryos in Ansätzen mit pH > 11 sowie eine vollständige Auflösung der Gallerte bei pH-Werten um 12 – war prinzipiell bei allen drei getesteten Amphibienarten zu beobachten.

Die in der Probitregression auf Basis der Versuchsergebnisse ermittelten LC<sub>10</sub>- bzw. LC<sub>50</sub>-Werte für CaO bzw. pH-Wert für Embryonen und Larven der drei untersuchten einheimischen Amphibienarten in zwei verschiedenen Versuchswässern sind in Tabelle 215 für den Endzeitpunkt der statischen Versuche nach 96 h zusammengestellt. In Abbildung 47 sind die Ergebnisse grafisch zusammengefasst. Grundsätzlich sollten die Ergebnisse für CaO-Konzentration und pH-Wert dieselben Tendenzen zeigen. Dies ist allerdings nicht durchgehend der Fall, was auf Probleme bei der Lösung von CaO in Wasser zurückgeführt wird. Tatsächlich wurden in den Ansätzen in unterschiedlichem Maße ungelöste CaO-Partikel beobachtet.

Weil die Messung des pH-Wertes einer Messung der Hydroxidionenkonzentration entspricht und damit die direkte Wirkkonzentration abbildet, sollten die Ergebnisse schwerpunktmäßig auf Basis der pH-Wirkungen betrachtet und diskutiert werden. Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass toxische Wirkungen von CaO auf Amphibienlaich und -larven, d. h. das Erreichen der LC<sub>10</sub>-Schwelle, bei Konzentrationen oberhalb von etwa 20 mg/l bzw. von pH-Werten > 10,5 zu erwarten sind. Die LC<sub>10</sub>-Werte liegen bezüglich CaO bei ca. 30 bis 80 % der LC<sub>50</sub>-Werte bzw. 0,1 bis 0,6 pH-Einheiten unter den LC<sub>50</sub>-Werten. Der Übergang zwischen Konzentrationen bzw. pH-Werten ohne signifikanten Effekt (LC<sub>10</sub>) zur mittleren Effektstärke (LC<sub>50</sub>) ist daher als vergleichsweise steil zu bezeichnen. Es zeigt sich, dass Laich offenbar etwas höhere pH-Werte als die Larven nach dem Schlupf vertragen. Der Unterschied beträgt im Mittel etwa 0,3 pH-Einheiten.

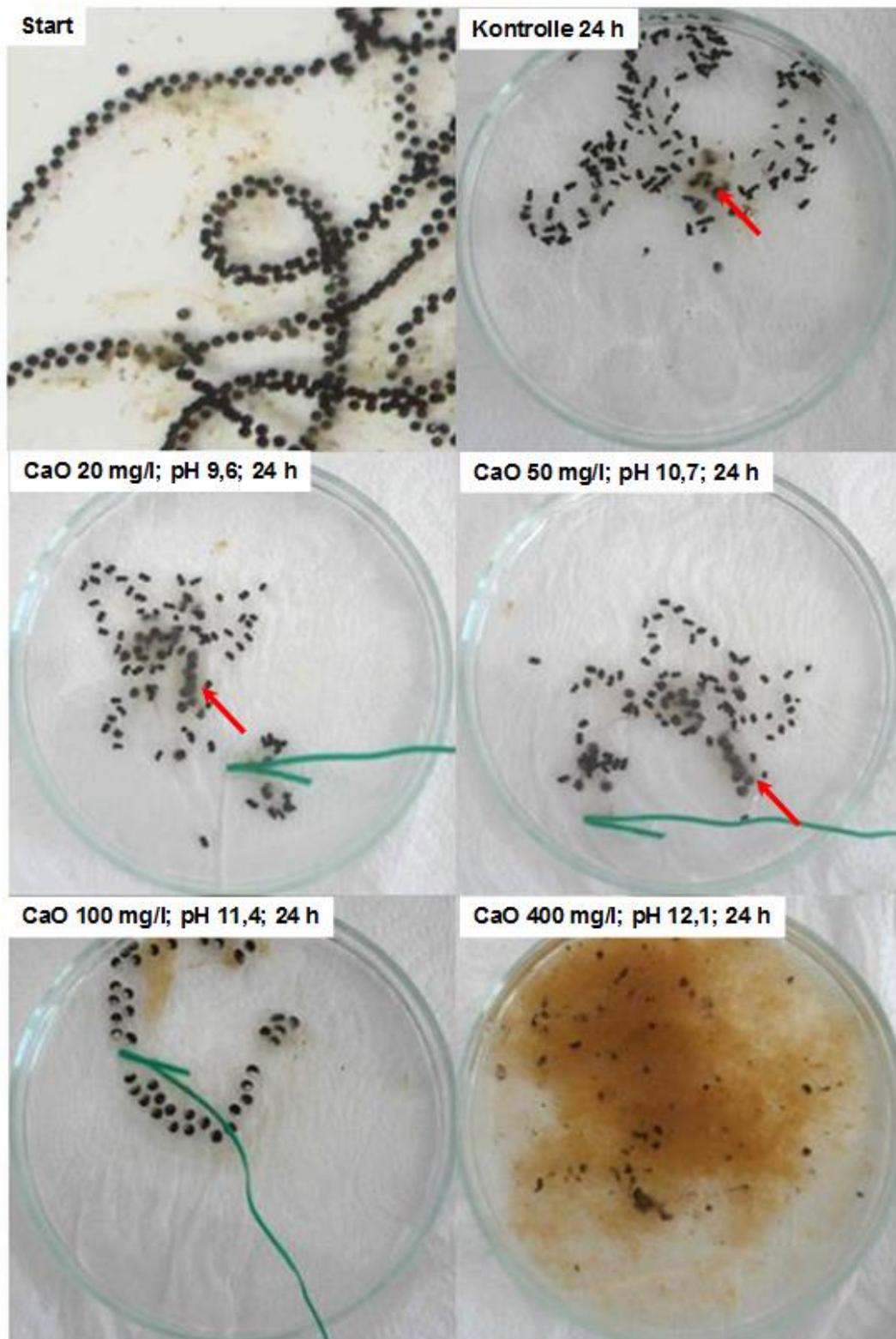


Abbildung 45: Fotodokumentation der CaO-Wirkung auf Erdkrötenlaich in synthetischem Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER (2003) im statischen Versuch nach 24 h. Rote Pfeile markieren koagulierte abgestorbene Eier inmitten ansonsten vitaler Embryos.

**10 mg/l**  
**CaO**

**20 mg/l**  
**CaO**

**50 mg/l**  
**CaO**

**100 mg/l**  
**CaO**

**200 mg/l**  
**CaO**

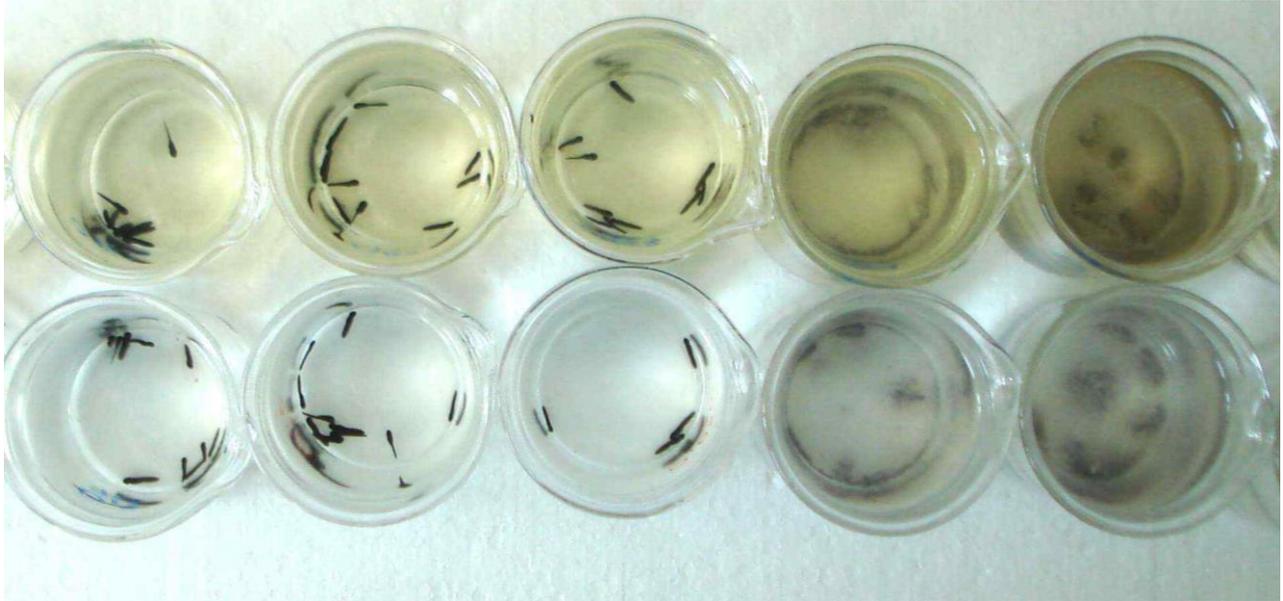
**pH 9,5**

**pH 10,2**

**pH 11,0**

**pH 11,5**

**pH 11,9**



**pH 9,1**

**pH 9,8**

**pH 10,2**

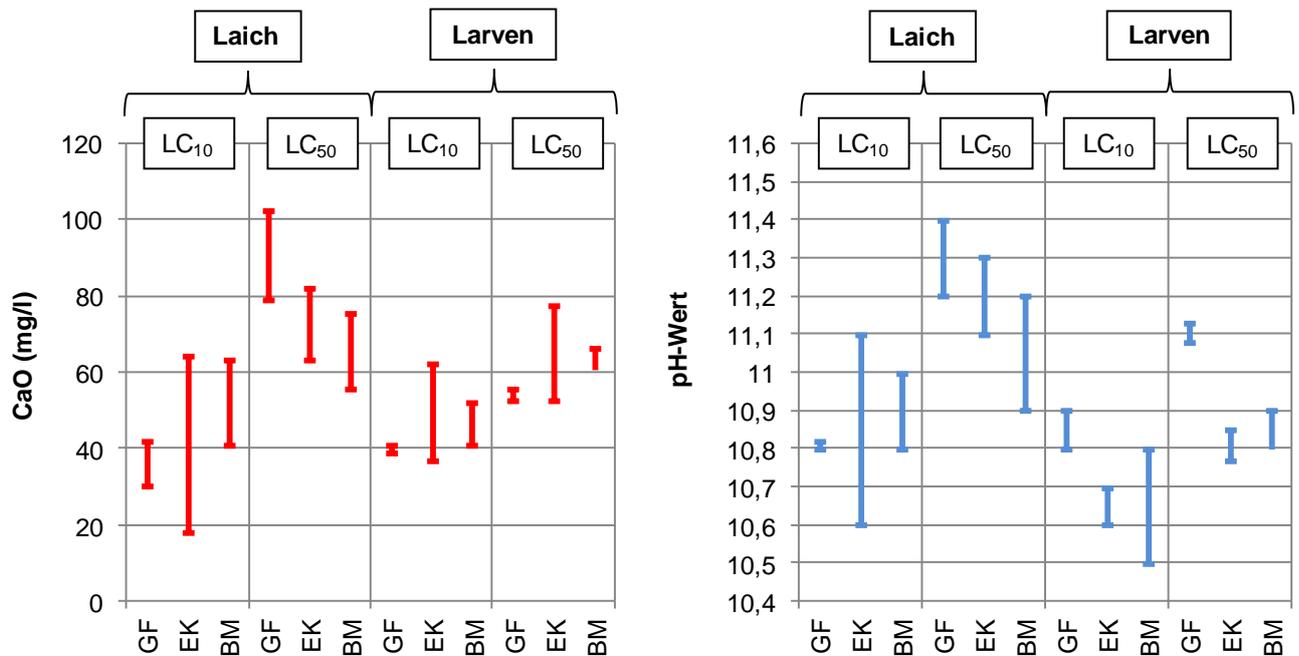
**pH 11,4**

**pH 11,8**

Abbildung 46: Fotodokumentation der CaO-Wirkung auf Erdkrötenlarven im statischen Versuch nach 24 h. Das leicht gelblich gefärbte Wasser der oberen Reihe stammt aus dem Kretzschelgrundteich, das farblose Wasser in der unteren Reihe ist synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER (2003).

Tabelle 215: LC<sub>10</sub>- und LC<sub>50</sub>-Werte für CaO und pH-Wert in Versuchen mit Laich von Erdkröte, Grasfrosch und Bergmolch in verschiedenen Versuchswässern nach 96 h im statischen Versuchsdesign

Amphibienart	Versuchsmedium	Stadium	Wirkung bezogen auf CaO (mg/l)		Wirkung bezogen auf pH-Wert	
			LC <sub>10</sub> 96 h	LC <sub>50</sub> 96 h	LC <sub>10</sub> 96 h	LC <sub>50</sub> 96 h
<b>Erdkröte</b> ( <i>Bufo bufo</i> )	Synthetisches Teichwasser	Laich	64,1	81,9	11,1	11,3
		Larve	37,3	52,7	10,7	10,8
	Natürliches Teichwasser	Laich	18,3	63,3	10,6	11,1
		Larve	62,5	77,7	10,6	10,8
<b>Grasfrosch</b> ( <i>Rana temporaria</i> )	Synthetisches Teichwasser	Laich	30,1	102,2	10,8	11,4
		Larve	41,0	55,7	10,8	11,1
	Natürliches Teichwasser	Laich	42,0	79,1	10,8	11,2
		Larve	39,0	52,4	10,9	11,1
<b>Bergmolch</b> ( <i>Ichthyosaura alpestris</i> )	Synthetisches Teichwasser	Laich	63,3	75,5	10,8	10,9
		Larve	52,0	66,2	10,5	10,7
	Natürliches Teichwasser	Laich	41,0	55,7	11,0	11,2
		Larve	41,0	55,7	10,8	10,9

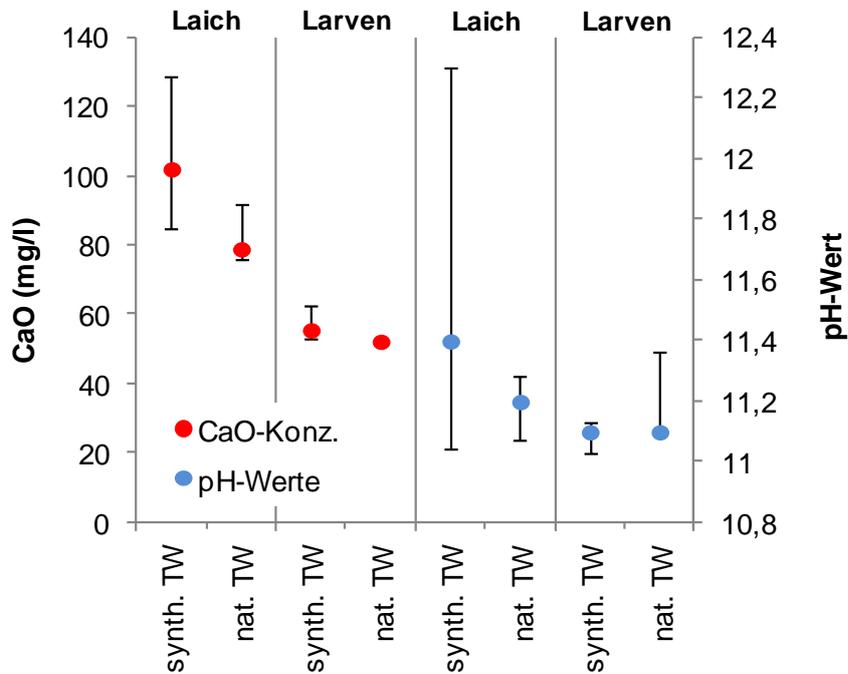


**Amphibienarten:** GF = Grasfrosch; EK = Erdkröte, BM = Bergmolch

**Abbildung 47:** Zusammenfassende Darstellung der Versuche zur Wirkung von CaO auf Amphibienlaich und -larven in statischen Versuchen über 96 h. Angegeben ist die Spannweite der Werte, die in den zwei unterschiedlichen Versuchswässern erreicht wurden. Links: Auswertung bez. CaO-Konzentration; Rechts: Auswertung bez. pH-Wert

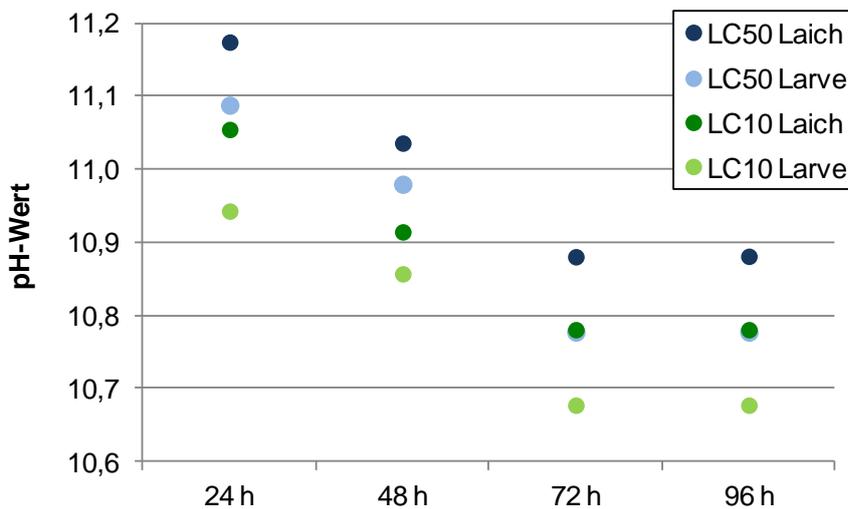
Weiterhin werden artspezifische Unterschiede deutlich. So liegt die LC<sub>50</sub> von Grasfroschlaich je nach Versuchswasser 0,2 bis 0,3 pH-Einheiten höher als die von Bergmolchlaich. Die Reihung in der pH-Empfindlichkeit der drei getesteten Amphibienarten Bergmolch > Erdkröte > Grasfrosch zeigt sich sowohl für den Laich als auch für die Larven.

Im Vergleich der beiden Versuchswässer – natürliches Teichwasser und synthetisches Teichwasser mit etwas höherer Mineralisierung – zeigten sich im synthetischen Teichwasser tendenziell etwas niedrigere CaO-Toxizitäten, d. h. höhere LC<sub>50</sub>-Werte. Abbildung 48 zeigt diesen Sachverhalt am Beispiel der Untersuchungen am Grasfrosch. Der Unterschied zwischen beiden Wässern zeigte sich insbesondere bei den Versuchen mit Laich.



**Abbildung 48: Vergleich der LC<sub>50</sub>-Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervalle) für Laich und Larven des Grasfroschs (*Rana temporaria*) in den zwei verschiedenen Versuchswässern nach 96 h (synth. TW = synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER [2003], nat. TW = natürliches Teichwasser Kretschelgrundteich)**

In den semikontinuierlichen Versuchen über 96 h mit Laich und Larven des Bergmolches in natürlichem Teichwasser wurde deutlich, dass länger anhaltende hohe pH-Werte, wie sie durch das regelmäßige Nachführen des pH-Wertes alle 24 h erzeugt wurden, schon bei niedrigeren pH-Werten zu letalen Schäden führen. Bei Berechnung der LC<sub>10</sub>/LC<sub>50</sub>-Werte alle 24 h war innerhalb der Versuchsdauer ein Absinken der letalen pH-Werte um etwa 0,3 pH-Einheiten zu verzeichnen. Beispielsweise lag die LC<sub>50</sub> für Bergmolchlaich nach 24 h bei 11,2 während nach 96 h eine LC<sub>50</sub> von 10,9 berechnet wurde. Abbildung 49 zeigt die Ergebnisse des Versuchs.



**Abbildung 49: Bestimmung der LC<sub>50</sub>-Werte im semikontinuierlichen Test mit Laich und Larven des Bergmolches (*Ichthyosaura alpestris*) alle 24 h**

Die im semikontinuierlichen Versuch nach 24 h ermittelten letalen pH-Werte entsprechen damit denen, die im statischen Versuch über 96 h erzielt wurden. Das bedeutet, dass die pH-Werte im statischen Versuch offenbar so schnell absanken, dass die eingesetzte CaO-Konzentration nur innerhalb der ersten 24 h wirksam wurde. Die LC-Werte nach 72 und 96 h sind gleich, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Ergebnisse der Versuche über 96 h die Konzentrations- bzw. pH-Schwellen für subakute Brantkalkwirkungen widerspiegeln. Weil dieser Versuch erst zum Ende der Laichzeit der Molche angesetzt werden konnte, war die Anzahl an Eiern bzw. Larven im Versuch limitiert. Es konnten nur max. 5 Eier bzw. Larven pro Verdünnungsstufe eingesetzt werden und die Anzahl der Konzentrationsstufen musste auf 4 begrenzt werden, sodass in der Probit-Regression kein 95%-Intervall berechnet werden konnte.

### 7.3.2 CaO-Wirkung auf *Daphnia magna*

Die mittleren CaO-Effektkonzentrationen bzw. pH-Werte, die in den Versuchen zur Immobilisierung und in der Regel auch zum Tod von 10 bzw. 50 % der Daphnien geführt haben (EC<sub>10</sub>/EC<sub>50</sub>-Werte), sind in Tabelle 216 für die Zeitpunkte 24 und 48 h zusammengestellt. Die EC<sub>50</sub>-Werte nach 48 h liegen zwischen 43 und 72 mg CaO /l bzw. zwischen pH 10,8 und 11,1 in den verschiedenen Versuchswässern. Die EC<sub>10</sub>-Werte liegen bezüglich CaO bei 65 bis 80 % der EC<sub>50</sub>-Werte bzw. 0,2 bis 0,3 pH-Einheiten unter den EC<sub>50</sub>-Werten.

**Tabelle 216: Effektkonzentrationen CaO und Effekt-pH-Werte in Versuchen mit *Daphnia magna* in verschiedenen Versuchswässern nach 24 und 48 h entsprechend OECD 202.**

Versuchsmedium	Wirkung bezogen auf CaO (mg/l)				Wirkung bezogen auf pH			
	24 h		48 h		24 h		48 h	
	EC <sub>10</sub>	EC <sub>50</sub>	EC <sub>10</sub>	EC <sub>50</sub>	EC <sub>10</sub>	EC <sub>50</sub>	EC <sub>10</sub>	EC <sub>50</sub>
ADaM	41	53	41	53	11,1	11,3	10,9	11,0
Synthetisches Teichwasser	49	74	47	72	10,9	11,1	10,8	11,1
Natürliches Teichwasser	35	44	35	43	10,6	10,8	10,6	10,8

Der Übergang zwischen Konzentrationen bzw. pH-Werten ohne signifikanten Effekt (EC<sub>10</sub>) zur mittleren Effektstärke ist ähnlich wie in den Versuchen mit Amphibien als vergleichsweise steil zu bezeichnen. Wie schon in den Versuchen mit Amphibienlaich und -larven gezeigt werden konnte, waren die Effektkonzentrationen sowohl bezüglich der CaO-Konzentrationen als auch der pH-Werte in den höher mineralisierten synthetischen Versuchswässern signifikant höher als im natürlichen Teichwasser (siehe auch Abbildung 50).

In den verlängerten semikontinuierlichen Versuchen in ADaM zeigte sich erwartungsgemäß, dass subakute Wirkungen über eine Versuchszeit von 96 h schon bei niedrigeren als den nach 24 h-Testdauer ermittelten pH-Werten zum Tod der Tiere führen. Der Unterschied zwischen den EC<sub>50</sub> bzw. EC<sub>10</sub>-Werten nach 48 h und nach 96 h war dann nur noch minimal (siehe Abbildung 51, links). Alle überlebenden Tiere wurden nach 96 h Versuchsdauer vermessen. Die Tiere, die bei pH-Werten > 9,4 den Test überlebten, waren etwas kleiner als die bei niedrigeren pH-Werten gehaltenen Tiere (siehe Abbildung 51, rechts), was darauf hinweist, dass auch bei einem Überleben der Tiere Schädigungen wie z. B. Wachstumshemmungen auftreten können.

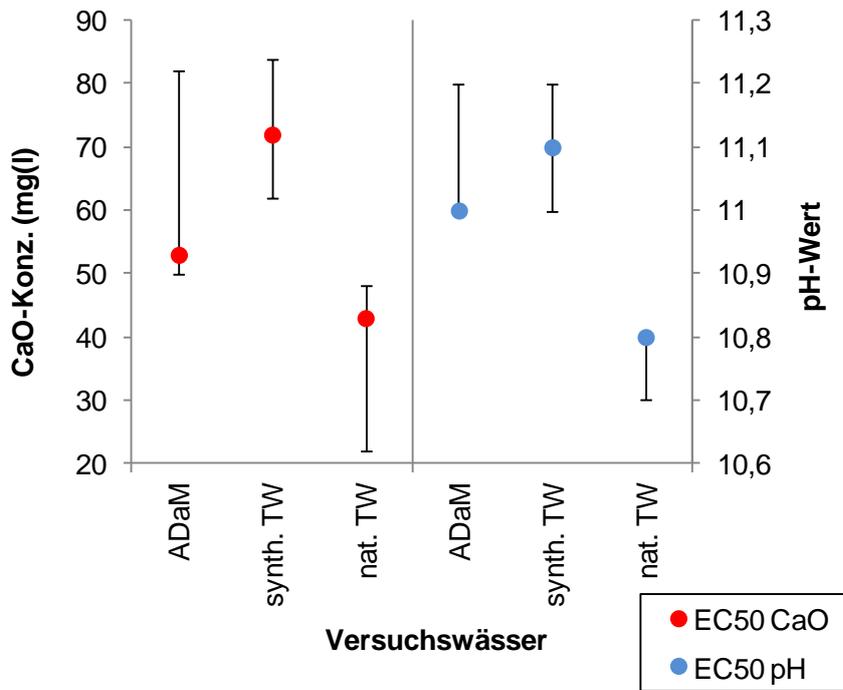


Abbildung 50: Vergleich der EC<sub>50</sub>-Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervalle) für *Daphnia magna* in verschiedenen Versuchswässern nach 48 h (ADaM = synthetisches Daphnienmedium nach KLÜTTGEN et al. [1994], synth. TW = synthetisches Teichwasser nach GREULICH & PFLUGMACHER [2003], nat. TW = natürliches Teichwasser Kretschelgrundteich)

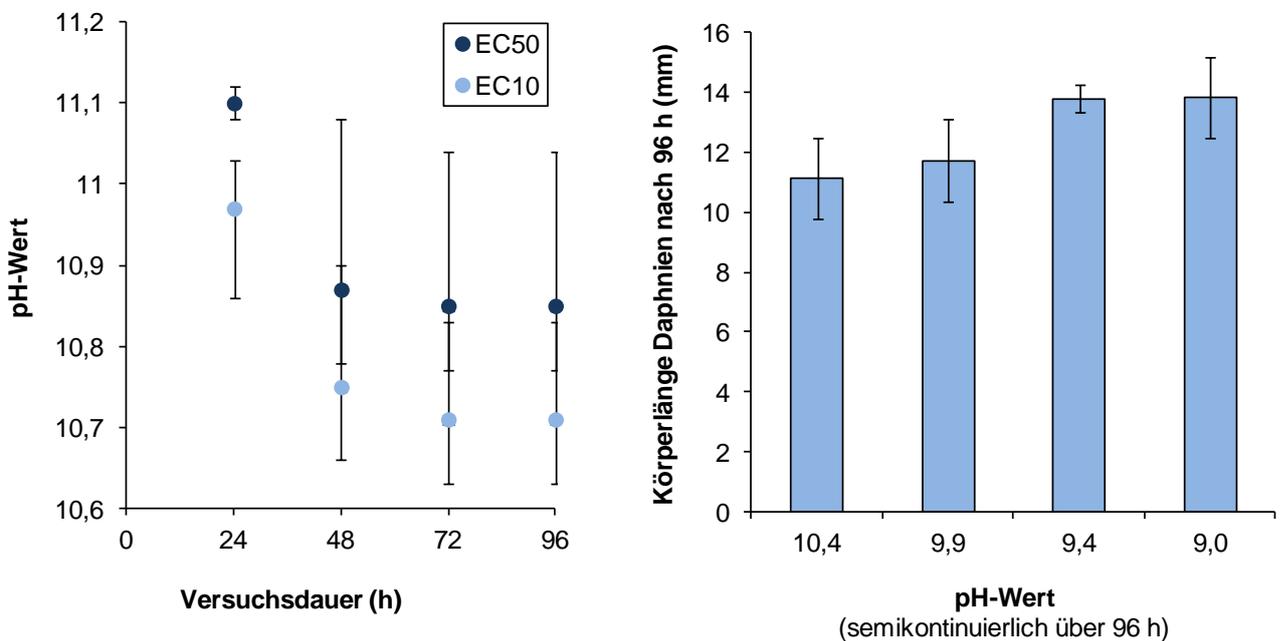
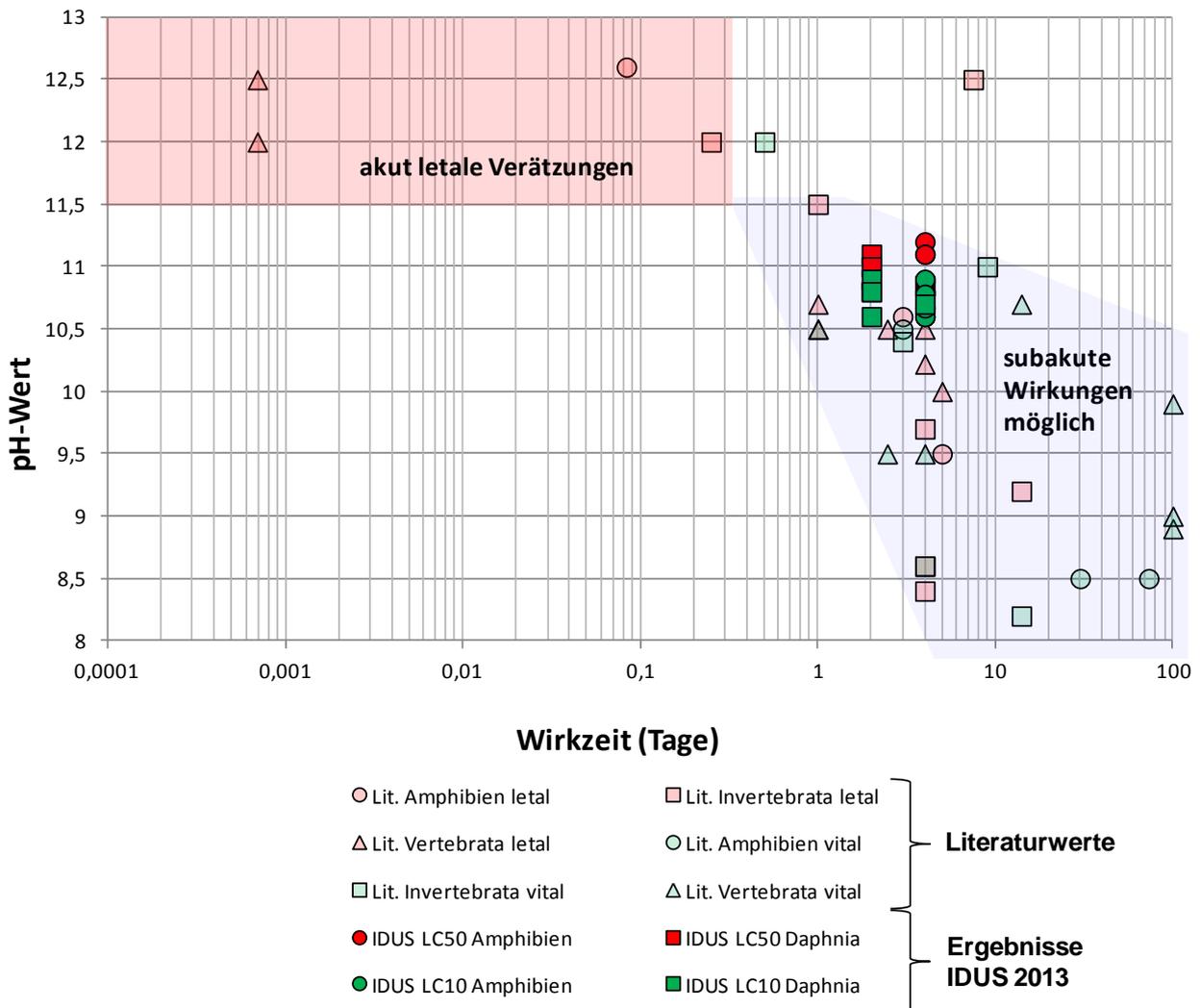


Abbildung 51: Bestimmung der EC<sub>50</sub>-Werte (inkl. 95%-Konfidenzintervall) im verlängerten semikontinuierlichen Test mit *Daphnia magna* alle 24 h (links); Körperlänge *Daphnia magna* nach 96 h in Kultur bei unterschiedlichen nicht letalen pH-Werten (Versuchsmedium jeweils ADaM) (rechts)

# 8 Diskussion

## 8.1 Ökotoxikologische Versuche mit Amphibien und Daphnien



**Abbildung 52: Vergleich der Ergebnisse der Versuche zur CaO-Toxizität von Amphibien und *Daphnia magna* bei der IDUS GmbH 2013 mit publizierten Daten zur Wirkung alkalischer pH-Werte auf aquatische Organismen (vergleiche Abbildung 36).**

Die in den vorhergehenden Kapiteln dokumentierten Ergebnisse der Untersuchungen zur Toxizität von CaO gegenüber Laich und Larven von Amphibien sowie wie gegenüber *Daphnia magna* sind in Abbildung 52 den in Kapitel 6.3 diskutierten Literaturbefunden gegenübergestellt. Die Ergebnisse der Laborversuche 2012/13 fügen sich gut in den durch die Literaturrecherche vorgegebenen Rahmen ein. Im Allgemeinen lässt sich aus den vorliegenden Literatur- und Laborbefunden ableiten, dass bei einem pH-Wert von < 11 in aller Regel letale Schädigungen an aquatischen Organismen, die keine Möglichkeit zur Vermeidung durch aktiven Schutz (z. B. Schalen bei Mollusken) oder durch Flucht in Refugien (z. B. Sediment, andere Gewässerbereiche) haben, innerhalb von Stunden bis wenigen Tagen zu erwarten sind. pH-Werte von 11 wurden in den verschiedenen verwendeten Versuchswässern bei CaO-Dosierungen von etwa 60 bis 100 mg/l erreicht. In einem im Mittel mit 1 m Wasser eingestauten Teich entspräche dies einer eingebrachten CaO-Menge von 0,6 bis 1 t/ha.

Der Übergang zu unkritischen pH-Werten war in den Laborversuchen mit Amphibien und Daphnien relativ steil und erfolgte innerhalb von deutlich weniger als einer pH-Einheit. So wurde in Ansätzen mit  $\text{pH} < 10,5$  innerhalb von vier Tagen Versuchsdauer bereits keine gegenüber Kontrollansätzen erhöhte Mortalität mehr festgestellt. An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass der scheinbar geringe pH-Unterschied zwischen 10,5 und 11 bezüglich der Hydroxidionen einer Verdreifachung der Konzentration entspricht. pH-Werte von 10,5 wurden in den Versuchen bei CaO-Dosierungen von 27 bis 48 mg/l erreicht.

In der Literatur finden sich auch deutlich unterhalb von pH 10,5 noch Beispiele für letale Schädigungen von aquatischen Organismen, wobei in vielen Fällen die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den in dieser Arbeit vorgestellten Laboruntersuchungen bezweifelt werden muss. Insbesondere der stetige Abfall der pH-Werte in Versuchen mit CaO bzw.  $\text{Ca(OH)}_2$  macht die Angabe des toxikologisch relevanten pH-Wertes schwierig. In der Regel wurden in der Literatur die zu Versuchsbeginn eingestellten pH-Werte als relevante pH-Werte angegeben. Dies wurde bei der Auswertung der hier vorgestellten Versuche ebenfalls so gehandhabt. Allerdings ist es bei der Bewertung von Wirkkonzentrationen in der toxikologischen Forschung auch möglich, über die Zeit gemittelte Konzentrationen anzugeben, die dann, je nach Steilheit der Konzentrationsabnahme während der Versuchszeit, in deutlich niedrigeren Konzentrationen an den toxikologischen Endpunkten resultieren können. So ergeben sich beispielsweise bei der Berechnung von  $\text{LC}_{50}$ -Werten auf Basis von mittleren pH-Werten zwischen zwei Messzeitpunkten im Abstand von 24 h Werte, die um bis zu 0,3 bis 0,6 pH-Einheiten unterhalb der in Tabelle 215 aufgeführten toxikologischen Endpunkte lagen. Ob dieses Vorgehen insbesondere bei den hier vorgestellten statischen Versuchen, d. h. mit einmaliger CaO-Dosierung, gerechtfertigt gewesen wäre, muss aber bezweifelt werden, weil für die letale Wirkung wahrscheinlich die maximalen pH-Werte ausschlaggebend waren. Tatsächlich wurde die letale Wirkung häufig bereits in den ersten drei bis vier Stunden nach Versuchsbeginn beobachtet. In dieser Zeit wichen die pH-Werte noch kaum von den Start-pH-Werten ab.

Obwohl das statische Testdesign für die toxikologischen Untersuchungen mit einmaliger CaO-Zugabe am Versuchsbeginn bewusst in Analogie zur einmaligen Branntkalkbehandlung im realen Teich gewählt wurde, ist in Anbetracht des vergleichsweise schnellen pH-Abfalls in den Laboransätzen eine Ergebnisangabe mit Verweis auf die gesamte 96- bzw. 48-stündige Versuchsdauer problematisch, weil sich das Testergebnis überwiegend bereits innerhalb der ersten 24 h einstellte. Daher wurden zusätzlich semikontinuierliche Versuche mit Laich und Larven der empfindlichsten der drei untersuchten Amphibien (Bergmolch, *Ichthyosaura alpestris*) sowie mit *Daphnia magna* durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß um 0,3 pH-Einheiten niedrigere Wirkkonzentrationen. So lag beispielsweise die  $\text{LC}_{50}$  für Bergmolchlarven im semikontinuierlichen Test bei 10,8, während im statischen Versuch 11,1 ermittelt wurden. Bei *Daphnia magna* sank die  $\text{LC}_{50}$  durch die semikontinuierliche Versuchsführung von 11,1 auf 10,85. Durch die pH-Nachführung ist für diese Versuche keine Angabe von LC-Werten hinsichtlich der CaO-Konzentration möglich. Bezogen auf die Hydroxidionenkonzentration würde der Unterschied zwischen pH 11,1 und 10,8 einer Halbierung der  $\text{LC}_{50}$  entsprechen. Die mit dem semikontinuierlichen Tests erzielten Ergebnisse dürften damit die untere Grenze der subakuten pH-Wirkungen während 96 h gut bzw. evtl. sogar noch schärfer abbilden. So ist z. B. bekannt, dass pH-Schocks für Amphibienlarven schädlicher sind als stetig hohe pH-Werte (LANE et al. 2012).

Wenn in den Versuchen unterhalb einer bestimmten pH-Schwelle keine letalen Schäden zu beobachten waren, dann bedeutet dies nicht automatisch, dass keine relevanten Schäden an den Organismen auftraten. Exemplarisch wurde dies im semikontinuierlichen Versuch mit *Daphnia magna* gezeigt. In Ansätzen mit pH 10,4, in denen keine erhöhte Mortalität festgestellt wurde, waren die Tiere nach 96 h signifikant kleiner als Tiere in Ansätzen mit  $\text{pH} < 9,4$ . Dies weist auf die Möglichkeit von Schädigungen hin, die nicht zum Tod der Tiere führen, wohl aber deren Fitness und damit die Populationsentwicklung beeinflussen können (z. B. in VIJVERBERG et al. 1996). Grundsätzlich können subletale Effekte aber nur mit erheblichem Untersuchungsaufwand an jedem einzelnen Versuchstier in zumeist chronischen Versuchen bei kontinuierlicher oder semikontinuierlicher Versuchsführung ermittelt werden (z. B. Daphnienreproduktionstest nach OECD 211). Bei 96 h Versuchsdauer mit Tod bzw. Immobilität als definierten toxikologischen Endpunkten wie in den vorgestellten Versuchen, konnten nur akute bis subakute letale Wirkungen erfasst werden.

Unterschiede zwischen Versuchsansätzen zeigten sich sowohl beim Vergleich der Reaktion von Amphibienlaich und -larven als auch in Bezug auf die verschiedenen untersuchten Amphibienarten generell. Laich zeigte sich bei allen drei Arten im Vergleich zu den Larven als durchgehend unempfindlicher. Der Unterschied betrug 0,1 bis 0,5 pH-Einheiten.

Bezogen auf die Hydroxidionenkonzentration waren die  $LC_{50}$ -Werte für Laich im Mittel nur etwa halb so groß. Obwohl in der Literatur die Schutzwirkung der Eihüllen bei Fisch und Amphibieneiern gegenüber Schwankungen der Wasserqualität als eher gering eingeschätzt wird, zeigte sich in den Laborversuchen doch ein deutlicher Schutz bei Einwirkung hoher pH-Werte. Vergleicht man den Laich der drei getesteten Amphibienarten untereinander, so erwies sich der Grasfroschlaich im Mittel aller Versuche am unempfindlichsten gegenüber CaO, gefolgt von den Eiern von Erdkröte und Bergmolch. Der Grund für diese Tendenz kann anhand der Laichform plausibel gemacht werden. Offenbar sind in den dreidimensionalen Laichballen des Grasfrosches weiter innen liegende Eier stärker durch die Gallerte geschützt. In den Laichschnüren der Erdkröte sind alle Eier gleich weit von der Wasser-Gallert-Grenzschicht entfernt. Am exponiertesten sind die Einzeleier von Bergmolchen, die außerdem im Vergleich mit den anderen beiden Arten eine vergleichsweise dünne Gallerthülle besitzen. Aber auch bei pH-Werten von  $< 11,4$  bieten die Gallerthüllen keinen Schutz mehr und die Embryonen sterben ab; bei pH 12 lösen sich die Gallerte vollständig auf (Abbildung 42).

Die Versuchsdurchführung in verschiedenen Wässern sollte durch die Verwendung von definierten synthetischen Medien neben natürlichem Teichwasser die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse absichern. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Wässern war die wesentlich höhere Mineralisierung der synthetischen Wässer. Die Ergebnisse zeigten tendenziell niedrigere LC-Werte sowohl hinsichtlich CaO-Konzentration als auch bezogen auf die wirksamen pH-Werte im geringer mineralisierten natürlichen Teichwasser an. Es ist bekannt dass die Konzentration verschiedener Wasserinhaltsstoffe die toxische Wirkung von Stoffen modifizieren kann. So wurde z.B. oft beobachtet, dass die Wasserhärte oder etwa der Gehalt an Huminstoffen negativ mit der Toxizität verschiedener Stoffe korreliert ist (WRIGHT & WELBOURN 2002). Ohne die genauen Wirkmechanismen an dieser Stelle zu diskutieren, soll darauf hingewiesen werden, dass der Qualität des Teichwassers, abgesehen von den Puffereigenschaften, die die pH-Wirksamkeit des eingesetzten CaO beeinflussen, ein gewisser toxizitätssteuernder Einfluss zukommt.

## 8.2 Ableitung von Empfehlungen zum CaO-Einsatz

Das Dilemma, welches bei gleichzeitigen Bemühungen um die effektive Bekämpfung von KHV durch Desinfektionskalkungen und den Schutz der Biozönose in Fischteichen entsteht, ist schematisch in Abbildung 50 dargestellt. Sowohl Literaturbefunde als auch die in dieser Studie vorgestellten eigenen Ergebnisse von Laborexperimenten mit Amphibien und Daphnien zeigen, dass bei pH-Werten von  $> 11$ , die über Stunden bis Tage anhalten, mit hoher Wahrscheinlichkeit Schäden an aquatischen Organismen auftreten. Weil eine effektive KHV-Bekämpfung nur mit pH-Werten  $\ll 11$  zu erreichen ist (FÜLLNER et al. 2011), ist die gleichzeitige Erreichung beider Ziele am gleichen Ort praktisch nicht möglich.

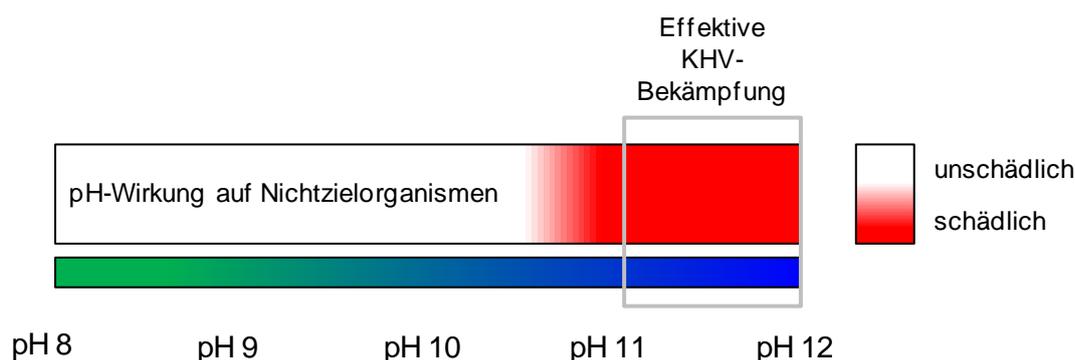


Abbildung 53: Das „Desinfektionskalkungsdilemma“

In vielen zurückliegenden Untersuchungen und auch in der vorgestellten Studie zeigte sich aber, dass im realen Gewässer das zeitliche und räumliche Zusammentreffen von zu schützenden Organismen und angestrebten pH-Werten  $> 11$  bei Desinfektionskalkungen aus folgenden Gründen häufig so nicht gegeben ist:

### 8.2.1 Kalkungszeitpunkt

Für Amphibien, die sich nur temporär im Gewässer aufhalten, spielt der Kalkungszeitpunkt eine besondere Rolle. So zeigte z. B. TEUFERT (2010) im Jahr 2010 für das Teichgebiet Ullersdorf, dass die frühe Desinfektionskalkung in der zweiten Märzhälfte bei 6 von 10 vorkommenden Amphibienarten noch vor deren Hauptlaichperiode in den Gewässern lag. Auch in den aktuell vorliegenden Untersuchungen zu den Jahren 2012/13 von BLAU wird darauf hingewiesen, dass bei einer Desinfektionskalkung im Frühjahr direkt nach Eisaufbruch selbst früh laichende Amphibienarten wie Moor- und Grasfrosch teilweise noch nicht in den Gewässern präsent waren. Weil Amphibienlaich im Vergleich zu den Larven offensichtlich etwas weniger pH-empfindlich ist, ist auch bei bereits beginnendem Laichgeschäft jeweils der frühestmögliche Kalkungstermin am günstigsten.

Bei anderen im Gewässer überwinternden Organismengruppen spielt der Zeitpunkt einer Brantkalkbehandlung insofern eine Rolle, als dass davon verschiedenen empfindliche Entwicklungsstadien betroffen sein können. Insbesondere Pflanzen und Tiere, die pH-unempfindlichere Überdauerungsstadien (Dauereier, Samen, Zysten, Turionen) ausbilden, welche zusätzlich durch deren Lagerung im Sediment geschützt sind (z. B. Zooplankton und Makrophyten, siehe BROCK et al. 2003) sind bei einem Kalkungstermin im zeitigen Frühjahr wahrscheinlich weniger betroffen, weil deren Entwicklungsbeginn von oft saisonalen Stimuli abhängig ist (Temperaturanstieg, Zunahme der Lichtintensität) und später beginnt. Teilweise überwintern auch Makrozoobenthosorganismen, z. B. einige Ephemeropteren als Eier im Sediment (LANDA 1968) und sind bei einem sehr frühen Kalkungstermin relativ wenig anfällig. Dies gilt analog für sehr späte Desinfektionskalkungen nach der Vegetationsperiode im Spätherbst.

→ **Empfehlung:**

**Günstige Zeitpunkte für Desinfektionskalkungen im Hinblick auf minimale Schädigung der übrigen Teich-biozönose sind das zeitige Frühjahr direkt nach Eisaufbruch bzw. der Spätherbst.**

### 8.2.2 Räumlich heterogene Kalkungswirkung

Teiche weisen vertikale als auch horizontale Schichtungen auf, an denen z. B. beim Übergang vom Ufer in die Freiwasserzone deutliche Konzentrationsgradienten existieren können. Ergebnisse aus Becherglasversuchen können insofern nicht 1:1 in die im Freiland herrschenden Verhältnisse übertragen werden. Solche Randzonen sind z. B. tiefere Sedimentschichten, Röhrichte und Verlandungszonen. Nach Brantkalkanwendung im Wasserkörper der Teiche wurden sowohl in vorangegangenen Untersuchungen (GAHSCHKE & STRIESE 2010, TEUFERT 2010) als auch im Rahmen des hier vorgestellten Projektes pH-Unterschiede zwischen Freiwasser und Uferbereichen festgestellt. Sie betragen zwar häufig nur 0,2 bis 0,6 pH-Einheiten, können jedoch trotzdem bereits entscheidend für das Eintreten bzw. Ausbleiben von Schädigungen sein, insbesondere, weil es sich in den kritischsten Fällen um den sensiblen pH-Bereich zwischen 10 und 11 handelte. Auf die teils sehr heterogene pH-Verteilung in den Gewässern nach Desinfektionskalkungen weisen insbesondere GAHSCHKE & STRIESE (2010) hin.

Auch die Sediment-Wasser-Kontaktzone ist für Konzentrationsgradienten bekannt, die aufgrund des Phasenübergangs flüssig – fest in der Regel sehr steil sind. Mit Desinfektionskalkungen soll zwar ausdrücklich auch eine Entseuchung der oberen Sedimentschicht erfolgen, ein deutliche pH-Erhöhung in tieferen Sedimentschichten (> 0,5 cm) wird jedoch durch die üblichen Brantkalkgaben wahrscheinlich kaum erreicht werden (LAZUR et al. 2013). Weil sich viele Makrozoobenthosorganismen, anders als Koi-Herpes-Viren, aktiv in tiefere Sedimentschichten zurückziehen können, steht selbst bei wirkungsvoller KHV-Bekämpfung im Teichsediment ein potenzielles pH-Refugium für benthische Organismen zur Verfügung. Inwieweit dieses im Falle der untersuchten Fischteiche tatsächlich genutzt werden konnte, ist nicht bekannt. Beispiele aus Karpfenteichen und marinen Aquakulturen belegen allerdings, dass auch empfindliche benthische Organismen drastische Brantkalk- oder sogar Chlorkalkapplikationen unbeschadet überstehen können, wenn ihnen die Flucht ins Sediment möglich ist (MATTHEIS 1966, MERLA 1990, SHUMWAY et al. 1988).

Die hier postulierte Existenz von pH-Refugien bei Desinfektionskalkungen stellt natürlich aus Sicht der KHV-Bekämpfung ein gewisses Problem dar, weil diese Refugien auch Keimreservoirs und damit Quelle von Neuinfektionen sein könnten. Dies wäre allerdings, wenn überhaupt, wohl nur mit großem zusätzlichem Aufwand bei der Teichdesinfektion zu ändern (z. B. durch zusätzliche Kalkung von Röhrichten vom Hubschrauber aus, durch CaO-Einarbeitung ins Sediment). Insofern wird hier quasi mit Abstrichen an der Effektivität der KHV-Bekämpfung die Verträglichkeit der Brantkalkbehandlung für die

übrige Teichbiozönose „erkauff“. Andererseits gilt aber das KHV-Virus besonders pH-empfindlich, sodass schon bei pH-Werten > 10 zumindest mit Viruslast reduzierenden Effekten gerechnet werden kann. Bei pH-Werten über 11,0 ist das Virus vollständig deaktiviert (NEUKIRCH & STEINHAGEN 2003, ILOUZE et al. 2006).

- **Empfehlung:**  
**Zonen mit unschädlichen pH-Werten sind wahrscheinlich in allen Teichen vorhanden, die nur vom Boot aus mit Branntkalk beaufschlagt werden (z. B. Röhrichte, tiefere Sedimentschichten). Wenn die Effektivität der KHV-Bekämpfung durch die Existenz solcher Zonen nicht zu stark eingeschränkt ist, sollten diese möglichst nicht beeinträchtigt werden, weil sie wichtige Refugien für Flora und Fauna der Teiche darstellen können.**

### 8.2.3 Vermeidung von pH-Schädigungen durch Verhalten

Neben der Flucht in pH-Refugien innerhalb des Teiches ist insbesondere für Amphibien auch eine aktive Vermeidung von gekalkten Teichen denkbar. So ist bekannt, dass Amphibien, wenn Wahlmöglichkeiten bezüglich der Laichgewässer bestehen, zielgerichtet Gewässer mit günstigem Chemismus und günstigen biotischen Randbedingungen (z. B. fischfreie Gewässer) aufsuchen (INDERMAUR et al. 2010). Insofern wäre jeweils zu prüfen, ob in zu desinfizierenden Teichgruppen einzelne hydraulisch separierte Teiche als Ausweichgewässer ohne Desinfektionskalkung vorgehalten werden können. Als Vermeidungsverhalten, welches vor pH-Schädigungen schützt, wäre beispielsweise auch die Fähigkeit von Mollusken zu nennen, sich durch Schließen der Schalen über Stunden bis Tage einer Vergiftung durch im Wasser gelöste Substanzen zu entziehen (für marine Bivaliva z. B. in SUNILA 1981). Inwieweit dies für die in den Teichen vorkommenden Muschel- und Schneckenarten bei Branntkalkbehandlungen zutrifft, ist allerdings nicht bekannt.

- **Empfehlung:**  
**Es ist zu prüfen, inwieweit in zu desinfizierenden Teichgruppen einzelne hydraulisch separierte Teiche als Amphibien-Ausweichgewässer vorgehalten werden können, weil von einem Ausweichen der Tiere auf solche Gewässer bei chemischer Beeinflussung der eigentlichen Zielgewässer durch Desinfektionskalkungen ausgegangen werden kann.**

Es kann konstatiert werden, dass das allein anhand der Ergebnisse der Laborversuche zur CaO-Toxizität abgeschätzte hohe Risiko von Desinfektionskalkungen für die Lebensgemeinschaft der Teiche durch verschiedenste zusätzliche Gegebenheiten bei der CaO-Applikation im Freiland (s. o.) modifiziert und wahrscheinlich stark abgemildert wird. So schätzen BOYD & MASSAUT (1999) das Umweltrisiko beim Einsatz von Branntkalk in Fischteichen auf einer 4-stufigen Skala (von 0 = keine Probleme bis 3 = schwere Probleme) auf der Stufe 1 ein. Das heißt, es wird von einem Potenzial für geringfügige Probleme beim CaO-Einsatz ausgegangen, welches durch verantwortungsbewusste und kenntnisreiche Ausführung von Branntkalkapplikationen beherrschbar erscheint.

Dies trifft in noch stärkerem Maße auf geringere Branntkalkgaben ( $\leq 500$  kg/ha) zur Wasserkonditionierung zu, bei denen die pH-Wert-Erhöhung auch im Interesse der Zielfischart Karpfen möglichst gering ausfallen soll.

# 9 Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden in den Jahren 2012/13 bewirtschaftete Praxisteiche untersucht, die zu Zwecken der Desinfektion (Inaktivierung des KH-Virus) und Wasserkonditionierung mit 0,8 bis 1,0 t Branntkalk pro ha beaufschlagt wurden. In der Versuchsteichanlage (VTA) des LfULG in Königswartha wurden Teiche untersucht, die mit 0,5 und 2 t Branntkalk pro ha behandelt wurden. Kontrollteiche erhielten entweder keine CaO-Behandlung bzw. wurden mit Kalkmergel gekalkt.

Die Desinfektionskalkungen mit Branntkalk bewirkten in den untersuchten Praxisteichen nur lokal z. B. an Kalkverladerampen bzw. über kurze Zeit (< 1d) eine Erhöhung der pH-Werte auf > 11. Im Freiwasser, am Teichablauf sowie im Uferbereich lagen die maximalen pH-Werte am Tag nach der Kalkung bei 10,7 – im Mittel bei 10,3. In der Regel hielten erhöhte Werte um pH 10 über ein bis zwei Wochen in den Teichen an. Branntkalkapplikationen zur Wasserkonditionierung (0,8 t/ha im Teichgebiet Hammerstadt 2013) resultierten in maximalen pH-Werten von 9,5. Im Schilfgürtel der Teiche blieben die pH-Werte nach Kalkungen um 0,4 bis 2,0 pH-Einheiten niedriger als im Freiwasser. Je nach Ausprägung des Schilfgürtels war der pH-Anstieg nach CaO-Applikation auch deutlich verzögert.

Die Amphibienpopulationen in den untersuchten Praxisteichen zeigten keine erkennbaren Reaktionen auf die Branntkalkbehandlungen der Teiche. So wurden weder Tiere beobachtet, die akute Verätzungen aufwiesen noch war die Reproduktion der Amphibien in CaO-behandelten Teichen erkennbar beeinträchtigt. Dies war zum Teil darauf zurückzuführen, dass die Branntkalkbehandlungen noch vor Beginn der Laichperiode, d. h., noch bevor Amphibien überhaupt im Gewässer anwesend waren, erfolgten. In anderen Praxisteichen wurden allerdings auch schon kurz nach erfolgter Kalkung bei erhöhten pH-Werten > 10 vitale Amphibien nachgewiesen. In der VTA Königswartha wurden die Teiche mit den höchsten Branntkalkgaben (2 t/ha) von spät laichenden Arten sogar deutlich präferiert.

Die Unterschiede zwischen den Teichen hinsichtlich ihrer Zooplanktonbesiedlung können vermutlich in erster Linie mit der unterschiedlichen Nährstoffsituation der Gewässer erklärt werden. Ein Zusammenhang mit Desinfektionskalkungen konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden.

Die Wirbellosenfauna in Teichen, in denen eine Desinfektionskalkung durchgeführt wurde, wies keine signifikanten Beeinträchtigungen auf. Die Artenzahlen der erfassten Gruppen der Odonata (Libellen), Mollusca (Weichtiere) und Dytiscidae (Schwimmkäfer) waren in Teichen nach einer Branntkalkbehandlung im Vergleich mit Teichen, die nur mit Kalkmergel gekalkt wurden, nicht erniedrigt. Im Vergleich mit ungekalkten Kontrollteichen wiesen gekalkte Teiche insgesamt, unabhängig vom verwendeten Kalk, sogar höhere Artenzahlen als ungekalkte Teiche auf.

Die Besiedlung der Teiche mit Bodennährtieren, überwiegend Chironomiden und Oligochäten, wurde durch Desinfektionskalkungen nicht erniedrigt. Im Vergleich mit ungekalkten Teichen wiesen mit CaO behandelte Teiche tendenziell höhere Besiedlungsdichten auf.

Unterschiede zwischen den Teichen hinsichtlich ihrer Besiedlung mit Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen sowie der Teichbodenvegetation waren nicht eindeutig auf die Anwendung von CaO zur Teichdesinfektion zurückzuführen. Es wird vermutet, dass das Fehlen einiger submerser Wasserpflanzen (z. B. *Callitriche palustris*, *Hottonia palustris*, *Lemna trisulca*) mit der Desinfektionskalkung in den betreffenden Teichen in Zusammenhang steht. Generell werden Laichkrautgesellschaften (Potametea) sowie Wasserschweber (Lemnatea) als wenig anfällig gegenüber hohen pH-Werten angesehen, wohingegen stenöke Vertreter der Strandlingsgesellschaften, die auf relativ niedrige pH-Werte und mesotrophe Verhältnisse angewiesen sind, mit Sicherheit von Branntkalkbehandlungen beeinträchtigt werden. Neben der akuten Schädigung durch kurzzeitig hohe pH-Werte spielen hierbei veränderte Verhältnisse bezüglich der Kohlenstoffaufnahme sowie die Verdrängung durch euryöke Arten infolge des veränderten Wasser- und Substratchemismus eine wesentliche Rolle.

In einer Literaturstudie zu den Auswirkungen von Branntkalkanwendungen bzw. hohen pH-Werten auf aquatische Wirbellose und Amphibien zeigte sich, dass pH-Werte > 11,5 als ätzend und akut schädigend für alle Organsimen gelten

müssen. Eine gewisse zeitweise Resistenz gegen solche hohen pH-Werte weisen nur manche Organismen in Form von speziellen Überdauerungsstadien (z. B. Dauereier von Crustaceen) oder verschließbaren Schalen (z. B. Muscheln) auf. Andere Studien zeigten die Bedeutung von Refugien (z. B. tiefere Sedimentschichten), in denen Organismen bzw. deren Überdauerungsformen vor hohen pH-Werten im überstehenden Wasser geschützt sein können. Subakute Wirkungen von pH-Werten treten offenbar artspezifisch in einem weiten Bereich zwischen pH 9 und 11,5 auf, wobei die Angaben in der Literatur teils widersprüchlich sind. Von nicht schädigenden pH-Werten wird für Amphibien beispielsweise bis zu einem Wert von 10,5 berichtet (z. B. Eier vom Krallenfrosch *Xenopus laevis* in CHOGULE et al. 2012). Das Extrembeispiel für aquatisch Invertebrate sind Larven der Mückenart *Aedes aegypti*, die bei pH 11 ihre Larvalentwicklung ohne deutliche Schäden durchlaufen können (CLARK et al. 2007). Für Daphnien wird 10,5 als dauerhaft nicht letaler pH-Wert angegeben (VIJVERBERG et al. 1996).

In Laborversuchen wurden für Laich und Larven der einheimischen Amphibienarten Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) sowie für *Daphnia magna* Konzentrations-Wirkungs-Kurven für CaO bzw. die durch CaO entstehenden pH-Werte bestimmt. Generell erwies sich Amphibienlaich als pH-unempfindlicher als Larven. Die LC<sub>50</sub>-Werte bezüglich der durch CaO bedingten pH-Wert-Erhöhen lagen für Laich in statischen Versuchen über 96 h je nach Amphibienart und verwendetem Versuchswasser zwischen 10,9 und 11,4, wobei die Resistenz gegenüber hohen pH-Werten in folgender Reihung zunahm: Bergmolch < Erdkröte < Grasfrosch. Larven zeigten LC<sub>50</sub>-Werte zwischen 10,8 und 11,1. Der Übergang zwischen nicht schädlichen pH-Werten (< LC<sub>10</sub>) und LC<sub>50</sub>-Werten war relativ steil. So kann davon ausgegangen werden, dass bei den Larven aller drei untersuchter Arten ein pH-Wert von 10,5 über vier Tage keine Schäden hinterlässt. *Daphnia magna* wiesen in Versuchen mit CaO über 96 h eine EC<sub>50</sub> von 10,85 sowie eine EC<sub>10</sub> von 10,7 auf. Die ermittelten Werte fügen sich damit in den laut Literatur zu erwartenden Bereich ein.

## 10 Empfehlungen für die zukünftige Anwendung von Branntkalk in der Karpfenteichwirtschaft

- Eine Frühjahrskalkung sowohl mit kohlen-saurem Kalk (Kalkmergel) oder adäquaten Mengen von Branntkalk im Anwendungsbereich von < 500 kg/ha zur Wasserkonditionierung und Mineralisierung des Teichbodens hat keinen negativen Einfluss auf naturschutzfachlich bedeutsame Tierarten an und in Karpfenteichen. Die hier vorgestellten Untersuchungen belegen eher, dass moderate Kalkgaben die Artenanzahl bei allen Organismengruppen sowie teilweise die Artanzahl befördern. Dies trifft prinzipiell auch auf die Makrophytengesellschaften in Teichen des LRT 3150 zu.
- Bei Gewässern, die dem LRT 3130 (oligo- mesotrophe Stillgewässer) zugeordnet werden, sollte auf den Einsatz von Branntkalk generell verzichtet werden, weil dieser zu einer irreversiblen Vegetationsänderung führen kann.
- Eine Desinfektionskalkung mit Branntkalkmengen > 1.000 kg/ha sollte immer möglichst früh direkt nach Eisaufbruch erfolgen. Somit kann für die meisten Amphibienarten verhindert werden, dass die Kalkung in den Bereich von Laichzeit und Larvenentwicklung fällt, in dem die größten Schäden zu erwarten sind. Für viele Arten, die als Ei überwintern (z. B. auch einige Libellenarten) würde ein möglichst früher Kalkungstermin (direkt nach der Bespannung oder nach Eisaufbruch) die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass nur die unempfindlicheren Eistadien und nicht die empfindlicheren Larven mit den hohen pH-Werten in Berührung kommen.
- Bei zwingender Notwendigkeit einer Desinfektionskalkung extensiv bewirtschafteter oder nicht bewirtschafteter Teiche, die Refugien anspruchsvoller Arten darstellen, wird eine naturschutzfachliche Begleitung empfohlen.
- Eine Pufferwirkung von ufernahen Röhrlichtzonen ist nur bei einer guten Ausprägung und Strukturierung derselben zu erwarten. Diese sollten deshalb nach Möglichkeit erhalten werden. Bei der Ausbringung von Branntkalk zur Wasserkonditionierung sollten solche Bereiche so weiträumig wie möglich ausgelassen werden. Bei Desinfektionskalkungen sollten diese Bereiche so weit ausgespart werden, wie das im Rahmen der angestrebten Desinfektion noch zielführend ist.

- Kommen in einem Teichgebiet extensiv oder sogar nicht bewirtschaftete Gewässer vor, die räumlich und vom Wasserlauf von den mit KHV befallenen Teichen getrennt sind, ist zu empfehlen, diese von der Desinfektionskalkung auszunehmen. Solche Gewässer können für Amphibien als Refugium dienen und auch für andere Organismen ein wichtiger Ausgangspunkt für eine Wiederbesiedlung darstellen. Dieser Effekt könnte sich noch erhöhen, wenn diese Gewässer im Winter keiner Trockenlegung, sondern einer Dauerbespannung unterliegen.
- Bei der Desinfektionskalkung von Teichen, die den eutrophen Stillgewässern (LRT 3150) zugeordnet sind, sollten für den Fall der Anwesenheit von Rote-Liste-Arten der submersen Makrophyten regelmäßige begleitende Beobachtungen zur Vitalitätsbeobachtung dieser Taxa erfolgen, um die Aussagen über mögliche Auswirkungen des Branntkalks auf diese Arten verifizieren zu können.

# Literatur

- ALABASTER, J. & LLOYD, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. pp. 297, European Inland Fisheries Advisory Commission, Butterworth, London-Boston.
- ANDREADAKIS, A. 1999. Treatment and disinfection of sludge using quicklime. pp. 31-37 DGE/JRCEC European commission Workshop around sludge, Stresa, Italy.
- ASC. 2012. Bivalve Standard Version 1.0 Jan 2012. ASC - Aquaculture Stewardship Council, Utrecht. 57 pp.
- BEEBEE, T. 1996. Ecology and Conservation of Amphibians. Chapman & Hall, London. 204 pp.
- BELITZ, H., GROSCH, W. & SCHIEBERLE, P. 2008. Lehrbuch der Lebensmittelchemie. Springer, Berlin, Heidelberg. 1118 pp.
- BLAU, J. 2014 i. V.: Neue Nachweise von *Acantholycosa norvegica sudetica*, *Arctosa cinerea*, *Philaeus chrysops*, *Eresus kollari*, *Dolomedes plantarius*, *Dolomedes fimbriatus* und *Argyroneta aquatica* in Sachsen.
- BOCEK, A. 2009. Eliminating unwanted fish and harmful insects from fish ponds, International Center for Aquaculture and Aquatic Environments, Auburn University, Alabama 36849-5419 USA, Swingle Hall.
- BOYD, C. & MASSAUT, L. 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. Aquacultural Engineering 20: 113-132.
- BOYD, C.E., BOONYARATPALIN, M. & THUNJAI, T. (2002): Properties of Liming Materials. Aquaculture Asia 7 (3): 7-8
- BRETZINGER, A., FISCHER-SCHERL, T., OUMOUMA, M., HOFFMANN, R. & TRUYEN, U. 1999. Mass mortalities in koi, *Cyprinus carpio*, associated with gill and skin disease. Bull. Eur. Assoc. Fish. Pathol. 19: 182-185.
- BROCK, M., NIELSEN, D., SHIEL, R., GREEN, J. & LANGLEY, J. 2003. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. Freshwater Biology 48: 1207-1218.
- CHAMBERS, P., PREPAS, E., FERGUSON, M., SEREDIK, M., GUY, M. & HOLST, M. 2001. The effects of lime addition on aquatic macrophytes in hard water: *in situ* and microcosm experiments. Freshwater Biology 46: 1121-1138.
- CHOGULE, B., ASASHIMA, M., PATWARDHAN, V. & GHASKADBI, S. 2012. Alterations in ambient salinity and pH lead to modulation of developmental gene expression in *Microhyla ornata* (Duméril and Bibron) and *Xenopus laevis* (Daudin). Indian Journal of Experimental Biology 50: 531-541.
- CLARK, K.L. & LAZERTE, B.D. 1985: A laboratory study on the effects of aluminium and pH on amphibian eggs and tadpoles. Can. J. Fish. Aquat. Sci 42: 1544-1551
- CLARK, T., FILS, B. & REMOLD, S. 2004. pH tolerances and regulatory abilities of freshwater and euryhaline Aedine mosquito larvae. Journal of Experimental Biology 207: 2297-2304.
- CLARK, T., VIEIRA, M., HUEGEL, K., FLURY, D. & CARPER, M. 2007. Strategies for regulation of haemolymph pH in acidic and alkaline water by larval mosquito *Aedes aegyptii* (L.) (Diptera; Culicidae). Journal of Experimental Biology 210: 4359-4367.
- CLAUSNITZER, H.-J. 2003. Teichwirtschaft und Libellen. Nr. 4 Sonderheft GdO-Tagung Magdeburg Dessau 2003
- CLEARWATER, S., HICKEY, C. & MARTIN, M. 2008. Overview of potential piscicides and molluscicides for controlling aquatic pest species in New Zealand. Science for conservation 283: 74.
- D'AMEN, M., VIGNOLI, L. & BOLOGNA, M. 2007. The effects of temperature and pH on the embryonic development of two species of *Triturus* (Caudata: Salamandridae). Amphibia-Reptilia 28: 295-300.
- DAS, B.K., RAHMAN, A., RAMAN, K.T. & ROUT, S.K. 2013. Optimization of quick lime (CaO) and pH application for nursery management of Indian Major Carps *Catla catla* (Hamilton), *Labeo rohita* (Hamilton) and *Cirrhinus mrigala* (Hamilton). International Journal of Advanced Research 1: 213-221.
- DAS, S.K., BHATTACHARYA, B.K. & GOSWAMI, U.C. 1995. Effect of extreme pH on survivality of Indian major carp. Journal of Inland Fisheries Society of India 27: 97-99.
- DASHU, N., YI-FAN, K., PI-WU, H. & HUNG-WEN, K. 1956. Experiments on "sterilizing" fish ponds with quicklime, croton seeds and tea seed cake - Note on a successful method on the application of quicklime without eliminating water. Acta Hydrobiologica Sinica 1: 117-128.
- DAVIS, P. & OZBURN, G.W. 1969. The pH tolerance of *Daphnia pulex* (Leydig, emend., Richard). Canadian Journal of Zoology 47: 1173-1175.
- DE GRAAF, F. & JANSSEN, H. 1996. Artificial reproduction and pond rearing of the African catfish *Clarias gariepinus* in sub-saharan Africa - A handbook, Rom. 73 pp.
- DE GRAAF, F. & JANSSEN, H. 1996. Artificial reproduction and pond rearing of the African catfish *Clarias gariepinus* in sub-saharan Africa - A handbook, Rom. 73 pp.

- EG 2008. Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006.
- EL-FIKY, N. 2002. The influence of water pH on the embryonic development of Grass Carp , *Ctenopharyngodon idella*. Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries 6: 233-261.
- ELZENGA, J. & PRINS, H. 2000. The role of extracellular carbonic anhydrase activity in inorganic utilization of *Phaeodactylum globosa* (Prymnesiophyceae): a comparison with other marine algae using the isotopic disequilibrium technique. Limnology and Oceanography 45: 372-380.
- FOMINYKH, A. 2008. An experimental study on the effect of alkaline water pH on the dynamics of amphibian larval development. Russian Journal of Ecology 39: 145-147.
- FREY, H.-H. & LÖSCHER, W. (ed.). 2002. Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie für die Veterinärmedizin. MVS Medizinverlage Stuttgart. 613 pp.
- FÜLLNER, G. 2010. Branntkalk, ein Umweltgift? Fischer & Teichwirt 61: 403-408.
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M., LANGNER, N. 2007: Karpfenteichwirtschaft. Bewirtschaftung von Karpfenteichen. Gute fachliche Praxis. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Dresden: 129 S.
- FÜLLNER, G., STEINHAGEN, D., BAUMER, A., FABIAN, M., RUNGE, M., BRÄUER, G., BÖTTCHER, K., MOHR, K., GÖBEL, S., NEUMANN, E.-M., THIEM, A., GAHSCHKE, J., STRIESE, M. & TEUFERT, S. 2011. Untersuchung zu Infektionswegen der Koi-Herpesvirus-Erkrankung von Karpfen und Untersuchungen zur Auswirkung von KHV-Bekämpfungsmaßnahmen auf Ökonomie und Ökologie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen 34: 171.
- FÜLLNER, G., STEINHAGEN, D., BAUMER, A., FABIAN, M., RUNGE, M., BRÄUER, G., BÖTTCHER, K., MOHR, C., GÖBEL, S., NEUMANN, E.-M., THIEM, A., GAHSCHKE, J., STRIESE, M. u. TEUFERT, S. 2012: Untersuchung zu Infektionswegen der Koi-Herpesvirus-Erkrankung von Karpfen und Untersuchungen zur Auswirkung von KHV-Bekämpfungsmaßnahmen auf Ökonomie und Ökologie. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Dresden: 178 S.
- GAHSCHKE, J. & STRIESE, M. 2010. Amphibienkartierung zur Begleitung von Maßnahmen der KHV-Sanierung im Naturschutzgebiet „Niederspreer Teichgebiet“. pp. 142-158 In: Füllner et al. (2010): Untersuchung zu Infektionswegen der Koi-Herpesvirus-Erkrankung von Karpfen und Untersuchungen zur Auswirkung von KHV-Bekämpfungsmaßnahmen auf Ökonomie und Ökologie, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- HAAS, B., AHL, R., BÖHM, R. & STRAUCH, D. 1995. Inactivation of viruses in liquid manure. Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics) 14: 435-445.
- HANSEN, A., CHRISTENSEN, J. & SORTKJAER, O. 1991. Effects of high pH on zooplankton and nutrients in fish free enclosures. Archiv für Hydrobiologie 123: 143-164.
- HARTSTOCK, E. 2004: Teichwirtschaft in der Oberlausitz. Abriß der Geschichte von den Anfängen bis 1945. Lusatia Bautzen, 391 S.
- HENN, K. 2011. Limits of the fish embryo toxicity test with *Danio rerio* as an alternative to the acute fish toxicity test, Ruprecht-Karls-Universität, Heidelberg. 103 pp.
- HOWELL, J.M. 1986. Alkaline ingestions. Annals of Emergency Medicine 15: 820-825.
- HUMPHRIES, P. & BALDWIN, D. 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. Freshwater Biology 48: 1142-1146.
- HUTSCH, S. 2012: Ökologische Untersuchung der Amphibienzönose an einer Versuchsteichanlage im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Sachsen), unter besonderer Berücksichtigung der fischereilichen Bewirtschaftung und der Wassergüte. Masterarbeit, TU Dresden.
- ICES. 1999. Report of the Working Group of Introductions and Transfers of Marine Organisms, 14-16 April 1999, ICES WGITMO, Conwy, United Kingdom.
- IIRR, IDRC, FAO, NACA & ICLARM. 2001. Utilizing Different Aquatic Resources for Livelihoods in Asia: a resource book. International Institute of Rural Reconstruction, International Development Research Centre, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Network of Aquaculture Centers in Asia-Pacific and International Center for Living Aquatic Resources Management. 416 pp.
- ILOUZE, M., DISHON, A., KOTLER, M. 2006. Characterization of a Novel Virus Causing a Lethal Disease in Carp and Koi. Microbiology and Molecular Biology Reviews 70 (1): 147-156

- INDERMAUR, L., SCHAUB, M., JOKELA, J., TOCKNER, K. & SCHMIDT, B.R. 2010. Differential response to abiotic conditions and predation risk rather than competition avoidance determine breeding site selection by anurans. *Ecography* 33: 887-895.
- KLÜTTGEN, B., DULMER, U., ENGELS, M. & RATTE, H.T. 1994. ADaM, an artificial freshwater for the culture of zooplankton. *Water Research* 28: 743-746.
- KNAUTHE, K. 1901: Die Karpfenzucht. Verlag J. Neumann, Neudamm: 389 S.
- LANDA, V. 1968. Developmental cycles of central european Ephemeroptera and their interrelations. *Acta ent. bohemoslov.* 65: 276-284.
- LANE, M., TROTT, K., GRAMMER, T. & KHOKHAM, M. 2012. Raising tadpoles through adulthood <http://tropicalis.berkeley.edu/home/index.html>.
- LAUFER, H., FRITZ, P. & SOWIG, P. 2007. Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LAZUR, A.M., CHICRA, C. & WATSON, C. 2013. The use of lime in fish ponds. pp. 3, IFAS, Gainesville.
- LENUWEIT, U. 2009: Beeinträchtigungen von Amphibien durch Düngemittel – ein Überblick. *Rana* 10: 14-25
- LI, L., QUEIROZ, J.F., BOYD, C.E.: Pond Bottom Dryout, Liming. Part I. Disinfection in Semi-Intensive Shrimp Ponds. *Global Aquaculture Advocate* 17 (4): 35-36
- LITTLE, C. 1983. The colonization of land - Origin and adaptations of terrestrial animals. Cambridge University Press, Cambridge. 299 pp.
- LOCKE, A., DOE, K.G., FAIRCHILD, W.L., JACKMAN, P.J. & REESE, E.J. 2009. Preliminary evaluation of effects of invasive tunicate management with acetic acid and calcium hydroxide on non - target marine organisms in Prince Edward Island, Canada. *Aquatic Invasions* 4: 221-236.
- LUBW 2002: Amphibien und Gewässerversauerung 2002. Untersuchungen des Säurezustandes von Stillgewässern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes mittels Bioindikatoren (Amphibien). Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 23 S.
- LUBZENS, E., CERDA, J. & CLARK, M. (ed.). 2010. Dormancy and Resistance in Harsh Environments. Springer,
- MACNAIR, N. & SMITH, M. 1999. Investigations into treatments to control fouling organisms affecting oyster production. *Journal of Shellfish Research* 18: 331.
- MATTHEIS, T. 1966: Zur Desinfektion von Teichböden. *Zeitschrift Fischerei N.F.* 5-6: 337-346
- McKEE, J. & WOLFF, H. 1963. Water quality criteria, State Water Quality Control Board, Sacramento, CA.
- MERLA, G. 1990. Über Effekte einer stärkeren Chlorkalkgabe auf die Bodenfauna in Teichen. *Z. Binnenfischerei DDR* 37: 98-101.
- MINOTTE-CADIERGUES, B., MAUL, A., HUYARD, A., CAPIZZI, S. & SCHWARTZBROD, L. 2001. The effect of liming on the microbiological quality of urban sludge. *Water Science and Technology* 43: 195-200.
- MONZKA, M. 2012. Ökologische UNtersuchung der Libellenzönose an einer fischereilichen Versuchsteichanlage im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Sachsen), unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsmaßnahmen. Masterarbeit der Technischen Universität Dresden
- MÖLLE, G. 2001: Zur Bedeutung von Amphibienlarven für die Populationsentwicklung des Gemeinen Gelbrandkäfers *Dytiscus marginalis*, L. 1758. – Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- MÜZZINOGLU, A., SPONZA, D., KÖKEN, I., ALPARSAN, N., AKYARLI, A. & ÖZTÜRE, N. 2000. Hydrogen sulfide and odor control in Izmir Bay. *Water Air and Soil pollution* 123: 245-257.
- NEUKIRCH, M. & STEINHAGEN, D. 2003. Influence of temperature and pH on the infectivity of viruses isolated from koi. Abstract of the 11th International Conference of the European Association of Fish Pathologists in Malta
- O'BRIEN, W.J. & DEHOYELLES, F.J. 1972. Photosynthetically Elevated pH as a Factor in Zooplankton Mortality in Nutrient Enriched Ponds. *Ecology* 53: 605-614.
- OECD. 2004. OECD guidelines for the testing of chemicals No. 202: *Daphnia* sp., Acute immobilization test. pp. 22pp, OECD / OCDE.
- OSTERTAG, S. 1987. Mikrobiologische - hygienische Untersuchungen über die Anwendung von Brannt- und Löschkalk zur Klärschlammteuehung. Dissertation, Universität Hohenheim.
- OTTO et al. 2012. Die Farn- und Samenpflanzen der Oberlausitz. 2., stark überarbeitete Auflage, Supplement zu Band 20 der Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz
- PEDERSEN, M. & HANSEN, P. 2003. Effects of high pH on the growth and survival of six marine heterotrophic protists. *Marine Ecology Progress Series* 260.
- PENZLIN, H. 1991. Lehrbuch der Tierphysiologie. Gustav Fischer Verlag Jena, Jena.

- PHILLIP, W., MARSCHANG, R.E. & BÖHM, R. 2007. Bacteriological and virological investigations on the use of quicklime for the disinfection of egg shells and egg scraps. pp. 735-739. *In*: A. ALAND (ed.) XIII International Congress in Animal Hygiene, ISAH, Tartu, Estonia.
- PHILLIP, W. & OSTERTAG, S. 1986. Entseuchungsverfahren mit chemischer bzw. physikalischer Wirkung. pp. 159-191. *In*: D. STRAUCH (ed.) 1. Hohenheimer Seminar : Entseuchung von Klärschlamm, Verlag der dt. veterinärmedizinischen Gesellschaft, Universität Hohenheim. PIPER, R., McELWAIN, I., ORME, L., McCAREN, J., FOWLER, L. & LEONARD, J. 1998. Fish hatchery management. US Department of the Interior, Fish & Wildlife Service, Washington. 517 pp.
- PONCHON, F. & GOMBART, M. 2006. Milk of quicklime for disinfection and deodorisation in agricultural environment. pp. 5, International Lime Association, Prague.
- PROST, M., STUDNICKA, M. & NIEZGODA, J. 1974. Efficiency of some methods controlling leeches in water. *Aquaculture* 3: 287-294.
- RADZIKOWSKI, J. 2013. Resistance of dormant stages of planktonic invertebrates to adverse environmental condition. *Journal of Plankton Research* 35: 707-723.
- RAIKOW, D.F., REID, D.F., MAYNARD, E.E. & LANDRUM, P.F. 2006. Sensitivity of aquatic invertebrate resting eggs to Seakleen (Menadione): A test of potential ballast tank treatment options. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 552-559.
- ROLLE, M. & MAYR, A. 2006. Medizinische Mikrobiologie - Infektions- und Seuchenlehre. MVS Medizinverlage Stuttgart. 627 pp.
- SAND-JENSEN, K. & GORDON, D. 1984. Differential ability of marine and freshwater macrophytes to utilize HCO<sub>3</sub>. *Marine Biology* 80.
- SCHÄPERCLAUS, W. & LUKOWICZ, M.V. 1998. Lehrbuch der Teichwirtschaft. Verlag Paul Parey, Berlin.
- SCHIRM, V. 2005. Entwicklung einer sicheren Methode zur Bioabfallhygienisierung mit Kalk, Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen. 181 pp.
- SCHNABEL, H. 2001: Untersuchungen zum Vorkommen larval überwinternder Libellenlarven in Karpfenteichen des Oberlausitzer Heide- und Teichgebietes. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 73 (1): 79-83.
- SCHNABEL, H. 2002: Quantitative Untersuchungen zum Schlupf von Libellen an Fischteichen. – Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz Kamenz 24: 85-90.
- SCHUH, R., PHILLIP, W. & STRAUCH, D. 1985. Influence of sewage sludge with and without lime treatment on the development of *Ascaris suum* eggs. pp. 59-66. *In*: D. STRAUCH, A.H. HAVELAAR & P. L'HERMITE (ed.) Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Brüssel, Luxembourg.
- SCHULTE, R. 2000. Teichwirtschaften - Sahnestücke des internationalen Arten- und Biotopschutzes. Ergebnisse des Seminars der NABU-Akademie Gut Sunder vom 23.10. 24.10.1999. - [www.nabu-akademie.de/berichte/99teiche.htm](http://www.nabu-akademie.de/berichte/99teiche.htm) (20.06.00).
- SHUMWAY, S., CARD, D., GETCHELL, R. & NEWELL, C. 1988. Effects of calcium oxide (quicklime) on non-target organisms in mussel beds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 503-509.
- SMUL 2007: Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung – RL AuW/2007) Vom 13. November 2007. Geändert durch Teil A Ziff. XII der VwV vom 3. Juli 2008 (SächsABl. S. 944, 951) mit Wirkung vom 1. August 2008
- SOMA, K. 2001. The test on the effect of quicklime on frog in various conditions. pp. 21, National Aquaculture Centre, Domasi, Malawi.
- SUNILA, I. 1981. Toxicity of copper and cadmium to *Mytilus edulis* (Bivalvia) in brackish water. *Ann. Zool. Fennic.* 18: 213-223.
- SCHIRM, V. 2005. Entwicklung einer sicheren Methode zur Bioabfallhygienisierung mit Kalk, Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen. 181 pp.
- SCHUH, R., PHILLIP, W. & STRAUCH, D. 1985. Influence of sewage sludge with and without lime treatment on the development of *Ascaris suum* eggs. pp. 59-66. *In*: D. STRAUCH, A.H. HAVELAAR & P. L'HERMITE (ed.) Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Brüssel, Luxembourg.

- SCHULTE, R. 2000. Teichwirtschaften - Sahnestücke des internationalen Arten- und Biotopschutzes. Ergebnisse des Seminars der NABU-Akademie Gut Sunder vom 23.10. 24.10.1999. - [www.nabu-akademie.de/berichte/99teiche.htm](http://www.nabu-akademie.de/berichte/99teiche.htm) (20.06.00).
- SHUMWAY, S., CARD, D., GETCHELL, R. & NEWELL, C. 1988. Effects of calcium oxide (quicklime) on non-target organisms in mussel beds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 503-509.
- ŠUSTA, J. 1888: Die Ernährung des Karpfens und seiner Teichgenossen. Verlag von Herrcke & Lebeling, Stettin: 252 S.
- SOMA, K. 2001. The test on the effect of quicklime on frog in various conditions. pp. 21, National Aquaculture Centre, Domasi, Malawi.
- SUNILA, I. 1981. Toxicity of copper and cadmium to *Mytilus edulis* (Bivalvia) in brackish water. *Ann. Zool. Fennic.* 18: 213-223.
- TEUFERT, S. 2010. Amphibienerfassung zur Begleitung von Maßnahmen der KHV-Sanierung im Teichgebiet Ullersdorf (SCI Nr. 107). pp. 159-172 In: Füllner et al. (2010): Untersuchung zu Infektionswegen der Koi-Herpesvirus-Erkrankung von Karpfen und Untersuchungen zur Auswirkung von KHV-Bekämpfungsmaßnahmen auf Ökonomie und Ökologie, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- TRICHKOVA, T., TYUFEKCHIEVA, V., KENDEROV, L., VIDINOVA, Y., BOTEV, I., KOZUHAROV, D., HUBENOV, Z., UZUNOV, Y., STOICHEV, S. & CHESHMEDJIEV, S. 2013. Benthic macroinvertebrate diversity in relation to environmental parameters, and ecological potential of reservoirs, Danube River basin, north-west Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 65: 337-348.
- USEPA. 1999. Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. pp. 153, US Environmental Protection Agency, Washington
- VANVLASSELAER, E. & DE MEESTER, L. 2010. An exploratory review on the molecular mechanisms of diapause termination in the waterflea, *Daphnia*. pp. 189-202. In: E. LUBZENS, J. CERDA & M. CLARK (ed.) *Dormancy and resistance in harsh environments*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- VERFÜRDEN, M., GIVELET, M., RÉMY, M. & DE LESPINAY, Y. 2004. Sludge sanitation: Helminth eggs destruction by lime treatment *Ascaris* eggs as model Eurosoil, Freiburg.
- VIJVERBERG, J., KALF, D.F. & Boersma, M. 1996. Decrease in *Daphnia* egg viability at elevated pH. *Limnology and Oceanography* 41: 789-793.
- V. D. BORNE, M. 1906: Teichwirtschaft. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin: 188 S.
- VÖLKL, W. 2007. Die Bedeutung und Bewertung von bewirtschafteten Teichen für Naturschutz einschließlich des Fischerschutzes. Bezirk Oberfranken Fachberatung für Fischerei
- VOGEL, P. 1905. Dritter Band zum Ausführlichen Lehrbuch der Teichwirtschaft. Emil Hübners Verlag, Bautzen: 902 S
- WALTER, E. 1905: Die Fischerei als Nebenbetrieb des Landwirtes und des Forstmannes. Verlag J. Neumann, Neudamm: 801 S.
- WOOD, F. 1908. Enemies and perils of the oyster. pp. 94-98, State of Connecticut Shellfish Commissioners.
- WRIGHT, D.A. & WELBOURN, P. 2002. *Environmental Toxicology*. Cambridge University Press, Cambridge. 631 pp.

# Anhang

## Anhang 1: Messungen der abiotischen Parameter (Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung)

### Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf

#### Mittelteich

**Tabelle 217: Messungen der Wassertemperatur im Mittelteich (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Freiwasser ohne Schilf
20.03.12	Voruntersuchung	9,4	9,4	9,8	9,6
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	9,8	9,8	9,9	9,7
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	8,6	8,1	8,1	8,0
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	10,4	-	10,6	10,3
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	9,0	8,0	8,6	8,2
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	17,4	17,4	16,9	16,6
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	20,3	20,4	20,2	20,1
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	25,9	25,6	25,5	24,8
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	22,8	23,3	22,2	21,8
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	18,3	18,3	17,8	17,8

**Tabelle 218: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Mittelteich (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Freiwasser ohne Schilf
20.03.12	Voruntersuchung	14,0	14,0	13,9	14,0
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	10,4	10,7	10,6	10,4
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	10,0	10,1	8,9	10,3
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	9,1	-	7,9	9,0
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	10,3	10,3	9,9	10,5
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	7,7	7,8	8,0	7,2
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,9	8,5	8,9	9,2
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,2	9,5	8,2	9,2
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,9	9,3	8,7	9,2
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	5,0	6,9	6,3	5,6

**Tabelle 219: Messungen der Sauerstoffsättigung im Mittelteich (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Freiwasser ohne Schilf
20.03.12	Voruntersuchung	122	122	123	122
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	95	99	99	96
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	90	91	82	92
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	84	-	72	83
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	92	90	87	92
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	80	82	83	75
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	96	92	94	106
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	103	118	103	113
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	100	106	97	101
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	55	75	68	61

## Pferdeteich

**Tabelle 220: Messungen der Wassertemperatur im Pferdeteich (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Schilfgürtel 2 (gering ausgeprägt)
20.03.12	Voruntersuchung	9,5	9,6	-	-
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	10,0	9,7	9,5	9,5
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	8,7	7,8	8,0	8,1
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	9,8	-	10,0	10,0
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	8,3	7,9	8,3	8,3
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	17,3	16,5	16,7	16,2
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	20,3	20,2	20,4	20,5
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	25,4	26,2	24,4	24,3
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	22,3	22,0	22,9	21,3
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	17,7	17,9	18,0	17,0

**Tabelle 221: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Pferdeteich (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Schilfgürtel 2 (gering ausgeprägt)
20.03.12	Voruntersuchung	13,0	12,9	-	-
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	9,6	10,7	10,0	10,5
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	10,0	10,3	10,4	9,4
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	9,8	-	9,3	9,4
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	11,4	11,6	11,2	10,5
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	7,4	7,8	7,3	7,6
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,9	8,3	7,9	8,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,8	9,0	8,1	7,4
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,1	7,6	7,2	6,0
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,8	7,8	8,7	8,7

**Tabelle 222: Messungen der Sauerstoffsättigung im Pferdeteich (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Schilfgürtel (gering ausgeprägt)	Schilfgürtel 2 (gering ausgeprägt)
20.03.12	Voruntersuchung	114	113	-	-
30.03.12	1 Tag nach Kalkung	90	100	92	97
02.04.12	4 Tage nach Kalkung	91	93	93	84
04.04.12	6 Tage nach Kalkung	89	-	86	86
10.04.12	12 Tage nach Kalkung	100	100	99	92
07.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	78	81	76	79
14.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	86	92	86	93
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	98	114	99	90
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	83	86	82	69
14.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	86	87	94	95

## Rodeteich 1

**Tabelle 223: Messungen der Wassertemperatur im Rodeteich 1 (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, gering ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
20.03.12	Voruntersuchung	9,3	9,8	-	-
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	14,0	-	14,1	15,1
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	9,9	9,6	9,8	8,4
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	8,1	7,8	7,7	6,5
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	10,5	-	10,5	9,8
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	8,6	8,5	-	-
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	16,2	16,9	15,8	15,6
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,6	21,9	20,7	20,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	24,4	24,6	24,2	23,7
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,3	21,6	21,2	18,4

**Tabelle 224: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 1 (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, gering ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
20.03.12	Voruntersuchung	14,1	14,2	14,1	13,9
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	11,7	-	10,4	9,8
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	9,8	10,1	9,4	7,0
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	10,6	11,1	9,8	7,6
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	10,8	-	10,5	7,5
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	11,7	11,9	-	-
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	4,8	5,7	5,1	5,6
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	6,5	5,7	6,1	5,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	11,0	11,1	10,6	6,0
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	9,2	8,8	8,2	4,2

**Tabelle 225: Messungen der Sauerstoffsättigung im Rodeteich 1 (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, geringer Schilfgürtel	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
20.03.12	Voruntersuchung	122	125	128	123
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	113	-	100	97
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	90	93	87	64
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	94	98	88	65
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	101	-	98	67
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	105	105	-	-
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	50	60	52	57
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	68	71	73	57
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	134	136	128	71
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	107	101	95	46

## Rodeteich 6

**Tabelle 226: Messungen der Wassertemperatur im Rodeteich 6 (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, Flachwasser ohne Schilf	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
19.03.12	Voruntersuchung	10,6	10,6	9,7	10,1
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	12,8	-	12,3	14,0
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	10,2	9,9	9,5	9,8
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	8,4	8,5	8,5	8,3
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	10,7	-	10,4	11,0
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	8,8	8,7	-	-
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	14,5	14,6	14,4	14,3
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,8	20,4	18,1	19,9
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	24,5	24,4	21,4	23,8
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	20,5	21,0	19,9	20,4

**Tabelle 227: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Rodeteich 6 (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, Flachwasser ohne Schilf	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
19.03.12	Voruntersuchung	12,8	13,1	13,5	13,1
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	15,2	-	15,3	10,3
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	12,2	12,7	11,7	7,4
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	11,5	12,1	10,5	9,1
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	11,9	-	11,5	9,7
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	11,6	12,0		
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	4,2	5,8	6,3	3,0
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,8	6,9	5,5	6,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	13,8	13,9	9,4	12,1
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	10,0	9,7	9,4	8,2

**Tabelle 228: Messungen der Sauerstoffsättigung im Rodeteich 6 (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, Flachwasser ohne Schilf	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel
19.03.12	Voruntersuchung	113	118	119	116
28.03.12	1 Tag nach Kalkung	143	-	142	100
30.03.12	3 Tage nach Kalkung	111	117	106	68
02.04.12	6 Tage nach Kalkung	101	108	91	80
04.04.12	8 Tage nach Kalkung	110	-	106	91
10.04.12	14 Tage nach Kalkung	104	107	-	-
08.05.12	Nachuntersuchung vor Fischbesatz	42	57	62	30
15.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	79	70	57	74
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	168	169	108	146
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	113	110	105	92

## Froschteich

**Tabelle 229: Messung der Wassertemperatur im Froschteich (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Typhagürtel
04.04.12	Untersuchung	9,2	9,0	9,1	9,2
18.05.12	Untersuchung	13,5	13,1	14,9	13,2
15.06.12	Untersuchung	19,8	20,0	20,3	19,8
26.07.12	Untersuchung	21,4	21,0	20,7	20,6
16.08.12	Untersuchung	18,8	17,5	17,3	17,8
14.09.12	Untersuchung	13,6	13,8	13,2	13,4

**Tabelle 230: Messung der Sauerstoffkonzentration im Froschteich (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Typhagürtel
04.04.12	Untersuchung	10,3	11,0	10,9	10,7
18.05.12	Untersuchung	9,5	10,9	11,2	10,8
15.06.12	Untersuchung	4,5	6,4	6,0	3,7
26.07.12	Untersuchung	4,4	4,6	5,4	4,6
16.08.12	Untersuchung	4,8	4,8	3,7	4,0
14.09.12	Untersuchung	4,7	6,4	4,8	6,6

**Tabelle 231: Messung der Sauerstoffsättigung im Froschteich (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Typhagürtel
04.04.12	Untersuchung	93	100	100	97
18.05.12	Untersuchung	93	105	112	105
15.06.12	Untersuchung	49	73	65	42
26.07.12	Untersuchung	50	71	62	52
16.08.12	Untersuchung	52	52	39	44
14.09.12	Untersuchung	49	66	50	69

## Teichgebiet Hammerstadt

### Delinkateich

**Tabelle 232: Messungen der Wassertemperatur im Delinkateich (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
10.04.12	Voruntersuchung	7,5	7,7	7,5	7,4
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	14,7	14,1	14,5	12,0
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	14,1	14,1	14,1	12,9
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	20,1	20,2	20,2	18,6
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	15,2	14,5	13,9	12,9
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	20,2	20,3	20,0	20,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	24,6	24,9	22,9	24,8
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,6	21,9	22,2	18,2

**Tabelle 233: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Delinkateich (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
10.04.12	Voruntersuchung	13,1	14,3	13,1	13,2
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	12,6	12,6	11,3	7,1
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	11,2	11,1	7,1	6,5
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	9,4	9,5	6,9	5,7
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,0	7,4	5,9	3,3
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	6,5	7,2	6,0	3,5
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	8,9	3,5	7,2
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	6,1	7,0	6,2	3,3

**Tabelle 234: Messungen der Sauerstoffsättigung im Delinkateich (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
10.04.12	Voruntersuchung	113	123	112	113
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	129	126	115	69
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	111	111	72	64
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	106	106	76	62
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	81	74	58	32
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	72	70	66	37
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	93	109	41	87
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	69	79	70	32

**Tabelle 235: Messungen der Wassertemperatur im Raklitzateich (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichab- lauf	Teichmitte	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, geringer Schilfgür- tel
10.04.12	Voruntersuchung	8,1	8,4	8,5	-	8,2
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	14,8	14,7	14,8	-	14,7
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	14,3	14,5	14,6	13,1	14,8
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	20,3	20,4	19,0	18,2	19,5
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	15,4	14,6	12,3	11,7	12,9
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	19,3	19,8	19,9	19,6	19,8
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	26,2	25,6	n.g.	23,7	26,0
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,0	22,5	18,1	18,5	21,0
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	16,8	16,8	16,0	16,1	16,1

**Tabelle 236: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Raklitzateich (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichab- lauf	Teichmitte	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, geringer Schilfgür- tel
10.04.12	Voruntersuchung	14,4	14,9	11,2	-	14,1
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	12,5	12,9	8,7	-	12,2
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	11,2	11,6	7,6	9,4	10,2
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	9,5	9,5	4,0	4,3	5,9
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,4	9,3	3,8	2,8	9,9
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	5,8	6,9	9,0	6,7	9,0
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	9,9	11,6	-	5,2	9,5
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,9	10,9	5,5	6,1	7,4
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,3	6,3	6,6	4,0	4,6

**Tabelle 237: Messungen der Sauerstoffsättigung im Raklitzateich (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichab- lauf	Teichmitte	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, ausge- prägter Schilfgür- tel	Ufernähe, geringer Schilfgür- tel
10.04.12	Voruntersuchung	125	130	99	-	124
24.04.12	1 Tag nach Kalkung	128	132	89	-	126
26.04.12	3 Tage nach Kalkung	112	116	76	91	104
30.04.12	7 Tage nach Kalkung	107	107	44	46	65
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	75	93	36	26	95
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	66	77	102	70	97
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	125	144	-	56	111
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	99	125	58	65	82
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	79	68	69	43	48

**Tabelle 238: Messungen der Wassertemperatur im Ochsenteich 1 (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	15,2	14,5	14,4	14,4
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	19,4	19,3	19,5	19,4
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	27,7	27,4	27,1	27,4
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	23,1	23,1	21,4	23,3
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	18,1	-	14,8	16,1

**Tabelle 239: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Ochsenteich 1 (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	6,0	5,9	5,4	5,9
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,6	5,6	3,7	7,3
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	5,6	6,7	7,3	5,0
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,9	9,1	7,4	9,9
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	9,3	-	3,8	6,7

**Tabelle 240: Messungen der Sauerstoffsättigung im Ochsenteich 1 (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Schilfgürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	61	59	51	59
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	86	64	39	82
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	71	85	92	63
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	104	106	84	108
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	101	-	40	70

**Tabelle 241: Messungen der Wassertemperatur im Ochsenteich 2 (°C) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Typhagürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung	14,2	14,5	13,0	13,9
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	19,6	19,5	19,6	19,5
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	25,3	26,6	26,0	27,1
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	21,6	22,6	21,0	23,0
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	16,3	16,8	16,0	16,6

**Tabelle 242: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Ochsenteich 2 (mg/l) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Typhagürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung	8,8	6,0	3,9	5,2
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,4	9,5	4,2	4,9
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,1	6,9	6,9	4,7
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	8,2	8,1	8,7	6,8
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	7,4	7,7	6,4	4,8

**Tabelle 243: Messungen der Sauerstoffsättigung im Ochsenteich 2 (%) 2012**

Datum	Bemerkung	Teichablauf	Teichmitte	Ufernähe, ausgeprägter Typhagürtel	Ufernähe, geringer Schilfgürtel
16.05.12	Nachuntersuchung	86	60	38	53
13.06.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	81	106	46	57
26.07.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	87	87	85	60
16.08.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	93	93	97	76
17.09.12	Nachuntersuchung / Sondenmessungen	79	81	69	51

## Teichgebiet Biehla-Weißig

### Großer Baselsee

**Tabelle 244: Messungen der Wassertemperatur im Großen Baselsee (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	2,7	2,7	-	2,6
29.05.13	Nachuntersuchung	14	12,4	13,2	12,8
19.06.13	Nachuntersuchung	26,1	25,3	26,1	25,6
08.07.13	Nachuntersuchung	21,1	21,5	22,6	22,2
23.08.13	Nachuntersuchung	18,7	19	18,4	18,7

**Tabelle 245: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Großen Baselsee (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	13,8	11,8	-	13,8
29.05.13	Nachuntersuchung	9,3	6,9	9,7	9,0
19.06.13	Nachuntersuchung	8,0	5,6	9,5	7,9
08.07.13	Nachuntersuchung	6,6	4,8	7,9	7,8
23.08.13	Nachuntersuchung	5,0	5,7	7,1	5,8

**Tabelle 246: Messungen der Sauerstoffsättigung im Großen Baselsee (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	103	88	-	103
29.05.13	Nachuntersuchung	90	66	96	86
19.06.13	Nachuntersuchung	100	69	119	98
08.07.13	Nachuntersuchung	76	54	92	89
23.08.13	Nachuntersuchung	54	60	77	63

**Tabelle 247: Messungen der Wassertemperatur im Mittelteich Weißig (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	3,0	2,4	-	2,2
29.05.13	Nachuntersuchung	13,4	13	13,8	14,2
19.06.13	Nachuntersuchung	25,2	26,1	26,7	25,9
08.07.13	Nachuntersuchung	21,5	21,5	22,5	21,9
22.08.13	Nachuntersuchung	17,3	-	-	-

**Tabelle 248: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Mittelteich Weißig (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	15,9	13,9	-	14,6
29.05.13	Nachuntersuchung	8,8	8,8	11,1	9,2
19.06.13	Nachuntersuchung	6,5	6,6	9,3	7,1
08.07.13	Nachuntersuchung	6,5	5,6	7,6	4,6
22.08.13	Nachuntersuchung	2,9	-	-	-

**Tabelle 249: Messungen der Sauerstoffsättigung im Mittelteich Weißig (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	118	102	-	107
29.05.13	Nachuntersuchung	87	87	110	92
19.06.13	Nachuntersuchung	79	83	115	88
08.07.13	Nachuntersuchung	74	63	89	53
22.08.13	Nachuntersuchung	30	-	-	-

**Tabelle 250: Messungen der Wassertemperatur im Neuteich Weißig (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	2,9	2,5	-	2,5
29.05.13	Nachuntersuchung	14,1	14,5	14,6	14,5
19.06.13	Nachuntersuchung	26,1	27,5	27,8	26,7
08.07.13	Nachuntersuchung	24,6	24,3	25,3	24,3
23.08.13	Nachuntersuchung	18,1	16,6	18,5	18,3

**Tabelle 251: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Neuteich Weißig (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	14,0	12,3	-	12,4
29.05.13	Nachuntersuchung	7,9	8,5	7,6	8,8
19.06.13	Nachuntersuchung	7,9	8,2	8,3	7,3
08.07.13	Nachuntersuchung	6,4	1,8	7,4	6,6
23.08.13	Nachuntersuchung	4,9	3,1	4,9	5,0

**Tabelle 252: Messungen der Sauerstoffsättigung im Neuteich Weißig (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	105	90	-	92
29.05.13	Nachuntersuchung	80	86	76,0	89
19.06.13	Nachuntersuchung	98	104	105,0	92
08.07.13	Nachuntersuchung	76	20	90,0	79
23.08.13	Nachuntersuchung	53	32	52,0	53

## Heikteich

**Tabelle 253: Messungen der Wassertemperatur im Heikteich (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	2,6	2,8	-	2,7
29.05.13	Nachuntersuchung	15,4	14,9	14,7	15,3
19.06.13	Nachuntersuchung	26,1	26,2	27,6	27,3
08.07.13	Nachuntersuchung	24,9	24,8	25,2	24,8
23.08.13	Nachuntersuchung	18,8	18,8	19,2	19,1

**Tabelle 254: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Heikteich (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	14,9	14,4		13,9
29.05.13	Nachuntersuchung	9,4	8,2	8,9	9,3
19.06.13	Nachuntersuchung	6,0	5,2	8,6	6,5
08.07.13	Nachuntersuchung	8,6	8,5	10,8	9,7
23.08.13	Nachuntersuchung	6,4	5,7	8,4	7,2

**Tabelle 255: Messungen der Sauerstoffsättigung im Heikteich (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	110	108	-	104
29.05.13	Nachuntersuchung	97	84	90	96
19.06.13	Nachuntersuchung	74	65	109	82
08.07.13	Nachuntersuchung	103	103	131	117
23.08.13	Nachuntersuchung	69	61	91	78

## Maaschingteich

**Tabelle 256: Messungen der Wassertemperatur im Maaschingteich (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	3,3	2,5	-	1,6
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	7,5	5,7	8,1	7,6
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	11,2	9,3	10,3	10,0
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	11,2	9,1	11,6	11,0
29.05.13	Nachuntersuchung	12,8	13,3	13,2	13,5
19.06.13	Nachuntersuchung	25,2	25,9	27,6	25,1
08.07.13	Nachuntersuchung	21,2	21,0	22,4	21,4
23.08.13	Nachuntersuchung	18,2	17,7	18,1	18,2

**Tabelle 257: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Maaschingteich (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	14,8	9,2	-	7,7
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	4,1	7,5	9,8	9,1
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	2,5	5,9	8,0	6,6
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	2,9	6,1	5,9	5,6
29.05.13	Nachuntersuchung	5,8	6,3	8,5	8,8
19.06.13	Nachuntersuchung	4,9	4,3	5,9	4,7
08.07.13	Nachuntersuchung	1,4	3,3	4,7	2,2
23.08.13	Nachuntersuchung	3,2	1,4	4,8	4,2

**Tabelle 258: Messungen der Sauerstoffsättigung im Maaschingteich (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	112	68	-	56
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	35	61	85	77
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	23	53	73	61
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	26	53	54	51
29.05.13	Nachuntersuchung	56	62	85	87
19.06.13	Nachuntersuchung	60	54	76	58
08.07.13	Nachuntersuchung	16	37	51	25
23.08.13	Nachuntersuchung	34	15	51	45

## Jesorteich

**Tabelle 259: Messungen der Wassertemperatur im Jesorteich (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	3,1	3,0		3,5
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	7,3	7,2	7,3	7,3
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	9,5	9,8	9,6	9,6
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,5	10,5	10,6	10,5
29.05.13	Nachuntersuchung	25,8	25,3	27,1	27,1
19.06.13	Nachuntersuchung	25,8	25,3	27,1	27,1
08.07.13	Nachuntersuchung	21,8	21,9	23,6	22,9
23.08.13	Nachuntersuchung	18,3	18,3	18,8	18,7

**Tabelle 260: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Jesorteich (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	15,6	12,7	-	15,3
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	11,8	10,2	12,1	12,0
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	10,4	8,3	10,3	10,1
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	8,9	8,7	8,8	8,7
29.05.13	Nachuntersuchung	13,1	10,8	13,2	13,4
19.06.13	Nachuntersuchung	13,1	10,8	13,2	13,4
08.07.13	Nachuntersuchung	5,8	4,7	8,4	7,8
23.08.13	Nachuntersuchung	4,3	5,1	8,0	7,0

**Tabelle 261: Messungen der Sauerstoffsättigung im Jesorteich (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	118	96	-	116
10.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	100	86	102	102
12.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	94	75	93	91
15.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	80	79	79	78
29.05.13	Nachuntersuchung	161	133	163	170
19.06.13	Nachuntersuchung	161	133	163	170
08.07.13	Nachuntersuchung	65	54	99	91
23.08.13	Nachuntersuchung	46	54	87	75

**Tabelle 262: Messungen der Wassertemperatur im Altteich Biehla (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	3,3	2,1	-	1,3
18.04.13	Voruntersuchung	15,8	15,4	15,9	15,6
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	14,6	14,1	14,4	14,2
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	16,3	15,3	16,2	15,4
26.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	18,5	17,7	19,4	16,2
29.05.13	Nachuntersuchung	15,4	15,9	15,5	15,9
19.06.13	Nachuntersuchung	27,2	27,4	27,6	27,7
08.07.13	Nachuntersuchung	21,8	22,4	23,6	21,7
23.08.13	Nachuntersuchung	18,7	17,5	18,7	17,3

**Tabelle 263: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Altteich Biehla (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	16,8	15,5	-	7,5
18.04.13	Voruntersuchung	12,9	7,9	12,9	8,8
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	6,8	5,7	6,8	5,6
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	7,4	7,6	8,2	6,1
26.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	11,5	8,1	11,5	3,8
29.05.13	Nachuntersuchung	9,9	7,2	10,9	8,5
19.06.13	Nachuntersuchung	9,0	8,0	9,2	6,6
08.07.13	Nachuntersuchung	7,4	5,5	7,8	5,1
23.08.13	Nachuntersuchung	2,4	3,1	5,8	5,0

**Tabelle 264: Messungen der Sauerstoffsättigung im Altteich Biehla (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	127	115	-	54
18.04.13	Voruntersuchung	133	80	133	90
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	68	56	67	55
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	76	75	84	61
26.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	124	86	126	39
29.05.13	Nachuntersuchung	102	75	112	89
19.06.13	Nachuntersuchung	114	103	116	84
08.07.13	Nachuntersuchung	85	64	93	58
23.08.13	Nachuntersuchung	26	33	62	52

## Dammteich

**Tabelle 265: Messungen der Wassertemperatur im Dammteich (°C) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	3,7	1,5		2,9
18.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	15,0	15,0	15,8	15,5
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	14,7	14,4	14,1	14,1
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	16,1	15,7	15,9	15,9
29.05.13	Nachuntersuchung	14,5	15,6	16,4	16,2
19.06.13	Nachuntersuchung	25,9	26,4	27,1	26,0
08.07.13	Nachuntersuchung	21,5	21,9	22,5	21,6
23.08.13	Nachuntersuchung	18,4	18,2	18,5	18,4

**Tabelle 266: Messungen der Sauerstoffkonzentration im Dammteich (mg/l) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	13,0	10,8	-	12,3
18.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	9,7	8,0	9,7	9,7
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	5,4	6,6	6,8	6,9
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	7,3	7,2	7,6	7,5
29.05.13	Nachuntersuchung	2,3	4,0	4,2	4,0
19.06.13	Nachuntersuchung	5,4	5,5	6,0	5,2
08.07.13	Nachuntersuchung	4,2	4,7	3,6	3,3
23.08.13	Nachuntersuchung	3,2	4,6	5,1	1,9

**Tabelle 267: Messungen der Sauerstoffsättigung im Dammteich (%) 2013**

Datum	Bemerkung	Ablauf	Schilfgürtel	Teichmitte	Flachwasser ohne Schilf
03.04.13	Voruntersuchung	99	80	-	91
18.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	97	80	99	99
22.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	54	65	68	68
24.04.13	Untersuchung direkt nach Kalkung	75	72	75	75
29.05.13	Nachuntersuchung	24	41	43	42
19.06.13	Nachuntersuchung	67	68	73	65
08.07.13	Nachuntersuchung	48	54	41	38
23.08.13	Nachuntersuchung	35	49	54	21

## Anhang 2: Begehungsprotokolle Amphibien

### Anhang Amphibienuntersuchung BLAU

- Begehungsprotokolle
- Detaildaten
- Erläuterungen
- Diskussion

geordnet nach den Bearbeitungsgebieten

- Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf
- Teichgebiet Hammerstadt
- Teichgebiet Biehla-Weißig
- Versuchsteichanlage (VTA) Königswartha

#### Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf, 18.03.2012

11:00 – 19:00 Uhr Vorbegehung, v. a. TG westlich Heidehaus

Niederteich für effektive Bearbeitung zu groß, Ufer sind nur lokal prüfbar

Pferdeteich, Mittelteich, Kalbenteich und Kockelsteich strukturell eher ungünstig für Amphibien (typische Wirtschaftsteiche mit reduziertem Artenspektrum, Potenzial v. a. für EK, KN, TF)

Lache südlich des Kockelsteiches: Rufergemeinschaft Moorfrosch (100-200 AD?), keine genaue Kontrolle wegen fehlender Erreichbarkeit, einbrechender Dunkelheit und Lage außerhalb der Untersuchungsteiche

Am 18.03.2012 (Vorbegehung vor Anlaufberatung) konnte eine große Moorfrosch-Rufergemeinschaft in der Lache südlich des Kockelsteiches festgestellt werden, in 6 benachbarten Teichen hingegen gelangen noch keine Amphibiennachweise.

#### Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf, 19.03.2012

13:00 Uhr Anlaufberatung vor Ort; anstatt der 4 Teiche Ullersdorf (0-Probe) werden 2 weitere Teiche in Niederspree beprobt, und zwar:

- Kleiner Tiefzug (sehr strukturreich, teils an Wald angrenzend)
- „Froschteich“ (erst kürzlich abgetrennte Südspitze des Frauenteiches; ohne Besatz/NatSch-Förderung u. a. wegen *Lurionium natans* und *Graphoderus bilineatus*)
- anstatt Niederteich (zu groß, Ufer nur lokal prüfbar) wird Pferdeteich bearbeitet
- Klärung Rinder an Ochsenenteichen: Anruf bei Teichwirt nötig

bis 17:30 Uhr Erstbegehung Kleiner Tiefzug und Froschteich (vollständig umlaufen)

- Moorfrösche in voller Ruf- und Laichaktivität (vollblau), aber nur auf 20 bis 50 m hörbar (je nach Windrichtung und Nebengeräuschen)
- Froschteich: >=2 Rufgruppen Moorfrosch, je 10 bis 20 ad. (1 x mit Junglaich, ca. 20 Ballen; viele zerfetzte Frösche um Rufplätze (Fischotter? Iltis/Mink? Reiher? Kranich?))
- Frauenteich, Röhricht am Froschteichdamm: 2 Rufer Moorfrosch, weiter entfernt ggf. 100 bis 200 ad. Moorfrosch (unzugänglich in Schilfröhricht, nicht einsehbar)
- Moorlache im Wald hinter Schwarzer Lache (*Rhychnospora*-Lache): 2 Rufgruppen Moorfrosch, je 50 bis 100 ad.
- Schwarze Lache, Röhricht am SO-Ufer: 1 Rufer Rohrdommel

- Kleiner Tiefzug: an den zugänglichen Stellen keine Amphibien feststellbar, die für Moorfrosch und Grasfrosch attraktiven Bereiche (Verlandungszone/Bruch- bzw. Moorwald) waren nicht begehbar (mehrere Versuche, bei denen festgestellt wurde, dass eine Wiederholung im Zuge der Nachtbegehungen mit Blick auf Zeitaufwand, Überlebenschancen und erzielbaren Ergebnissen nicht sinnvoll ist)

Am 19.03.2012 waren rufende Moorfrösche auch am Froschteich, vor allem aber im Fraunteich und in der Moorlache im Wald SO der Schwarzen Lache feststellbar.

### Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quoisdorf, 28.03.2012

18:00 – 20:00 Uhr sowie 22:00 – 00:00 Uhr

- Pferdeteich, Zufahrtsrampen in SW-Ecke: 2 x 20 AD EK Sicht (reglos am Grund verharrend, keine Rufaktivität), 3 R MF (eher zaghaft rufend)
- Mittelteich, SO-Ufer: 3 AD EK Sicht (reglos am Grund verharrend, keine Rufaktivität)
- übrige Teiche ohne Nachweise, aber insgesamt zu windig und kühl: keine Rufaktivität
- die Situation an gut einsehbaren Stellen im Pferdeteich (Zufahrtsrampen) legt nahe, dass in diesem und wohl auch anderen Teichen bereits hunderte Erdkröten präsent sind, aber mangels Rufaktivität und aufgrund des Verharrens am Grund nicht erfassbar

### Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quoisdorf, 25.04.2012

18:00 – 21:00 Uhr stichprobenhafte Begehung, Schwerpunkt westliche Teiche

- gute Rufaktivität an Rodeteichen, an Mittel- und Pferdeteich hingegen fast keine Beobachtungen
- Gewässerstruktur dürfte entscheidend sein: Rodeteiche sind windgeschützter und besitzen eine zum Teil recht breite Röhrlichtzone und flutendes Material, Mittel- und Pferdeteich hingegen mit schmaler Röhrlichtzone, eher steilen Ufern und deutlichem Wellenschlag
- Grünfrösche meist nur beim Ableuchten erfassbar, weil noch nicht rufend
- Graben an Hälterteichen: 2 jagende Fischotter

### Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quoisdorf, 20.07.2012

13:00 – 18:30 Uhr stichprobenhafte Begehung, Schwerpunkt östliche Teiche

- Eiche Damm Neuer Teich: Kot und Käferreste Eremit
- Tiefzugsumpf: 3 LV & 1 Kokon *Laelia conosa* (relativ seltener Falter röhrlichtreicher mesotropher, meist mooriger Sümpfe, wird in Brandenburg als Charakterart der Cladium-Sümpfe betrachtet), nutzt in Sachsen wohl auch *V. Car lasioc* u. ä., mindestens eine der Raupen fraß an *Carex lasiocarpa*

Eine Nutzung der moorigen Feuchtgebiete im Untersuchungsgebiet als Landhabitat (z. B. Moorfrosch) konnte nicht festgestellt werden. Die Amphibienreproduktion ist wegen der Nährstoffarmut und den niedrigen pH-Werten auf die klassischen Moorarten *R. arvalis* und *R. lessonae* beschränkt, welche wohl auch eher die Verlandungszonen der Teiche nutzen.

## Begehungsprotokoll Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf, 08. und 10.08.2012

08.08.2012: 09:00 – 22:00 Uhr Ausbringen der Kleinfischreusen in 9 Teichen

10.08.2012: 08:30 – 17:30 Uhr Einholen und Desinfektion der KFR

**Tabelle 268: Ergebnisse Reusenfang Teichgebiet Niederspree/Quolsdorf**

Gewässer	Reusen	SP-Bereiche	Cybister LV	Cybister AD	LV Dytiscidae, klein	LV Hydrophilus spec.	Graphoderus spec.	sonstige Kleinkäfer (Acilius u. a.)	Stabwanze	Großlibellen-LV	Heidelibellen-LV	Hecht	Flussbarsch	Kaulbarsch	Schlei	Rotfeder
Niederspree - Froschteich	10	2	3	1			2		2	1		2	2		1	
Niederspree - Großer Tiefzug	6	1	1	1								1				
Niederspree - Kleiner Tiefzug	12	4	3						1			2	3			1
Niederspree - Schwarze Lache	10	2				1	4	2	4	4		4	2			
Niederspree - Neuteich	6	1		1	1		4		1	1	2	1				
Niederspree - Rodeteich 1	10	1					4		15			2				
Niederspree - Rodeteich 6	10	1					1	1	4	1		4	1	3		
Niederspree - Pferdeteich	4	1												1		
Niederspree - Mittelteich	4	1	1				1							1		
<b>Summen</b>	<b>72</b>		<b>8</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>16</b>	<b>3</b>	<b>27</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>14</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Amphibien oder deren Larven wurden nicht gefangen. Dies ist mit Blick auf Molche (Kammolch-Larven), aber auch Teichfrosch, Kleinen Wasserfrosch etc. erstaunlich. Ob Amphibien innerhalb der Reusen von parallel gefangenen Fischen gefressen wurden, ist unbekannt. Bei den zwei Begehungen (Auf- und Abbau der Reusen) gelangen auch keine Sichtbeobachtungen von Larven oder Jungtieren im Wasser. In Pferde- und Mittelteich wären zu diesem Zeitpunkt Fänge von Teichfrosch-Larven (und ersten Jungtieren) zu erwarten gewesen, in den übrigen Teichen zudem Molche und Rotbauchunken. Hier ist jedoch von einem Prädationsdruck durch Barsch und Hecht auszugehen, der ggf. eine Absenz der genannten Arten bewirkt. Weil sowohl die gekalkten als auch die ungekalkten Teiche ohne Amphibiennachweis waren, ist keine Aussage im Sinne der Fragestellung möglich.

Mit 32 Wasserkäfern, 27 Stabwanzen, 24 Fischen und 12 Libellenlarven war das Fangergebnis quantitativ gering. Neben der Absenz von Gelbrandkäfern fällt wieder die gute Präsenz von *Cybister* (RLS 2, RLD 3) und *Graphoderus spec.* auf, unter denen sich auch *G. bilineatus* (RLS 2, RLD 1, FFH-Anh. II & IV) befinden (Schwarze Lache, Neuteich, Rodeteich 2). Die Wasserkäfer-Gesellschaft verweist auf klare, helophytenreiche Barsch-Hecht-gesteuerte Flachgewässer. Amphibien hingegen bevorzugen fischfreie Gewässer oder solche, die nicht Barsch-Hecht-gesteuert sind. Amphibienvorkommen sind häufig mit der Abundanz von *Dytiscus marginalis* positiv korreliert (MÖLLE 2001, eigene Beob.), der hier ebenfalls nicht feststellbar war.

Die Ergebnisse pro Teich sind nicht repräsentativ (16 bis 48 Reuseöffnungsächte pro Gewässer, nach KBS Kammolch 60 nötig, nach KBS Schwimmkäfer bis 160). In acht der neun Teiche wurde mindestens eine Art nur in einer Falle gefangen, was die Wahrscheinlichkeit des Nicht-Fanges anderer Arten verdeutlicht. Teils wurden auch vier *Graphoderus bilineatus* in einer einzigen Falle gefangen, während in den neun anderen Reusen im gleichen Teich kein solcher Fang gelang.

Schwarze Lache am Damm zum Neumühlenteich – hier konzentrierten sich verständlicherweise die interessanten Beifänge (vier *Graphoderus bilineatus*, LV *Hydrophilus spec.*). Andererseits waren hier ebenso wenig wie in den Karpfenteichen Larven des Kammolches feststellbar.

Die Moorlache (alter Torfstich?) im Wald hinter der Schwarzen Lache fiel im Frühjahr als Moorfrosch-Laichgewässer auf, im Sommer waren im angrenzenden Wald auch Jungtiere der Art zu finden. Für weniger spezialisierte Amphibienarten dürfte das Gewässer hingegen zu sauer sein.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Ochseiteich 1**

Hier konzentrierten sich somit die Amphibiennachweise. Es zeigte sich wieder, dass Jungkarpfen und Larven der Knoblauchkröte aufgrund sehr ähnlicher Ansprüche und (ab einer bestimmten Größe der Kaulquappen, die wohl nicht umsonst die größten der einheimischen Arten sind) fehlendem Prädationsrisiko gut gemeinsam aufwachsen können. Aufgrund der deutlich geringeren Trockenmasse der Kaulquappen sind sie einerseits keine ernsthaften Nahrungskonkurrenten der Karpfen und andererseits zum Verzehr wenig geeignet.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Ochseiteich 2**

Am 28.03.2012 war dieser Laichballen bereits unbestimmte Zeit unbestimmten pH-Werten ausgesetzt gewesen, die ggf. kalkungsbedingt erhöht waren. Deutliche Schäden sind nicht erkennbar. Dies war der einzige Fall in den 26 Untersuchungsteichen, in denen kalkungsbedingt erhöhte pH-Werte auf beobachtbaren Amphibienlaich einwirkten. Weil es sich hier aber nur um eine Frühjahrskalkung zur Wasserkonditionierung und nicht um eine Desinfektionskalkung handelte, war dies für die eigentliche Fragestellung nicht von Bedeutung.

Der Ochseiteich 2 (westlicher Teich) wies eine > 50 % des Teiches umfassende, teils lichte Röhrichtzone auf.

Die namensgebenden Haustiere erleichterten die Erfassung durch Begrenzung der krautigen Vegetation erheblich, die Ufer waren überall gut begehbar. In den an den Teichen angrenzenden Flachgewässern mit stark schwankendem Wasserstand begünstigten sie die Ausbildung einer wertvollen Pflanzengemeinschaft. Ein Beispiel, dass umweltgerechte Teichwirtschaft nicht an der Wasseroberfläche endet.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Raklitzateich**

Der Raklitzateich weist am Ostufer und im Süden eine homogen dichte Röhrichtzone auf, die bereits aufgrund eines vorgelagerten breiten Grabens nicht erreichbar war. Im Röhricht riefen vor dem Ablassen im Frühjahr Moorfrösche, nach der Wiederbespannung und Kalkung konnten keine Amphibien mehr festgestellt werden. Im Gewässer war die Dichte räuberischer Fischarten jedoch besonders hoch.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Delinkateich**

Der Delinkateich wies vor allem an seinem langen Ostufer eine breite, kürzlich gemähte Röhrichtzone auf. Solche Flächen sind nicht nur für Erdkröte und Teichfrosch, sondern auch für Knoblauchkröte, Rotbauchunke und Laubfrosch sehr attraktiv. Ob dieses Potenzial aufgrund des Ablassens im Frühjahr, aufgrund der Kalkung oder aufgrund angrenzender großflächiger Bauarbeiten nicht genutzt wurde, ist unklar. Die Erfassung war aufgrund einer Höckerschwan-Brut gerade in diesem Bereich nur eingeschränkt möglich.

Der Delinkateich wies eine ähnlich hochwertige Röhrichtzone wie der Ochseiteich 2 auf. Nach der – für die Kalkung erfolgenden – Frühjahrsabfischung war jedoch nur eine viel geringere Bedeutung für Amphibien nachweisbar. Der flugfähige Schwarze Kolbenwasserkäfer, ein wertvoller Strukturgütezeiger, war hingegen sowohl im Ochseiteich 2 als auch im Delinkateich präsent.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Nebengewässer am Ochseiteich 1**

In alle Begehungen und den Reusenfang einbezogen wurden auch diese Kleinteiche. Wohl aufgrund später Bespannung, fehlendem Röhricht und ungünstigem Fischbestand blieb der Amphibienbestand sehr gering. Eine viel größere floristische und faunistische Bedeutung als die o. g. Kleinteiche hat dieses unbewirtschaftete flache Nebengewässer mit einer großen temporär fast trockenfallenden Zone.

### **Begehungsnotizen Teichgebiet Hammerstadt, Gewässer im Westteil des Teichgebietes**

Im westlichen Teil der Teichgruppe wiesen im Untersuchungsjahr durch niedrige Wasserstände und fehlenden Fischbesatz sowie Sondernutzungen (Anzucht Pflanzmaterial für Ersatzgewässer) viele Teiche für Amphibien optimale Bedingungen vor. Ob hierdurch die untersuchten Teiche weniger frequentiert wurden, konnte auch mangels Vergleichswerten zu den Vorjahren nicht geprüft werden. Der zum Teil verschüttete Hirschteich wurde zusätzlich geprüft. Hier lebten Arten, die in den Untersuchungsteichen nicht nachweisbar waren.

### Anhang 3: Wasseranalysedaten Lehr- und Versuchsteichanlage Königswartha 2012

#### pH-Werte

VT	Branntkalk	16.04.	24.04.	02.05.	08.05.	15.05.	22.05.	29.05.	05.06.	12.06.	19.06.	26.06.	03.07.	10.07.	17.07.	24.07.	31.07.	07.08.	14.08.	21.08.	30.08.	04.09.	11.09.	20.09.	25.09.	02.10.
		9.00	09:30	09:30	09:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	09:00	09:00	09:00	09:00	09:00	09:00	09:00	09:00	09:00
Nr.	kg/ha	pH																								
7	2000	9,83	9,62	8,61	8,14	7,64	7,65	7,63	7,78	7,54	7,51	7,50	7,32	7,58	8,12	7,76	7,36	7,22	7,44	7,23	7,26	8,14	7,92	7,85	9,39	8,97
8	2000	9,83	9,63	8,94	7,64	7,61	7,87	7,64	7,81	7,60	7,54	7,79	7,95	8,87	8,79	8,11	7,36	7,45	7,52	7,19	7,04	8,35	8,68	9,00	9,25	9,28
9	2000	9,79	9,46	8,84	7,47	7,58	7,54	7,49	7,55	7,45	7,36	7,31	7,23	7,37	7,26	7,43	7,15	7,20	7,39	7,17	7,24	7,48	7,64	7,81	7,72	8,08
10	500	9,83	9,68	9,13	7,43	7,45	7,49	7,36	7,41	7,21	7,20	7,14	7,25	7,21	7,20	7,26	7,11	7,02	7,44	7,19	7,30	7,24	7,58	7,57	7,64	8,38
20	500	9,54	9,48	9,09	7,88	7,72	7,77	7,54	7,62	8,36	7,61	7,70	8,59	8,25	7,48	8,73	7,47	7,32	8,12	7,78	7,75	7,26	8,76	8,68	8,91	8,84
21	500	9,66	9,40	8,92	7,47	7,54	8,00	7,57	8,45	7,58	7,66	7,54	8,23	8,52	7,68	8,13	7,35	7,38	7,49	7,27	7,37	7,45	7,37	7,38	8,43	8,17
22	0	9,68	9,47	9,14	7,30	7,32	7,45	7,54	7,37	7,42	7,27	7,16	7,11	7,16	7,15	7,29	7,08	7,12	7,20	7,11	7,13	7,16	7,38	7,25	7,30	7,25
23	0	9,70	9,60	9,05	7,34	7,38	7,50	7,44	7,40	7,37	7,45	7,28	7,16	7,29	7,27	7,42	7,17	7,17	7,28	7,22	7,33	7,44	7,43	7,49	7,92	8,44
24	0	9,72	9,65	8,22	7,21	7,27	7,44	7,31	7,34	7,30	7,30	7,23	7,16	7,21	7,20	7,33	7,17	7,18	7,35	7,19	7,30	7,30	7,50	7,35	7,45	7,91
Mittel	2000 kg	9,82	9,57	8,80	7,75	7,61	7,69	7,59	7,71	7,53	7,47	7,53	7,50	7,94	8,06	7,77	7,29	7,29	7,45	7,20	7,18	7,99	8,08	8,22	8,79	8,78
Mittel	500 kg	9,68	9,52	9,05	7,59	7,57	7,75	7,49	7,83	7,72	7,49	7,46	8,02	7,99	7,45	8,04	7,31	7,24	7,68	7,41	7,47	7,32	7,90	7,88	8,33	8,46
Mittel	0 kg	9,70	9,57	8,80	7,28	7,32	7,46	7,43	7,37	7,36	7,34	7,22	7,14	7,22	7,21	7,35	7,14	7,16	7,28	7,17	7,25	7,30	7,44	7,36	7,56	7,87

## Sauerstoffgehalte

VT	Brantkalk	16.04.	24.04.	02.05.	08.05.	15.05.	22.05.	29.05.	05.06.	12.06.	19.06.	26.06.	03.07.	10.07.	17.07.	24.07.	31.07.	07.08.	14.08.	21.08.	30.08.	04.09.	11.09.	20.09.	25.09.	02.10.
		Nr.	kg/ha	9.00 O <sub>2</sub> mg/l	09:30 O <sub>2</sub> mg/l	09:30 O <sub>2</sub> mg/l	09:30 O <sub>2</sub> mg/l	08:30 O <sub>2</sub> mg/l	09:00 O <sub>2</sub> mg/l																	
7	2000	15,1	14,0	8,6	4,4	4,7	4,7	2,7	6,1	4,3	3,7	3,3	4,0	5,0	7,2	6,1	5,0	3,6	4,7	2,6	4,6	8,1	8,0	6,2	8,8	10,6
8	2000	15,9	13,0	8,6	5,0	5,7	6,5	2,6	5,7	3,6	3,4	4,7	6,8	8,5	9,0	9,5	5,2	5,6	8,2	3,8	4,7	14,1	12,7	8,9	10,3	10,8
9	2000	15,0	13,0	7,5	5,4	5,2	8,1	5,6	6,7	6,6	4,9	3,6	4,6	5,3	3,7	3,6	3,5	4,4	5,3	2,9	3,9	5,6	8,9	6,1	6,8	8,5
10	500	15,1	12,9	8,5	5,1	5,0	6,9	3,9	5,6	4,6	2,9	2,4	4,5	4,1	3,7	3,7	4,4	3,4	6,1	3,3	4,5	4,7	8,2	5,8	6,5	8,8
20	500	14,2	14,2	7,5	10,6	6,1	6,1	2,2	3,9	10,1	3,9	4,1	7,4	6,6	6,2	8,9	3,7	2,0	5,5	4,1	5,3	8,1	8,9	6,5	8,5	8,2
21	500	13,9	13,1	7,1	4,9	5,1	7,3	2,2	9,3	2,6	3,8	2,4	6,8	6,9	6,2	8,4	4,5	4,6	4,9	4,5	5,7	7,6	6,9	5,8	9,3	8,0
22	0	15,8	13,7	7,9	6,7	6,0	8,4	5,6	4,7	5,6	3,9	1,2	2,5	3,1	2,2	3,6	2,2	3,0	3,4	2,0	2,3	3,1	5,8	3,1	4,2	3,8
23	0	15,3	13,1	7,1	5,4	5,6	7,5	4,6	4,1	4,1	4,1	2,1	3,4	4,1	3,4	4,6	3,5	3,8	3,8	4,7	4,2	5,9	7,9	5,8	7,3	8,6
24	0	15,4	13,4	7,3	3,6	4,9	6,3	3,2	4,9	4,9	3,2	1,8	3,3	3,8	2,7	3,2	3,7	4,5	4,8	2,9	4,6	5,2	7,0	4,4	5,9	8,2
Mittel	2000 kg	15,3	13,3	8,2	4,9	5,2	6,4	3,6	6,2	4,8	4,0	3,9	5,1	6,3	6,6	6,4	4,6	4,5	6,1	3,1	4,4	9,3	9,9	7,1	8,6	10,0
Mittel	500 kg	14,4	13,4	7,7	6,9	5,4	6,8	2,8	6,3	5,8	3,5	3,0	6,2	5,9	5,4	7,0	4,2	3,3	5,5	4,0	5,2	6,8	8,0	6,0	8,1	8,3
Mittel	0 kg	15,5	13,4	7,4	5,2	5,5	7,4	4,5	4,6	4,9	3,7	1,7	3,1	3,7	2,8	3,8	3,1	3,8	4,0	3,2	3,7	4,7	6,9	4,4	5,8	6,9

## Wassertemperatur

VT	Brantkalk	16.04.	24.04.	02.05.	08.05.	15.05.	22.05.	29.05.	05.06.	12.06.	19.06.	26.06.	03.07.	10.07.	17.07.	24.07.	31.07.	07.08.	14.08.	21.08.	30.08.	04.09.	11.09.	20.09.	25.09.	02.10.
		Nr.	kg/ha	9.00 Temp °C	09:30 Temp °C	09:30 Temp °C	09:30 Temp °C	08:30 Temp °C	09:00 Temp °C																	
7	2000	9,7	12,6	21,1	15,0	14,9	20,4	21,7	16,4	19,7	23,4	18,4	23,4	23,6	18,8	20,9	22,4	22,2	19,5	25,2	21,3	20,2	20,8	15,5	14,9	14,3
8	2000	9,8	12,8	21,1	15,4	14,6	20,8	21,4	16,3	19,5	23,6	17,8	22,8	22,6	18,4	20,6	22,0	21,9	19,3	25,4	21,9	19,4	20,2	15,2	14,7	13,8
9	2000	10,0	12,7	21,2	15,6	15,4	20,8	21,7	16,5	19,4	22,3	18,3	22,6	22,6	19,2	21,1	22,4	22,4	19,6	25,5	22,2	20,2	20,5	15,6	15,1	14,2
10	500	10,0	12,9	21,0	15,5	15,4	20,5	21,9	16,3	18,6	21,1	18,2	22,3	22,9	18,8	20,6	22,0	21,9	19,2	25,1	22,0	20,2	20,5	15,9	15,1	14,2
20	500	10,0	13,0	21,4	15,0	15,1	20,9	21,9	16,6	20,3	23,8	20,1	23,1	24,7	19,8	21,3	22,6	22,4	19,2	24,2	21,2	19,3	19,5	15,2	14,7	14,0
21	500	10,0	13,3	21,7	15,6	15,7	20,9	22,0	16,8	20,3	24,0	20,2	23,2	24,8	19,9	21,4	22,8	22,8	19,7	25,1	21,9	19,6	20,6	16,2	14,9	14,1
22	0	10,2	13,4	21,6	15,6	15,8	20,6	21,2	16,4	19,7	21,9	19,1	22,4	24,2	19,9	20,9	22,4	22,9	19,6	25,4	22,1	19,8	20,5	15,8	15,3	14,4
23	0	10,1	13,2	21,8	15,7	15,7	20,8	21,7	16,7	19,9	22,5	19,8	22,2	24,0	20,0	20,9	22,2	22,5	19,1	24,9	22,0	19,8	20,3	15,8	15,2	14,2
24	0	10,1	13,1	21,9	15,2	15,4	20,7	21,9	16,6	19,7	22,4	19,3	22,5	23,8	19,6	20,7	22,2	22,6	19,3	25,1	22,0	20,0	20,5	16,2	15,4	14,3
Mittel	2000 kg	9,8	12,7	21,1	15,3	15,0	20,7	21,6	16,4	19,5	23,1	18,2	22,9	22,9	18,8	20,9	22,3	22,2	19,5	25,4	21,8	19,9	20,5	15,4	14,9	14,1
Mittel	500 kg	10,0	13,1	21,4	15,4	15,4	20,8	21,9	16,6	19,7	23,0	19,5	22,9	24,1	19,5	21,1	22,5	22,4	19,4	24,8	21,7	19,7	20,2	15,8	14,9	14,1
Mittel	0 kg	10,1	13,2	21,8	15,5	15,6	20,7	21,6	16,6	19,8	22,3	19,4	22,4	24,0	19,8	20,8	22,3	22,7	19,3	25,1	22,0	19,9	20,4	15,9	15,3	14,3

**Sichttiefe (cm), 140 cm Sichttiefe = Grundsicht**

VT	Branntkalk	08.05.	22.05.	05.06.	19.06.	03.07.	17.07.	31.07.	14.08.	30.08.	11.09.	25.09.
Nr.	kg/ha	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30	08:30
		Sicht										
7	2000	140	140	140	140	100	35	35	25	40	25	35
8	2000	120	140	100	140	40	35	30	25	20	30	25
9	2000	140	140	90	140	50	70	60	40	50	35	40
10	500	140	140	90	140	45	40	45	35	30	30	40
20	500	90	140	140	140	35	15	20	15	20	15	15
21	500	140	140	60	140	45	35	35	30	20	25	25
22	0	140	140	70	140	55	70	80	70	50	50	40
23	0	140	140	80	140	55	50	40	30	35	30	30
24	0	140	140	80	140	60	45	50	40	45	30	35
Mittel	2000 kg	133	140	110	140	63	47	42	25	40	25	35
Mittel	500 kg	123	140	97	140	42	30	33	15	20	15	15
Mittel	0 kg	140	140	77	140	57	55	57	30	35	30	30

**Alkalinität**

VT	Branntkalk	24.04.2012	08.05.2012	22.05.2012	19.06.2012	03.07.2012	17.07.2012	31.07.2012	14.08.2012	30.08.2012	11.09.2012
Nr.	kg/ha	Alkal.									
		mval/l									
7	2000	1,15	1,75	1,95	2,75	2,05	1,85	1,90	2,15	2,00	1,60
8	2000	0,95	2,00	2,15	2,80	1,85	1,65	1,95	1,90	1,50	1,40
9	2000	1,00	2,00	1,90	1,50	1,60	1,50	1,85	2,00	2,10	1,80
10	500	1,00	1,95	1,85	1,95	1,85	1,70	1,75	1,35	1,90	1,75
20	500	1,30	1,75	1,95	1,30	1,30	1,50	1,80	1,80	1,85	1,50
21	500	1,10	2,00	2,10	2,60	1,80	1,75	2,25	2,00	1,50	1,50
22	0	0,95	1,80	1,15	1,45	1,65	2,00	2,20	2,10	2,15	1,85
23	0	1,05	1,85	1,40	1,75	2,30	2,15	2,30	2,30	2,25	1,65
24	0	1,10	2,35	1,70	1,75	1,85	1,95	2,05	1,90	2,00	1,80
Mittel	2000 kg	1,03	1,92	2,00	2,35	1,83	1,67	1,90	2,02	1,87	1,60
Mittel	500 kg	1,13	1,90	1,97	1,95	1,65	1,65	1,93	1,72	1,75	1,58
Mittel	0 kg	1,03	2,00	1,42	1,65	1,93	2,03	2,18	2,10	2,13	1,77

		24.04.2012						08.05.2012						22.05.2012					
		Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.
		mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
VT Branntkalk																			
7	2000	1,15	22,5	0,548	0,28	5,49	0,05	1,75	21,1	1,082	1,42	6,23	0,42	1,95	15,4	0,518	0,92	4,37	0,29
8	2000	0,95	20,6	0,589	0,13	4,98	0,05	2,00	18,9	0,512	0,86	5,13	0,24	2,15	11,0	0,326	0,23	2,78	0,09
9	2000	1,00	23,3	0,711	0,15	5,63	0,06	2,00	10,1	0,254	0,94	3,11	0,28	1,90	11,0	0,188	0,34	2,82	0,10
10	500	1,00	19,6	0,508	0,13	4,66	0,04	1,95	10,6	0,320	0,90	3,20	0,28	1,85	12,3	0,188	0,34	3,12	0,15
20	500	1,30	26,4	0,434	0,14	6,24	0,05	1,75	27,3	0,538	0,65	6,86	0,16	1,95	12,8	0,353	0,43	3,34	0,13
21	500	1,10	22,3	0,496	0,2	5,27	0,05	2,00	18,9	0,512	1,14	5,34	0,27	2,10	10,1	0,234	0,23	2,55	0,11
22	0	0,95	17,1	0,358	0,12	4,11	0,04	1,80	8,8	0,142	0,74	2,61	0,10	1,15	7,9	0,089	0,44	2,17	0,10
23	0	1,05	23,3	0,396	0,16	5,54	0,05	1,85	13,2	0,297	1,08	9,93	0,20	1,40	10,0	0,155	0,39	2,55	0,09
24	0	1,10	29,0	0,393	0,16	6,75	0,04	2,35	9,2	0,059	1,38	3,19	0,37	1,70	14,5	0,096	0,35	3,60	0,12
		19.06.2012						03.07.2012						17.07.2012					
		Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.
		mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
VT Branntkalk																			
7	2000	2,75	6,6	0,066	0,45	1,87	0,46	2,05	6,6	0,040	0,34	1,77	0,18	1,85	3,4	0,003	0,31	1,14	0,05
8	2000	2,80	6,6	0,109	0,50	1,92	0,22	1,85	9,2	0,106	0,27	2,34	0,10	1,65	4,0	0,007	0,27	1,11	0,03
9	2000	1,50	5,3	0,013	0,19	1,35	0,07	1,60	6,2	0,026	0,30	1,64	0,13	1,50	4,4	0,007	0,27	1,21	0,07
10	500	1,95	4,4	0,013	0,25	1,19	0,17	1,85	5,7	0,030	0,30	1,54	0,26	1,70	4,4	0,007	0,39	1,30	0,10
20	500	1,30	5,7	0,053	0,41	1,64	0,05	1,30	6,6	0,026	0,19	1,66	0,06	1,50	7,5	0,007	0,28	1,92	0,02
21	500	2,60	6,2	0,089	0,44	1,77	0,31	1,80	7,0	0,036	0,22	0,18	0,11	1,75	5,3	0,003	0,25	1,39	0,03
22	0	1,45	5,3	0,020	0,27	1,42	0,13	1,65	5,7	0,020	0,39	1,61	0,21	2,00	4,4	0,007	0,44	1,34	0,15
23	0	1,75	5,7	0,013	0,27	1,51	0,16	2,30	12,8	0,020	0,40	1,61	0,25	2,15	4,4	0,007	0,36	1,28	0,08
24	0	1,75	6,2	0,013	0,28	1,62	0,21	1,85	5,7	0,016	0,35	1,58	0,22	1,95	4,0	0,010	0,35	1,17	0,10

		31.07.2012						14.08.2012						30.08.2012					
		Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.
		mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
VT Branntkalk																			
7	2000	1,90	6,2	0,010	0,32	1,65	0,03	2,15	5,7	0,013	0,27	1,51	0,06	2,00	8,8	0,066	0,30	2,25	0,06
8	2000	1,95	5,7	0,013	0,32	1,55	0,03	1,90	6,2	0,010	0,25	1,19	0,05	1,50	8,4	0,013	0,35	2,17	0,04
9	2000	1,85	6,6	0,010	0,36	1,78	0,07	2,00	6,6	0,010	0,27	1,71	0,05	2,10	6,6	0,010	0,34	1,76	0,06
10	500	1,75	7,5	0,013	0,39	2,00	0,08	1,35	7,9	0,007	0,30	2,03	0,04	1,90	6,2	0,013	0,41	1,72	0,03
20	500	1,80	9,2	0,017	0,39	2,41	0,19	1,80	11,9	0,017	0,27	2,92	0,13	1,85	9,2	0,040	0,26	2,31	0,07
21	500	2,25	7,5	0,013	0,35	1,97	0,04	2,00	5,7	0,010	0,22	1,47	0,05	1,50	7,5	0,020	0,30	1,94	0,05
22	0	2,20	6,6	0,017	0,40	1,82	0,15	2,10	5,7	0,010	0,25	1,49	0,06	2,15	5,7	0,010	0,34	1,56	0,07
23	0	2,30	7,5	0,013	0,41	2,02	0,11	2,30	7,0	0,010	0,27	1,81	0,05	2,25	5,7	0,010	0,39	1,60	0,03
24	0	2,05	8,4	0,013	0,36	2,18	0,16	1,90	7,5	0,010	0,27	1,91	0,04	2,00	6,2	0,010	0,39	1,70	0,03

		11.09.2012						25.09.2012					
		Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.	Alkal.	Nitrat	Nitrit	Amm.	ges.-N (anorg)	o-Phos.
		mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
VT Branntkalk													
7	2000	1,60	6,6	0,010	0,26	1,70	0,03	1,85	4,4	0,010	0,17	1,13	0,04
8	2000	1,40	6,2	0,033	0,28	1,63	0,06	1,3	7,9	0,02	0,2	1,95	0,08
9	2000	1,80	6,2	0,012	0,28	1,62	0,04	1,95	6,2	0,013	0,21	1,56	0,03
10	500	1,75	8,4	0,066	0,39	2,22	0,05	1,80	6,6	0,013	0,23	1,68	0,03
20	500	1,50	9,2	0,013	0,30	2,33	0,08	1,30	8,8	0,017	0,19	2,16	0,07
21	500	1,50	7,0	0,023	0,27	1,82	0,03	1,35	8,4	0,026	0,17	2,04	0,04
22	0	1,85	5,7	0,030	0,27	1,52	0,05	2,05	5,3	0,010	0,17	1,33	0,03
23	0	1,65	7,0	0,053	0,31	1,86	0,03	1,95	7,5	0,013	0,21	1,86	0,03
24	0	1,80	6,2	0,010	0,23	1,58	0,14	1,80	7,5	0,013	0,22	1,87	0,03

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)  
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
Telefon: +49 351 2612-0  
Telefax: +49 351 2612-1099  
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de  
www.smul.sachsen.de/lfulg

**Autoren:**

Katja Kornek  
IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH Ottendorf-Okrilla  
Jan Blau  
BLAU Büro für Landschaftsplanung, Artenschutz und Umweltbildung Dresden  
Dietrich Hanspach  
PNS Büro für Planung in Natur und Siedlung Lindenau,  
Gert Füllner  
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

**Redaktion:**

Dr. Gert Füllner  
LfULG, Abteilung Landwirtschaft/Referat Fischerei  
Gutsstraße 1, 02699 Königswartha  
Telefon: +49 35931 296-10  
Telefax: +49 35931 296-11  
E-Mail: gert.fuellner@smul.sachsen.de

**Redaktionsschluss:**

31.07.2014

**Fotos:**

IDUS GmbH, Büro BLAU, Büro PNS

**ISSN:**

1867-2868

**Hinweis:**

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

**Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinarbeit des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.